



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ

Ана Петровић

МОГУЋНОСТИ КОРИШЋЕЊА БАЗЕ ПОДАТАКА У СТРАТЕГИЈИ
КОНЗЕРВАЦИЈЕ БИОДИВЕРЗИТЕТА МАКРОБЕСКИЧМЕЊАКА
КОПНЕНИХ ВОДА НА НАЦИОНАЛНОМ НИВОУ

Докторска дисертација

Крагујевац, 2014. године

I Аутор
Име и презиме: Ана Петровић
Датум и место рођења: 24.06.1978. године, Крагујевац
Садашње запослење: Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, Институт за биологију и екологију, звање асистент
II Докторска дисертација
Наслов: Могућности коришћења базе података у стратегији конзервације биодиверзитета макробескичмењака копнених вода на националном нивоу
Број страница: 237
Број слика: 22 табеле, 4 слике
Број библиографских података: 423
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: 26.12.2012. 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 Александар Остојић, ванредни професор Природно-математичког факултета у Крагујевцу, ужа научна област: Екологија, биогеографија и заштита животне средине; 3. Др Момир Пауновић, виши научни сарадник Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић” у Београду, ужа научна област: Биологија (Хидроекологија)
Комисија за преглед и одбрану докторске дисертације:
<hr/> <p>Др Владица Симић, ванредни професор, ментор, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу Ужа научна област: Екологија, биогеографија и заштита животне средине</p> <hr/> <p>Др Александар Остојић, ванредни професор, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу Ужа научна област: Екологија, биогеографија и заштита животне средине</p> <hr/> <p>Др Момир Пауновић, виши научни сарадник Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић” у Београду Ужа научна област: Биологија (Хидроекологија)</p>
Датум одбране докторске дисертације:

Мом Јовану

Захвалница

Прошло је много времена од самог почетка, тј. осмишљавања теме ове докторске дисертације па до њене израде, те је сасвим логично да осећам дужну захвалност према великом броју људи који су били уз мене.

Велику захвалност дугујем мом ментору др Владици Симићу, ванредном професору Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу за помоћ приликом избора теме и за подршку и непрекидну сарадњу током истраживања и израде докторске дисертације.

Др Александру Остојићу, ванредном професору Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, захваљујем се на помоћи и корисним саветима током писања докторске дисертације.

Др Момиру Пауновићу, вишем научном сараднику Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић“ у Београду, дугујем захвалност за корисне сугестије и помоћ током израде дисертације.

Др Снежани Симић, ванредном професору Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, захваљујем на помоћи, разумевању и интересовању за мој рад.

Захвалност дугујем колеги др Бурађу Милошевићу, асистенту Природно-математичког факултета Универзитета у Нишу, на подршци, као и непосредној и срдечној сарадњи током реализације ове докторске дисертације.

Драге моје колеге Александра, Симона, Наташа, Милена, Марко и Владо, хвала вам.

Посебну захвалност дугујем пријатељици Невени Борђевић, за несебичну помоћ, подршку током свих година заједничког рада, као и током израде дисертације, без које би рад на овом докторату био сасвим сигурно другачији и тежи.

На крају, захвалност дугујем мојој породици на стрпљењу, подршци и пре свега великој љубави коју су ми увек несебично давали.

Ана Петровић

Могућности коришћења базе података у стратегији конзервације биодиверзитета макробескичмењака копнених вода на националном нивоу

Резиме:

За ефикасно управљање различитим областима, па и активностима везаним за заштиту биолошке разноврсности, веома је важан квалитет, квантитет и организација података. Из тог разлога су формиране бројне базе података које омогућавају складиштење, проверу и анализу података. Досадашња истраживања указују да су базе података важне за конзервацију биодиверзитета.

Циљеви овог истраживања били су: формирање базе података на основу које се стиче увид о биодиверзитету акватичних екосистема Србије, са посебним освртом на акватичне макробескичмењаке; израда списка свих врста макробескичмењака констатованих у копненим водама Србије; одређивање центара диверзитета макробескичмењака по речним сливовима и, коначно, дата је концепција стратегије и приоритет конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу.

Како би се применила разрађена стратегија конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу, формирана је база података под називом **Биодиверзитет Акватичних Екосистема Србије, *ex situ* заштита, BAES *ex situ***. База података BAES садржи податке о налазима макробескичмењака у воденим екосистемима на подручју Србије, почевши од првог библиографског налаза из 1873. године до данас. На основу података из базе формиран је и конципиран списак врста макробескичмењака забележених у воденим екосистемима Србије у периоду обухваћеном истраживањем (до 2012. године). Списак тренутно чине 995 врста, које су сврстане у 23 животињске групе. Највећи диверзитет је забележен у групама Diptera и Trichoptera, затим следе Plecoptera, Ephemeroptera Oligochaeta и Odonata.

Анлизом базе података одређени су центри диверзитета за поједине групе макробескичмењака. Брдско-планинска подручја Србије, на којима се највећим делом налазе сливови Јужне и Западне Мораве су центри диверзитета за групе Insecta, и то пре свега за групе Diptera, Trichoptera, Plecoptera и Ephemeroptera, док су равничарске реке Дунав и Сава центри диверзитета: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Amphipoda и Odonata.

Предлог стратегије се огледа у надовезивању на IUCN категорије, али филтрирањем података из базе врши се селекција и издвајају се врсте које су означене као *локално значајне јединице конзервације* (ЛЗЈК). На основу глобалних и регионалних IUCN критеријума извршена је процена степена угрожености за таксоне са статусом ЛЗЈК. Као резултат добија се локална Црвена листа угрожених врста акватичних макробескичмењака. Како би се одредио ризик од изумирања и приоритет конзервације на локалном нивоу извршено је тестирање модификованог модела ESHIPPO. Модел ESHIPPO је примењен на следећим групама организама: Plecoptera, Ephemeroptera и декаподни ракови из фам. Astacidae.

Применом стратегије показало се да 14 врста из групе Plecoptera и 10 врста из групе Ephemeroptera имају умерен ниво ризика од изумирања и II степен приоритета конзервације на националном нивоу. Приоритет у конзервацији и I степен заштите има

врста племенитог речног рака *Astacus astacus* у односу на врсту *Austropotamobius torrentium*. Стратегија је показала да врсте са истим степеном угрожености могу имати различит ниво ризика од изумирања, а самим тим и приоритет конзервације на локалном нивоу.

Крајњи резултат нашег истраживања су финални извештаји базе за угрожене врсте акватичних макробескичмењака у којима се предлажу мере конзервације које се прописују на основу IUCN критеријума, као и на основу процене степена локалног ризика од изумирања.

Стратегија не само да има научни, већ и економски значај, јер се посебном анализом елемената модела „ES“ и „HIPPO“ издвајају фактори који највише утичу на угроженост дате врсте и на тај начин се предузимају најрационалније мере конзервације на националном нивоу.

Possibilities of using a database in the strategy of conserving the biodiversity of inland water macroinvertebrates at a national level

Summary:

For effective management of diverse areas and activities related to biodiversity conservation, the quality as well as quantity and organization of data are very important. For this reason a number of databases that allow storing, testing and analysis were formed. Previous researches suggest that databases are important for biodiversity conservation.

The objectives of this study were: the establishment of a database based on which an insight into the biodiversity of aquatic ecosystems of Serbia is acquired, with special emphasis on aquatic macroinvertebrates; the creation of a list of all identified species of macroinvertebrates in the inland waters of Serbia; the determination of the centers of diversity of macroinvertebrates on river basins, and finally, presenting a strategy concept and a conservation priority in regard to aquatic macroinvertebrates at the national level.

In order to implement the developed conservation strategy for aquatic macroinvertebrates at the national level, a database was created under the title **Biodiversity of Aquatic Ecosystems of Serbia**, *ex situ* conservation, BAES *ex situ*. The BAES database contains information on the findings of macroinvertebrates in aquatic ecosystems in Serbia, starting from the first bibliographic findings in 1873 until today. Based on the data from the database a list of macroinvertebrates was designed and constructed, with all the species recorded in the aquatic ecosystems of Serbia during the survey period (up to 2012). The list currently consists of 995 species, which are divided into 23 groups of animals. The highest diversity was recorded in groups of Diptera and Trichoptera, followed by Plecoptera, Ephemeroptera, Oligochaeta and Odonata.

By analysing the database specific centers of diversity for each group of macroinvertebrates were determined. The mountainous areas of Serbia, where the basins of South and West Morava are mostly situated, are centers of diversity for the group of Insects, primarily for groups of Diptera, Trichoptera, Plecoptera and Ephemeroptera, whereas the plains of the Danube and Sava are centers of diversity: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Amphipoda and Odonata.

The proposed strategy can be seen in reference to the IUCN categories, but by filtering the data from the database, the selection is made and the species, which are designated as significant to *local units of conservation (lokalno značajne jedinice konzervacije - LZJK)*, are allocated. Based on the global and regional IUCN criteria levels of threat to the taxa with LZJK status were assessed. The result is a local Red List of endangered species of aquatic macroinvertebrates. In order to determine the risk of extinction and the priority of conservation on a local level the testing of a modified ESHIPPO model was carried out. The ESHIPPO model was applied to the following groups of organisms: Plecoptera, Ephemeroptera, and decapod crustaceans from the family of Astacidae.

By applying the strategy it became clear that 14 species of the Plecoptera group and 10 species of the Ephemeroptera group have a moderate level of extinction risk and a degree II conservation priority at the national level. A species of the noble crayfish *Astacus astacus* has the conservation priority and protection level I in regard to the type *Austropotamobius torrentium*. The strategy has shown that species with the same degree of vulnerability may

have a different level of extinction risk, and therefore a conservation priority at the local level.

The end result of our research are the final reports of the base for endangered species of aquatic macroinvertebrates in which conservation measures are proposed that are prescribed based on the IUCN criteria, and based on the assessment of the degree of risk of local extinction.

The strategy is not only of scientific, but also of economic importance. By separately analysing elements of the models "ES" and "HIPPO", the factors were identified that most influence the vulnerability of the given species and thus take the most rational conservation measures at the national level.

Садржај

1. Увод	1
1.1. Конзервација акватичних макробескичмењака	5
1.2. IUCN категорије угрожености таксона	7
1.3. Улога База података у стратегији конзервације биодиверзитета	11
1.4. База података «Биодиверзитет акватичних екосистема Србије» BAES - <i>ex situ</i>	13
1.5. Досадашња истраживања акватичних макробескичмењака у Србији	13
2. Циљеви рада	16
3. Материјал и методе	18
3.1. Подручје истраживања	19
3.1.1. Слив Црног мора	19
3.1.2. Дунав	19
3.1.3. Сава	20
3.1.4. Тиса	20
3.1.5. Велика Морава	20
3.1.6. Јужна Морава	21
3.1.7. Западна Морава	21
3.1.8. Дрина	22
3.1.9. Колубара	22
3.1.10. Млава и Пек	22
3.1.11. Тимок	22
3.1.12. Слив Јадранског мора	23
3.1.13. Бели Дрим	23
3.1.14. Слив Егејског мора	23
3.1.15. Пчиња	23
3.1.16. Драговиштица	24
3.1.17. Лепенац	24
3.2. Методологија стратегије конзервације акватичних макробескичмењака	26
3.2.1. Формирање, структура и садржај базе података BAES <i>ex-situ</i>	26
3.2.2. Формирање списка таксона акватичних макробескичмењака	31
3.2.3. Филтрирање или селекција врста акватичних макробескичмењака из формираног списка	32

3.2.4. Процена степена угрожености врста са статусом локално значајних јединица конзервације (ЛЗЈК) на основу критеријума IUCN	35
3.2.5. Процена ризика изумирања и приоритета конзервације угрожених врста акватичних макробескичмењака на националном и локалном нивоу помоћу модела ESHIPPO.....	36
3.2.6. Финални извештаји стратегије.....	39
4. Резултати рада.....	42
4.1. Диверзитет акватичних макробескичмењака у копненим водама Србије.....	43
4.1.1. Анализа диверзитета акватичних макробескичмењака Србије на основу података из базе и формирање листе валидних врста за потребе стратегије конзервације.....	43
4.1.2. Селекција и филтрирање података са циљем издвајања локално значајних јединица конзервације (ЛЗЈК).....	61
4.1.3. Категоризација локално значајних јединица конзервације (ЛЗЈК) на основу IUCN критеријума, локална Црвена листа.....	64
4.1.4. Процена приоритета конзервације угрожених врста Plecoptera, Ephemeroptera и Astacidae на локалном нивоу на основу модела ESHIPPO	67
4.1.5. Финални извештаји примењене стратегије конзервације акватичних макробескичмењака на локалном нивоу.....	72
4.2. Крајње угрожене врсте (CR) ЛЗЈК макробескичмењака у воденим екосистемима Србије.....	73
4.2.1. Plecoptera <i>Marthamea vitripennis</i> (Burmeister, 1839) - извештај 1	73
4.2.2. Plecoptera <i>Protonemura lateralis</i> (Pictet, 1835) - извештај 2	74
4.2.3. Plecoptera <i>Taeniopteryx hubaulti</i> Aubert, 1946 - извештај 3	75
4.2.4. Ephemeroptera <i>Epeorus yougoslavicus</i> (Šámal, 1935) - извештај 4	76
4.3. Угрожене врсте (EN) ЛЗЈК макробескичмењака у воденим екосистемима Србије.....	77
4.3.1. Plecoptera <i>Dinocras megacephala</i> (Klapalek, 1907) - извештај 5	77
4.3.2. Plecoptera <i>Protonemura meyeri</i> (Pictet, 1841) - извештај 6.....	78
4.3.3. Plecoptera <i>Protonemura praecox</i> (Morton, 1894) - извештај 7.....	79
4.3.4. Plecoptera <i>Nemoura cambrica</i> Stephens, 1836 - извештај 8	80
4.3.5. Plecoptera <i>Taeniopteryx nebulosa</i> (Linnaeus, 1758) - извештај 9.....	81
4.3.6. Ephemeroptera <i>Baetis melanonyx</i> Pictet, 1843-1845 - извештај 10	82

4.3.7. Ephemeroptera <i>Baetis pavidus</i> Grandi, 1949 - извештај 11.....	83
4.3.8. Decapoda <i>Astacus astacus</i> (Linnaeus, 1758) - извештај 12.....	84
4.4. Рањиве врсте (VU) ЛЗЈК макробескичмењака у воденим екосистемима Србије.....	86
4.4.1. Plecoptera <i>Perlodes microcephala</i> (Pictet, 1833) - извештај 13.....	86
4.4.2. Plecoptera <i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stephens, 1836) - извештај 14.....	87
4.4.3. Ephemeroptera <i>Baetis vardarensis</i> Икономов, 1962 - извештај 15.....	89
4.5. Центри диверзитета акватичних макробескичмењака на подручју Србије	90
5. Дискусија	95
5.1. Биодиверзитет акватичних екосистема Србије у односу на Европу.....	96
5.2. Карактеристике диверзитета група акватичних макробескичмењака на подручју Србије у односу на њихов глобални диверзитет	100
5.2.1. Porifera	100
5.2.2. Turbellaria	101
5.2.3. Nematomorpha	102
5.2.4. Mollusca	103
5.2.5. Gastropoda.....	103
5.2.6. Bivalvia	105
5.2.7. Oligochaeta.....	107
5.2.8. Polychaeta	108
5.2.9 Hirudinea	108
5.2.10. Crustacea	110
5.2.11. Isopoda	110
5.2.12. Mysida.....	110
5.2.13. Amphipoda	110
5.2.14. Decapoda.....	111
5.2.15. Collembola	115
5.2.16. Insecta.....	115
5.2.17. Ephemeroptera.....	115
5.2.18. Odonata	119
5.2.19. Plecoptera	120
5.2.20. Trichoptera	126
5.2.21. Coleoptera	129
5.2.22. Diptera	130

5.2.23. Heteroptera	132
5.2.24. Neuroptera и Megaloptera.....	133
5.3. Стратегија конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу.....	134
6. Закључак	138
7. Референце	142
8. Прилози.....	177

Листа табела

Табела 1. IUCN категорије угрожености таксона	9
Табела 2. Параметри за одређивање релативне бројности акватичних макробескичмењака.....	29
Табела 3. Преглед IUCN критеријума и подкритеријума за процену степена угрожености врста са статусом ЛЗЈК.....	35
Табела 4. Модификовани протокол ESHIPPO модела са параметрима за процену еколошке специјализације (ES) и утицаја HIPPO фактора.....	37
Табела 5. Бодовна скала за одређивање степена ризика од изумирања и приоритета заштите угрожених врста акватичних макробескичмењака према моделу ESHIPPO	38
Табела 6. Укупан број таксона, валидних врста, таксона идентификованих до нивоа рода и таксони са несигурним или непотврђеним таксономским статусом, у копненим водама Србије у периоду од 1873. до 2012. године.....	44
Табела 7. Укупан број таксона акватичних макробескичмењака, укључујући и таксоне идентификоване до нивоа рода по речним сливовима на простору Србије.....	46
Табела 8. Процентуални однос таксона акватичних макробескичмењака, укључујући и таксоне идентификоване до нивоа рода по речним сливовима на простору Србије.....	47
Табела 9. Списак врста акватичних макробескичмењака констатованих у копненим водама Србије у периоду од 1873. до 2012. године	49
Табела 10. Квантификовање критеријума за процену ЛЗЈК из базе података за врсте Plecoptera....	61
Табела 11. Квантификовање критеријума за процену ЛЗЈК из базе података за врсте Ephemeroptera	62
Табела 12. Квантификовање критеријума за процену ЛЗЈК из базе података за врсте декаподних ракова из фам. Astacidae	64
Табела 13. IUCN категорије угрожености за ЛЗЈК врсте Plecoptera	64
Табела 14. IUCN категорије угрожености за ЛЗЈК врсте Ephemeroptera	65
Табела 15. IUCN категорије угрожености за ЛЗЈК за декаподне ракове из фам. Astacidae	65
Табела 16. Број угрожених врста акватичних макробескичмењака по животињским групама	66
Табела 17. Степен еколошке специјализације (ES) и утицај HIPPO фактора на популације врста из групе инсеката Plecoptera	68
Табела 18. Степен еколошке специјализације (ES) и утицај HIPPO фактора на популације врста из групе инсеката Ephemeroptera.....	69
Табела 19. Степен еколошке специјализације (ES) и утицај HIPPO фактора на популације врста декаподних ракова из фамилије Astacidae.....	71
Табела 20. Центри специјског диверзитета акватичних макробескичмењака на подручју Србије ..	91
Табела 21. Сличност и различитост фауне акватичних макробескичмењака између речних сливова Србије на основу квалитативног састава акватичних макробескичмењака.....	93
Табела 22. Број таксона акватичних макробескичмењака на подручју Србије у односу на друга подручја Европе	96

Листа слика

Слика 1. Важеће IUCN категорије угрожености таксона (IUCN, 2001) (преузето са www.iucnredlist.org)	8
Слика 2. Истраживани речни сливови на подручју Србије	25
Слика 3. Приказ структуре базе података BAES <i>ex situ</i> у радном окружењу Microsoft SQL Server Management Studio.....	27
Слика 4. Приказ основног модула базе података BAES <i>ex situ</i> у радном окружењу Microsoft SQL Server Management Studio	28

1. Увод

Појам биодиверзитет, или биолошка разноврсност, крајем двадесетог века ушао је у стандардизовану употребу у оквиру примењене екологије и заштите животне средине. Конвенцијом о заштити биолошке разноврсности, званично прихваћеној на Конференцији о одрживом развоју у Рио де Женеиру 1992. године, појам биодиверзитета добија централни положај, не само у биолошком, већ и у политичком, друштвеном и економском смислу. Конвенција о биодиверзитету дефинише овај појам као **свеобухватну разноврсност живих организама, укључујући између осталог копнене, морске и остале водене екосистеме и еколошке комплексе чији су део; биодиверзитет укључује разноликост у оквиру врсте, између врста и између екосистема (CDB, UNEP, 1992)**. У различитим литературним изворима наилазимо на различите дефиниције биодиверзитета, па тако биодиверзитет **обухвата све врсте биљака, животиња и микроорганизама и екосистеме и еколошке процесе чије су оне део (McNeely et al., 1990)**, затим да биодиверзитет представља **разноврсност живота и свих његових форми, нивоа и комбинација (Brennan & Withgott, 2005)**.

Према светској организацији Office of Technology Assesment (ОТА, 1987) под овим термином, подразумевају се сви екосистеми, врсте, гени и њихова релативна бројност - изобиље, богатство и абунданција. Савремена проучавања биодиверзитета су усмерена према екосистемима у целини, појединим деловима екосистема и биоценозе, или пак према генима.

Биодиверзитет на планети Земљи, једном њеном континенту, или региону представља резултат историјског, еволутивног, развоја и адаптација на основне еколошке услове, што дефинише аутохтони флористичко-фаунистички састав. Измењени еколошки фактори доводе до промена биодиверзитета, тако да се једне врсте замењују другим, које опстају у новонасталим условима измењене средине. Процена величине и вредности биодиверзитета одређене територије је први и најважнији корак у његовом очувању, заштити и унапређењу.

Балканско полуострво је изузетно богато флором и фауном, па се тако, према најновијим истраживањима, Балканска флора процењује на преко 8.000 врста, од којих је 2.600 до 2.700 ендемичних биљака (Stevanović et al., 2005). Такође, је најбогатије у Европи и по фауни копнених кичмењака (Džukić, 1995; Vasić, 1995; Kryštufek, 2004; Džukić & Kalezić, 2005). Процена величине диверзитета бескичмењака на Балканском полуострву је отежана због недовољне истражености великог броја група ових организама, али постојећи подаци указују да се такође ради о региону Европе са изузетно великим, а могуће и највећим специјским богатством.

Постоје различити приступи и критеријуми за вредновање укупног биодиверзитета и/или његових појединих компоненти - генетичких, специјских и екосистемских. Акциони планови и стратегије, велики број пројеката заснивају се на опште прихваћеним, међународним стандардима и критеријумима, који дају опште смернице за вредновање, чиме је обезбеђена упоредљивост процена биодиверзитета и координисаност конзервационих активности. Неке од кључних конвенција као што су: Конвенција о биолошкој разноврсности (CBD - Convention on Biological Diversity), Бернска Конвенција о заштити станишта дивље флоре и фауне Европе (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats), Рамсарска конвенција о влажним стаништима (Convention on Wetlands of International Importance), Вашингтонска конвенција о међународној трговини угроженим врстама (CITES - Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), као и бројне публикације, допринели су формирању јединствене мреже нормативних аката, односно до усаглашавања регулативе из области вредновања и заштите биодиверзитета, чиме се и правно обезбеђује очување биолошке разноврсности.

Приоритети у очувању биодиверзитета су, пре свега, најугроженији представници флоре и фауне, затим целокупни екосистеми који су процењени као глобално значајни, а истовремено су угрожени и нарушени (Stevanović et al., 2005).

Подручје Србије одликује се великом разноликошћу водених биотопа, а самим тим и потенцијално великим специјским диверзитетом, с обзиром да се на њеној територији преклапа чак 5 екорегiona (5, 6, 7, 10 и 11) према подели Illies-a (Illies, 1978), што је више него на другим подручјима Европе. Разноврсност водених станишта огледа се у контрастима рељефа, геологије, климатских услова, хидрографије и других фактора који се јављају на релативно малом простору Србије. Равничарским пределом на северу Србије доминирају велике реке и то, пре свега, Дунав, Тиса и доњи ток Саве, као и многобројни канали, али и мање и веће баре и ритови, који су заступљенији у овом делу Србије, у односу на друга подручја земље. Супротно овоме, источни, јужни, западни и делом централни делови Србије припадају брдско планинској области, тако да је тип водених екосистема (пре свега текућих) на овом простору другачији. На разноврсност фауне, осим еволуционо-историјских фактора, највећи утицај има велика разноликоост водених станишта, пре свега, текућих.

Насупрот наведеним позитивним природним условима за потенцијално велику разноврсност фауне, а пре свега акватичних макробескичмењака у воденим екосистемима Србије, стоји негативан, антропогени фактор, који доводи до смањења

диверзитета макробескичмењака у водама Србије. Водени екосистеми у војвођанској равници и долина Мораве захваћени су процесима антропогене еутрофизације и органског загађења. Остали водени екосистеми у Србији су, више или мање, захваћени различитим облицима загађења и деградације, а посебно се то односи на доње делове река и акумулације (<http://www.sepa.gov.rs>, Извештај о стању животне средине у Републици Србији за 2011. годину).

Поремећаји биолошке разноврсности у суштини, се свде на замену природних и биодиверзитетом богатих екосистема и предела различитим једноличним и сиромашним, антропогено измењеним пределима. Резултат оваквих поремећаја је рапидно нестајање врста, све већа угроженост живог света и њихових станишта. Међутим, укупан број врста неке територије не указује на право стање диверзитета, јер велики број врста не значи истовремено и да је биодиверзитет одређене територије значајан са аспекта конзервације. Вредност биодиверзитета се управо огледа у броју аутохтоних врста, ендемита, као и броју угрожених врста, посебно оних које су од глобалног или регионалног значаја за конзервацију (Stevanović et al., 2005).

1.1. Конзервација акватичних макробескичмењака

Акватични макробескичмењаци су организми који, бар у једном делу свог животног циклуса, насељавају станишта водених екосистема.

Диверзитет макробескичмењака водених екосистема представља одраз дуготрајног еволутивног процеса везивања и адаптирања на постојеће услове станишта. Екосистеми у којима владају разноврсни животни услови карактеришу се великим биодиверзитетом. За разлику од њих екосистеме у којима су животни услови ограничени природним одликама станишта или су загађени, насељава мали број врста са великом бројношћу. Очување биодиверзитета акватичних макробескичмењака је значајано и због њихових важних улога у процесима стајаћих и текућих водених екосистема, као што су: ланци исхране (Mosely & Kimmins, 1953; Wallace & Webster, 1996), затим биолошки мониторинг водених екосистема (Brinkhurst & Cook, 1974; Hellawell, 1986; Metcalfe, 1989; Plante & Downing, 1989; McCall & Soster, 1990; Griffiths, 1991; Palmer, 1992; Cameron & Larson, 1993; Real et al, 1993; Rosenberg & Resh, 1993; Rosso et al., 1994; WFD, 2000; Wettzel & Taylor, 2001; Merrit et al., 2008).

Диверзитет неких група организама обимно је проучаван, као на пример у случају копнених биљака (Gentry, 1988) сисара (Kaufman & Willig, 1998), птица и водоземаца (Hawkins et al., 2003). Познавање разноврсности многих група, међутим, недовољно је, као на пример за већину редова инсеката и многе слатководне и морске врсте флоре и фауне (Vinson & Hawkins, 2003; Baselga, 2008).

Већина истраживања у прошлости су се фокусирали на разумевање функција и процеса у воденим екосистемама, а тек недавно су покренута питања конзервације врста и биодиверзитета (Yen & Butcher, 1997). С обзиром на висок степен деградације станишта, загађење, односно све већи антропогени притисак, многим врстама и типовима биотопа је потребна заштита, како би се спречило изумирање и сачувао диверзитет.

Поред индивидуалне заштите врста, конзервациона биологија значајну пажњу посвећује заштити станишта (Michaelis, 1986; Yen & Butcher, 1997). Циљ овакве заштите се огледа управо у издвајању типова станишта која су од посебног значаја за очување, обнављање и/или унапређивање нарушених типова биотопа, а самим тим и очување одређених врста од националног и међународног значаја. Угрожениост врста на локалном и глобалном нивоу, најчешће је последица деградације станишта, односно

измене, фрагментације и, у појединим случајевима, потпуног уништавања биотопа. Иако стварање конзервационих резервата често доприноси заштити многих врста бескичмењака (New, 1984; Samways, 1993, 1994), ретка су заштићена подручја у којима је примарни циљ заштите очување неке врсте бескичмењака. Са релативно непознатим основним информацијама о дистрибуцији, конзервационом статусу и преференцијама станишта водених макробескичмењака, овај систем тренутно не може пуно да учини како би одговорио на њихове потребе за конзервацијом. Активности које су далеко од резервата могу имати велики негативан утицај на водене системе унутар заштићене области (Lake, 1980; Yen & Butcher, 1997; Saunders et al., 2002). Иако су бескичмењаци најмање разматрани са аспекта очувања, њихов значај је велики, јер у многим случајевима ови организми први изумиру као одговор на губитак станишта и узнемиравање (Cardoso et al., 2010).

Приступ заштите појединих таксона је тренутно најпопуларнији и најчешће коришћен инструмент конзервације (New, 1984; Yen & Butcher, 1997). Ова метода подразумева формирање списка угрожених врста, идентификацију приоритета заштите, а посебно издвајање врста којима прети изумирање. Често се припрема листа заштићених врста врши према локалним, регионалним и међународним правним документима (закон, правилник, уредба и сл).

Најприхваћенији критеријуми и категорије за процену угрожености органских врста прописани су од стране Међународне уније за заштиту природе – IUCN (International Union for Nature Conservation). Критеријуми су развијени у циљу процене статуса угрожености врста на глобалном и регионалном нивоу. Постоји повећана свест да већина изумирања врста прође незапажено, посебно када су у питању организми релативно малих димензија, на којима је тешко применити неку од стратегија конзервације (Koh et al., 2004; Dunn, 2005; Dunn et al., 2009; Régnier et al., 2009; Cardoso et al., 2010; Triantis et al., 2010).

Критеријуми IUCN су тешко примењиви на бескичмењаке, па је мало њих и стављено на листу. Статус угрожености свега 0.5% од укупног броја описаних врста инсеката и 4% од свих описаних мекушаца широм света је процењен према овим критеријумима (IUCN, 2010, 2012, 2013). Када су у питању макробескичмењаци и примена критеријума процене угрожености, највећи проблем представља недостатак података о дистрибуцији и бројности таксона у простору и времену (Gaston, 1994, 2003; Baillie et al., 2008). Поред наведеног, бројни аутори наводе и проблеме који се односе на проблематичну таксономију многих врста, непознавање општих биолошких

особина таксона (New & Sands, 2003; Kozłowski, 2008; Cardoso et al., 2011). Из наведеног је јасно да недостају подаци за примену критеријума оцене нивоа угрожености и сврставање врста бескичмењака у категорије угрожености. Самим тим, тешко је дефинисати ефикасне мере заштите таксона, па и карактеристичних станишта.

1.2. IUCN категорије угрожености таксона

IUCN Црвена листа је вероватно најпотпунији и најкориснији светски списак врста које су у опасности од изумирања (Lamogeu et al., 2003). Ефикасност Црвене листе заснива се на могућности коришћења бројних критеријума који се релативно лако примењују када су доступне адекватне информације (IUCN, 2001). Црвена листа има за циљ да подигне свест о угроженим врстама, да се предузму одговарајуће мере у очувању истих и да се поставе приоритети заштите (Gärdenfors, 2001; Rodrigues et al., 2006; Baillie et al., 2008; Mace et al., 2008; Martín-Lopez et al., 2011).

Током последњих 40 година, систем категоризације угрожености по IUCN се усавршавао. Појавило се више верзија категорија угрожености датих од стране IUCN. Препознају се три главне верзије категорија, од којих скоро 30 година коришћене категорије које се карактеришу одсуством квантитативних критеријума који се односе на структурне особине популација, што их чини лакшим за примену у случајевима када нема довољно података за процену. Користећи ове критеријуме постојала је опасност од субјективне процене, што би одређену врсту сврстало у категорију којој можда реално не припада.

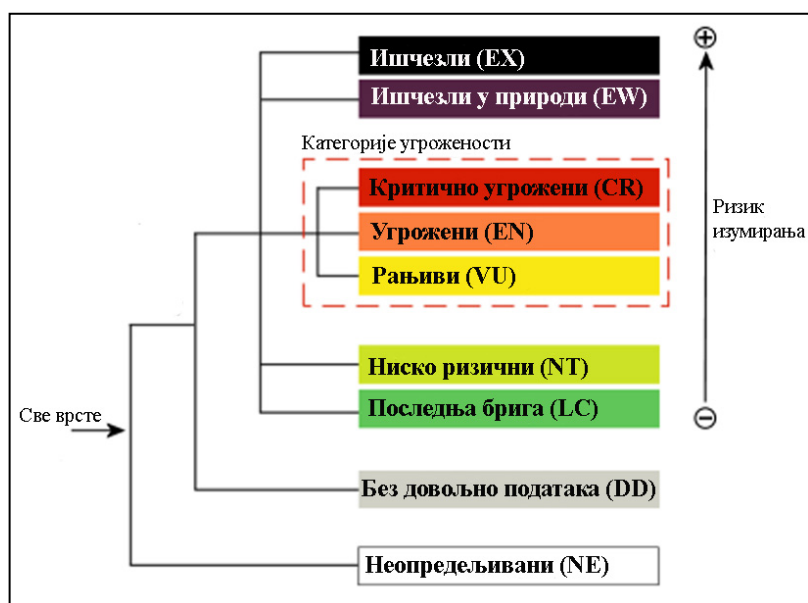
На основу те старе категоризације врсте су најчешће сврставане у категорију редак таксон (R). Ова категорија је означавала реткост таксона, без обзира на њену стварну угроженост (Stevanović, 1999). Критеријуми су првобитно развијени за процену сисара и птица и ослањали су се на добро историјско познавање дистрибуције врста, затим бројност популација и/или познавања биологије самих врста, који су слабо познати или непознати за већину врста макробескичмењака (Hutchings & Ponder, 1999).

Услед наведених недостатака, а у циљу објективности и транспарентности приликом процене статуса угрожености таксона, IUCN је 1994. године усвојила нове категорије и критеријуме. IUCN укључује скуп квантитативних критеријума који се користе за класификацију врста у категорије угрожености (Mace & Lande, 1999).

Установљене категорије и критеријуми заснивају се на величини ареала, величини и стопи регресије популација, као и процени стопе ишчезавања.

Од стране радне групе IUCN/SSC (Species Survival Commission) предложене су промене које се односе на категорије и критеријуме. Усвојене су предложене промене и објављена нова верзија (ver.3.1) IUCN критеријума и категорија које се примењују од јануара 2001. године (IUCN, 2001).

Према важећој верзији из 2001. године (IUCN, 2001) врсте могу да буду сврстане у једну од девет јасно дефинисаних категорија. На слици 1. представљене су нове IUCN категорије угрожености, а у табели 1. дат је преглед за сваку од њих.



Слика 1. Важеће IUCN категорије угрожености таксона (IUCN, 2001) (преузето са www.iucnredlist.org)

Прве две категорије на слици 1. су релативно разумљиве саме по себи: изумрли таксони (Extinct - EX) и ишчезли у природи (Extinct in the wild - EW). Следеће три категорије су категорије угрожености: „крајње угрожени“ (Critically Endangered - CR), „угрожени“ (Endangered - EN) и „рањиви“ таксони (Vulnerable - VU), као и две ниже категорије ризика: „ниско ризични“ (Near Threatened - NT) и „најмање забрињавајући“ или „последња брига“ (Least Concern - LC). Важно је нагласити да „најмање забрињавајући“ једноставно значи да је у погледу ризика изумирања врста од мањег значаја од врсте у другим вишим категоријама угрожености. То не значи да ове врсте

нису од значаја за конзервацију. Врсте за које не постоје прецизни подаци да би се одредио степен угрожености сврставају се у категорију „без довољно података“ (Data Deficient - DD). Категорија „неопредељиван“ (Not Evaluated - NE) се не сматра категоријом угрожености, пошто обухвата таксоне који нису процењени помоћу IUCN критеријума (Baillie et al., 2004).

Табела 1. IUCN категорије угрожености таксона

Изумрли таксони (EX)	Таксон је изумро када нема сумње да је последњи примерак мртав.
Ишчезли у природи (EW)	Таксон је ишчезао у природним условима када је познато да опстаје једино у култури или у заточеништву знатно изван граница претходног распрострањења.
Крајње угрожени (CR)	Таксон је крајње угрожен када је суочен са изгледом највеће вероватноће да у непосредној будућности ишчезне у природи.
Угрожени (EN)	Таксон је угрожен ако није крајње угрожен, али се суочава са високом вероватноћом да ће ишчезнути у природним условима у блиској будућности.
Рањиви (VU)	Таксон је рањив када није ни крајње угрожен ни угрожен, али се суочава са високом вероватноћом да ишчезне у природним условима у блиској будућности.
Нискоризични таксони (NT)	Таксони нису пред изумирањем, али би ускоро могли бити, ако се не предузму одређене мере заштите
Најмање забрињавајући (LC)	Вредновани су помоћу критеријума IUCN-а, али је утврђено да не припадају ни једној од наведених категорија.
Без довољно података (DD)	Не постоје адекватни подаци у погледу распрострањења и стања популација, а који су неопходни за процену ризика од изумирања.
Неопредељивани таксони (NE)	Таксон је неопредељиван када још увек није подвргнут IUCN критеријумима.

Процена угрожености врста коришћењем IUCN критеријума могућа је не само на глобалном, већ и на регионалном и локалном нивоу. Процена статуса угрожености на регионалном и локалном нивоу је сложена, можда и компликованија од оцене статуса на глобалном нивоу (Gärdenfors, 1996; Gärdenfors et al., 2001). Одређена врста може да се процени да је релативно безбедна у оквиру једне земље, али ипак може бити у опасности на глобалном нивоу, док друге врсте, које су релативно безбедне глобално, могу бити веома угрожене у оквиру одређеног региона, на пример, на ивици њиховог географског распрострањења. Управо разматрање угрожености таксона на периферији ареала често може да доведе до заблуда, погрешних оцена статуса. Наиме,

у недостатку поузданих података о природном распрострањењу таксона, врста која је ретка и малобројна на неком подручју може бити оцењена као угрожена и значајна са аспекта конзервације, а по среди је природна појава – таксон је редак и малобројан услед склопа фактора који лимитирају учесталост и вишу абунданцу.

Иако Црвене листе имају највише смисла на глобалном нивоу, или бар у великим просторним размерама, ефикаснија очувања врста одвијају се углавном на националном и локалном нивоу. Имајући у виду успех IUCN Црвене листе и њених категорија и критеријума, брзо су се појавили захтеви за еквивалентну методу за процену статуса врста у мањим размерама, пре свега на локалном, националном или регионалном нивоу (Gärdenfors et al., 2001).

Методе које се користе за очување врста на националном и регионалном нивоу су од великог значаја за конзервацију врста. Регионалне и националне Црвене листе пружају земљама основне информације о статусу врста у оквиру својих граница, које се могу користити директно за националну стратегију конзервације и планирање мера за ефикасну заштиту биодиверзитета. За квалитетну израду регионалних и националних листа угрожених врста и дефинисање ефикасних мера заштите, битна је размена знања и искуства (Gärdenfors et al., 2001; Miller et al., 2006, 2007).

Пројекат под називом “Национална Црвена листа” има за циљ оснивање и развијање активне глобалне мреже земаља, институција и појединаца који раде на националним црвеним листама (<http://www.nationalredlist.org/>). У оквиру пројекта прикупљен је велики број тематских публикација (локалне, националне и регионалне Црвене листе из целог света), које су доступне на интернет страницама пројекта, што значајно доприноси даљем развоју конзервационе биологије, као и ефикаснијем коришћењу и анализи података из Црвених листа.

1.3. Улога База података у стратегији конзервације биодиверзитета

За ефикасно управљање различитим областима, па и активностима везаним за заштиту биолошке разноврсности, битан је квалитет, квантитет и организација података. Савремене базе података омогућавају складиштење, проверу и анализу података. Базе података неопходне су за конзервацију биодиверзитета (Roberts et al., 2005; Statzner et al., 2007).

У почетку, базе података о биолошкој разноврсности су се појављивале у штампаном формату, за екосистеме одређеног региона (Seely et al., 2003), или за специфичне таксономске групе (Van Swaay & Warren, 1999). Подаци су, углавном, коришћени како би се решавала специфична питања конзервације, на пример за идентификацију значајних („врућих“) тачака биодиверзитета (hotspot) (Ulrich & Buszko, 2005).

Касније, штампане информације пребациване су у електронски формат, како би се проучавала одређена питања у вези са конзервацијом биодиверзитета, али те дигитализоване информације нису биле доступне јавности (Lei et al., 2003). У новије време, све се више ради на припреми рачунарских база података, које су намењене размени података и доступне су свима. Овакав приступ значајно доприноси ефикаснијој конзервацији биодиверзитета (Gachet et al., 2005; Roberts et al., 2005) (видети: <http://www.faunaeur.org>, <http://www.freshwaterlife.org/>; <http://www.leda-traitbase.org/>; <http://www.worldwildlife.org/wildWnder/>; <http://www.guadamed.org> <http://www.sciencemag.org/feature/data/biodiversity2000.dtl#global>).

Доста је разматрано какве информације треба да обезбеде јавно доступне („отворене“) базе података (Smith et al., 2000) и то је још увек питање о коме не постоји консензус у научним круговима, али је очигледно да тенденција стварања база података са информацијама које су јавно доступне и постојање већег броја таквих база, значајно доприноси употпуњавању одговарајућег знања и ефикаснијем преношењу информација онима који доносе одлуке у вези са конзервацијом биодиверзитета. Типично, за стварање јавних база података које преносе знање у вези са конзервацијом, потребна је добро организована мрежа и значајна финансијска средства (Roberts et al., 2005).

Неке од јавних база (на пример: The Global Biodiversity Information Facility- GBIF, <http://www.gbif.org/>) садрже, између осталог, и податке о акватичним

макробескичмењацима, који су проучавани на 527 локација широм Европе (Statzner et al., 2007). Подаци укључују диверзитет 312 родова, неколико карактеристика локација, детаље о методама прикупљања и библиографске изворе података. Поред тога, база података садржи податке о 11 билошких особина (нпр. величина, животни циклус, исхрана и навике у исхрани, описане у 61 категорији), који обезбеђују више општих информација о биолошком диверзитету заједница и олакшавају тумачење таксономских образаца биодиверзитета, укључујући и губитке (Jennings et al., 1999; Gachet et al., 2005). Овакви хетерогени подаци омогућавају традиционалну, таксономску процену диверзитета за групе организама које до сад нису били предмет слатководне конзервације (Lévêque et al., 2005; Heino et al., 2005). Ови подаци су прикупљени и објављени од стране више аутора Statzner et al. (1994), као и у студијама Dolédec et al. (1999), Usseglio-Polatera et al. (2000) и Tachet et al. (2002). Због недостатака података на нивоу врсте, база података је ограничена на родове, што иде на штету таксономској процени биодиверзитета (Dolédec et al., 2000).

Пројекат под називом Процена разноврсности слатководних животиња (Freshwater Animal Diversity Assessment, FADA) оформио је базу података у којој се налазе таксономски и подаци о дистрибуцији слатководних животиња. За сваку групу слатководних животиња могуће је из базе добити податке који се односе на процену глобалне разноврсности на нивоу врста и родова, као и извештаје о географском распрострањењу врста, по зоогеографским регионима (<http://fada.biodiversity.be>).

У оквиру AQEM пројекта (AQEM, 2002), настала је база података www.freshwaterecology.info која садржи таксономске информације, аутоеколошке карактеристике, биолошке и еколошке преференције, као и податке о дистрибуцији за више од 12.000 слатководних организама, пре свега за рибе, макробескичмењаке, макрофите, диатоме и фитопланктон.

Наведена база података се бави проценом утицаја климатских промена на слатководне екосистеме у Европи. База садржи податке о екологији врсте, екорегionу који насељава, температури воде, брзини воде, затим податке о супстрату, начину исхране, типу исхране, начину кретања, трајању животног циклуса, репродукцији, сапробности и многе друге. На тај начин, база података www.freshwaterecology.info омогућава примену интегрисаног система за процену еколошког квалитета река широм Европе помоћу акватичних макробескичмењака.

1.4. База података «Биодиверзитет акватичних екосистема Србије» BAES - *ex situ*

База података под називом «Биодиверзитет акватичних екосистема Србије **BAES** - *ex situ* настала је у оквиру пројекта под називом «**Ex situ** заштита биодиверзитета акватичних екосистема Србије». Формирање базе започело је 2003. године. Подаци се стално уносе и база тренутно садржи 11.765 записа, при чему најстарији запис датира још од 1873. године. Упоредо са уносом података, структура **BAES - ex situ** базе стално је унапређивана, чиме је омогућена ефикасна анализа похрањених информација.

На основу података из базе стиче се увид о биодиверзитету акватичних екосистема Србије, а самим тим и увид о потребама и приоритетима заштите угрожених акватичних врста. С обзиром да је разрађен интернет облик базе података доступне на адреси <http://baes.pmf.kg.ac.rs> омогућено је прегледно, брзо и систематизовано праћење података о стању диверзитета макроалги, макробескичмењака и риба у воденим екосистемима Србије (Simić et al., 2006). База података, поред систематизованих података о налазима, о бројности популација и учесталости налаза наведених акватичних организама, садржи и податке који омогућавају процену степена угрожености таксона на основу IUCN категоризације, као и одређивање приоритета конзервације на националном нивоу.

База података **BAES ex situ** је преко линкова повезана са међународним базама као што су: fishbase (<http://www.fishbaes.org>), IUCN (<http://www.iucnredlist.org>), EUNIS (<http://www.eunis.org>) и Fauna Europea (<http://www.faunaeur.org>).

На овај начин омогућено је повезивање и упоређивање података о стању популација, статусу угрожености и другим особинама таксона у водама Србије са другим подручјима где је забележено њихово присуство.

1.5. Досадашња истраживања акватичних макробескичмењака у Србији

Територија Србије заузима централни део Балканског полуострва. Потенцијално велики диверзитет акватичних макробескичмењака Србије базира се на томе да копнене воде на простору Србије највећим делом припадају Црноморском сливу, али и мањим делом Јадранском и Егејском сливу, а одликује их велика разноликост у

надморској висини, рељефу, геолошкој подлози и антропогеном утицају. Историјски и еволуциони фактори су такође допринели саставу фауне макробескичмењака, посебно периоди глацијације и интерглацијације (значајан број ендемних и реликтних врста). Глобални значај фауне акватичних макробескичмењака огледа се и у постојању популација врста које су на простору Србије на рубовима својих ареала и то из разлога што се на њеној територији, како је већ поменуто, издвајају и делом преклапају 5 екорегiona.

Фаунистичка анализа појединих група акватичних макробескичмењака спроведена су од стране бројних аутора. Детаљан преглед истраживања разматран је у Simić (1993, 1995), Marković (1998) и Milošević (2013), те у наредном делу текста, дајемо само осврт на значајније радове

Turbellaria у воденим екосистемима Србије први пут су проучаване од стране Станковића (Stanković, 1924). Мали број аутора је проучавао мекушце, нарочито Bivalvia као посебне компоненте водених екосистема, као што су на пример: Radoman (1976, 1983), Tadić (1977), Arambašić (1994), Jovanović (1995), док су слатководни пужеви проучени код нас од стране аутора Hesse (1929), Frank (1990), Arambašić (1994), Karaman B. (2001a,b, 2012), Karaman B. & Živić (2001) и Karaman & Karaman (2007). Посебан допринос проучавању фауне Oligochaeta у Србији дају Đukić (1975, 1982), Jakovčev (1983, 1984, 1986), Jakovčev & Marković (1989), Jakovčev et al. (1995), Miljanović & Đukić (1989), Pujin et al. (1983), Đukić et al. (1975, 1980, 1982, 1992, 1996, 1997), Đukić & Karaman (1994), Miljanović et al. (2001, 2003, 2004, 2005), Miljanović (2006), затим Paunović et al. (2003), Atanacković et al. (2011). Податке о налазима Hirudinea у водама Србије даје Sket (1968). Група Amphipoda је проучавана од стране Pljakić (1952, 1962) и Karaman (1995, 2000, 2002), док Decapoda су први пут проучаване од стране Карамана (Karaman, 1929, 1961, 1963), касније велики допринос у пручавању декаподних ракова дају различити аутори (Paunović et al., 2004; Pavlović et al., 2006; Simić et al., 2008).

Ephemeroptera су проучавали Filipović (1975, 1976), Marković & Mitrović-Tutundžić (1997), Marković & Živić (2002). У новије време допринос у познавању групе Ephemeroptera дају Petrović et al. (2014). Истраживањима Odonata бавили су се Strahinić et al. (1999) и Živić et al. (1999b), а Plecoptera Dauti (1986); Marković (1998) и Dauti et al. (2007). Прва истраживања Trichoptera у Србији забележена су у радовима (Radovanović, 1931, 1935, 1953), затим настављена од стране Marinković-Gospodnetić (1975,1980). Trichoptera су још обрађивали Strahinić et al. (1999), Živić et al. (2000a, 2002a, 2002b,

2003, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b, 2009a). Из групе Diptera најбројнија фамилија Chironomidae је проучавана од стране Janković (1976, 1978, 1981, 1983, 1998), а у новије време велики допринос дају Milošević et al. (2012, 2013) и Milošević (2013).

Комплексана истраживања заједница акватичних макробескичмењака са еколошког аспекта у воденим екосистемима Србије проучавали су: Stanković (1924); Živojinović (1950); Filipović (1954, 1968, 1969, 1975, 1976, 1979); Varačkov (1973); Đukić (1975); Đukić et al. (1986, 1992, 1997); Jakovčev (1983, 1986, 1989); Jakovčev & Marković (1989); Janković (1976, 1981, 1983, 1987, 1998); Jovanović (1998); Karaman (1964, 1995, 1998); Konta (1997); Marinković-Gospodnetić (1975); Marković (1995, 1998); Marković et al. (1997, 1998, 1999); Marković & Janković (1989); Marković & Miljanović (1995); Marković & Živić, (2002), Martinović-Vitanović et al. (1998); Miljanović (2001); Paunović et al. (1997, 1999, 2003, 2006, 2007), Paunović (2007); Simić (1993, 1995); Simić & Simić (1999, 2003, 2004); Đikanović et al. (2008); Stefanović et al. (2009); Živić et al. (2000a,b, 2001a,b, 2005a,b) и Savić et al. (2011).

2. Циљеви рада

Узимајући у обзир литературне податке о налазима акватичних макробескичмењака у водама Србије, као и вишегодишња хидробиолошка истраживања водених екосистема у земљи, дефинисани су следећи циљеви:

1. формирање базе података под називом «Биодиверзитет акватичних екосистема Србије» **BAES - *Ex situ* посебно за групу акватичних макробескичмењака;**
2. израда списка врста макробескичмењака констатованих у копненим водама Србије у периоду од првог библиографског податка из 1873. године до данас;
3. одређивање центара диверзитета макробескичмењака по речним сливовима на подручју Србије и
4. предлог стратегије конзервације акватичних макробескичмењака и одређивање приоритета конзервације на националном нивоу.

3. Материјал и методе

3.1. Подручје истраживања

Република Србија је континентална држава која се налази у југоисточној Европи, на Балканском полуострву и једним делом у средњој Европи, у Панонској низији.

Копнене воде на територији Србије припадају Црноморском, Јадранском и Егејском сливу.

Највећи део територије припада Дунавском сливу (Црно море), око 81.700 km², односно 92,46 % територије Србије (Gavrilović & Đukić, 2002). Овом сливу припадају следеће реке: Дунав, Сава, Велика, Западна и Јужна Морава, Колубара, Тимок и Дрина.

Слив Јадранског мора заузима површину од 4.732 km², односно 5,36% од територије Србије (Gavrilović & Đukić, 2002). Овај басен обухвата западни део Косова и Метохије, са реком Бели Дрим, која се у Албанији спаја са Црним Дримом и уливају се у Јадранско море. Међутим, ове реке су најмање истраживане у протеклих 20 година, због актуелне политичке ситуације.

Најмању површину у Србији заузима Егејски слив, са површином од 1.926 km², односно 3% од површине Србије. Овај слив обухвата сливове трију река: Лепенац, Пчиња и Драговиштица.

Груписање водотокова извршено је према величини слива. Дистрибуција организама и карактеристике заједнице разматрани су у односу на сливове чија је површина већа од 4.000 km², и у односу на сливове површине мање од 4.000 km².

На основу овакве типологије издавају се Дунав, Сава, Тиса, Велика, Јужна и Западна Морава и Дрина, као већа сливна подручја (преко 4.000 km²), док остали сливови су груписани у мања сливна подручја: Тимок, Колубара, Млава и Пек, Бели Дрим и реке које припадају Егејском сливу (слика 2) (SCG ICPDR National Report, 2004; Рауновић et al., 2005a, 2005b).

3.1.1. Слив Црног мора

3.1.2. Дунав

Дунав је најзначајнија европска река и представља европски саобраћајни коридор 7. Саставни је део трансевропског пловидбеног система Рајна – Мајна – Дунав, који својом дужином од 3.505 km пловног пута спаја Атлантук и Медитеран, повезује запад и исток Европе. Дунав је и кроз историју увек био важан међународни пловни

пут. Дуго времена био је североисточна граница римске империје. Данас тече кроз или чини границу десет земаља: Немачка, Аустрија, Словачка, Мађарска, Хрватска, Србија, Румунија, Бугарска, Молдавија и Украјина. Дунав настаје од реке Бреге и Бригаха које извиру на планини Шварцвалд у Немачкој и улива се у Црно море на простору Румуније. На свом току кроз Србију, дугом 588 km, Дунав се протеже од тремеђе Србије, Мађарске и Хрватске до ушћа Тимока, на тремеђи Србије, Бугарске и Румуније. Главне притоке у Србији су му реке Тиса, Сава, Тамиш, Морава, Нера и Тимок.

3.1.3. Сава

Река Сава је 945 km дуга река која настаје спајањем Саве Долинке (извири на Крањској гори) и Саве Бохињке (извири јужно од Триглава) код Радовљице у Словенији. У Дунав се улива код Београда. Протиче кроз четири земље: Словенију, Хрватску, Босну и Херцеговину и Србију. Највеће притоке у Србији су Дрина и Колубара. Значајни градови на току Саве кроз Србију су Сремска Митровица, Шабац и Београд. Површина слива Саве је 97.713 km², по дужини је друга, а по протоку највећа притока Дунава. Сава је од великог значаја за дунавски слив и због своје изузетне биолошке и геолошке разноликости. У сливу Саве проглашена су четири рамсарска подручја, од којих једно на територији Србије (Обедска бара). Такође укључује и бројна значајна подручја за птице и биљке и заштићена подручја националног значаја.

3.1.4. Тиса

Река Тиса представља најдужу притоку Дунава, са укупном дужином од око 966 km. Настаје у Украјини, у западним Карпатима, спајањем Црне Тисе и Беле Тисе. Протиче кроз Украјину, Словачку, Румунију, Мађарску и Србију. Улива се у Дунав код Старог Сланкамена. У Србији, ток Тисе износи 168 km, од ушћа у Дунав до српско-мађарске границе, што обухвата око 17% њеног укупног тока. Највећа притока Тисе је Муреш, а затим следе Бегеј, Бодрог, Златица, Кереш, Самош и Шајо. Бачки канал повезује Тису са Дунавом, а Бегејски канал са Тамишем. Тиса представља природну границу између Бачке, а десној, и Баната на левој обали, а пошто додирује и Срем на ушћу код Старог Сланкамена, представља праву војвођанску реку.

3.1.5. Велика Морава

Река Морава, или Велика Морава, настаје спајањем Западне Мораве и Јужне Мораве код Сталаћа. Улива се у Дунав на простору између Смедерева и Костолца.

Морава је, заједно са Западном Моравом, највећа српска река. Дужина Велике Мораве је 185 km, са Западном Моравом 493 km.

Некада је ова река била дужа, али је због регулације речног корита и мелиорационих радова данас учињена краћом. Систем Ибар – Западна Морава – Велика Морава представљају речни систем дужине 550 km, најдужи на Балкану.

Површина слива Велике Мораве је 6.126 km², а целог моравског система 37.444 km², што је 42,38% од површине Србије. Велика Морава протиче најплоднијим и најгушће насељеним подручјем централне Србије, званим Поморавље, насталим на месту залива некадашњег Панонског мора које се исушило пре око 200.000 година. Негде на половини дужине долине налази се Багрданска клисура. Притоке Велике Мораве су: Јовановачка река, Црница, Раваница, Ресава и Ресавица, Каленићка река, Лугомир, Белица, Осаоница, Лепеница, Рача и Јасеница.

3.1.6. Јужна Морава

Река Јужна Морава настаје од Биначке Мораве и Пршевске Моравице које се спајају код Бујановца на надморској висини од 398 m. Дугачка је од извора 295 km и тече углавном у смеру југ-север. Ток Јужне Мораве представља композитну долину. Њу чини наизменично смењивање клисура и котлина. Код Сталаћа се Јужна Морава сустиче са Западном Моравом и заједно чине Велику Мораву. Јужна Морава прима укупно 157 притока (75 са леве стране и 82 са десне стране), од којих већина током лета пресушује. Значајни токови су: Ветерница, Јабланица, Пуста река и Топлица са леве стране, и Врла, Власина, Нишава, Топоничка река и Сокобањска Моравица са десне стране.

3.1.7. Западна Морава

Река Западна Морава протиче кроз централну Србију и заједно са Јужном Моравом чине Велику Мораву. Западна Морава је дуга 308 km, настаје спајањем Моравице и Ђетиње код села Лепосавића на 302 m надморске висине. Западна Морава протиче кроз Чачак, Краљево, Врњачку Бању, Трстеник и Крушевац, а у Параћинској котлини спаја се са Јужном Моравом и заједно формирају Велику Мораву.

Западна Морава је лева саставница Велике Мораве. Просечна ширина ове реке износи око 35 m, а максимална дубина досеже до 4 m, њено сливно подручје има површину од 15.849 km². Западна Морава прима 85 притока, од левих највеће су

Чемерница, Дичина и Гружа, а од десних, посебно се истиче Ибар, затим Расина и Бјелица.

3.1.8. Дрина

Река Дрина дуга је 346 km, а настаје спајањем река Таре и Пиве код Шћепан Поља у Црној Гори. Протиче кроз Црну Гору, Босну и Херцеговину и Србију. Дрина је највећа притока реке Саве, у коју се улива близу Сремске Раче. Дужина тока Дрине кроз Србију је 220 km. Веће притоке Дрине са леве стране су: Сутјеска, Бистрица, Прача, Дрињача и Јања, а са десне: Техотина, Лим, Рзав, Љубовића и Јадар.

3.1.9. Колубара

Река Колубара је десна притока Саве, дуга око 123 km. Настаје од два изворишна речна крака: Обнице и Јабланице које се спајају испред Ваљева на 193 m надморске висине. Са леве стране притоке су: Рабас, Кладница и Тамнава, Љубостиња са десне: Градац, Бања, Лепеница, Рибница, Топлица, Љиг, Пештан, Турија и Бељаница. Улива се у Саву код Обреновца. Слив Колубаре износи око 3.600 km² и у њему се налазе богата налазишта лигнита. Прва већа притока Колубаре је Градац, који јој притиче са десне стране.

3.1.10. Млава и Пек

Река Млава настаје као Тисница у Кучајским планинама у источној Србији, под врхом Велики Крш. Река тече на север и протиче поред источних падина планине Бељаница, кроз скоро ненасељено подручје. Након што стигне до Хомоља, у Тисницу се на висини од 320 метара улива у јако Жагубичко врело и од те тачке река је надаље позната као Млава. Мерећи од Жагубичког врела, река је дугачка 122 km.

Пек је река у југоисточној Србији, притока Дунава. Укупне је дужине 129 km. Формира се спајањем двеју река - Велики и Мали Пек. Сопствени басен има површину од 1.230 km². Просечан проток воде 8,5 m³/s. Пек се улива у Дунав код Великог Градишта.

3.1.11. Тимок

Река Тимок је највећа река у источној Србији и последња, десна притока Дунава. Настаје спајањем Белог Тимока и Црног Тимока код Зајечара на 118 m надморске висине.

Улива се у Дунав 10 km источно од Неготина, на 30 m надморске висине и то је најнижа ката Србије. На том делу Тимок представља границу према Бугарској у дужини од 15,5 km. Дужина Тимока је 88 km, а површина слива 1.222 km². Заједно са Белим и Трговишким Тимоком дугачак је 201,7 km и има површину слива 4.630 km². Његов протицај је највећи у близини ушћа и износи 300 m³/s, а најмањи свега око 3 m³/s, што показује да река има бујичне одлике. Бели Тимок настаје спајањем Трговишког и Сврљишког Тимока. Слив Тимока изложен је снажном деловању ерозије и по томе се разликује од осталих река у источној Србији. На његовој површини регистровано 812 бујичних токова од којих највећи број је са западних падина Старе планине.

3.1.12. Слив Јадранског мора

3.1.13. Бели Дрим

Бели Дрим је једна од две реке чијим спајањем настаје река Дрим у Албанији. Друга река је Црни Дрим. Њих две се спајају у североисточној Албанији код града Кукеса. Дужина Белог Дрима је 175 km (156 km у Србији, 19 km у Албанији). Река извире на планини Жљеб у Метохији, северно од Пећи и протиче кроз полу-крашку регију Метохију. У почетном делу тока, Бели Дрим је река понорница, која се појављује као снажан извор и водопад висине 25 метара близу села Радовац. Извор реке у подножју Русолије налази се на надморској висини од 580 m, а ката места спајања са Црним Дримом је на 240,8 m. Бели Дрим има пуно значајних притока: Пећка Бистрица, Дечанска Бистрица, Ереник су десне, а Источка река, Река Клина, Мируша, Римник, Топлуга и Призренска Бистрица су леве притоке.

3.1.14. Слив Егејског мора

3.1.15. Пчиња

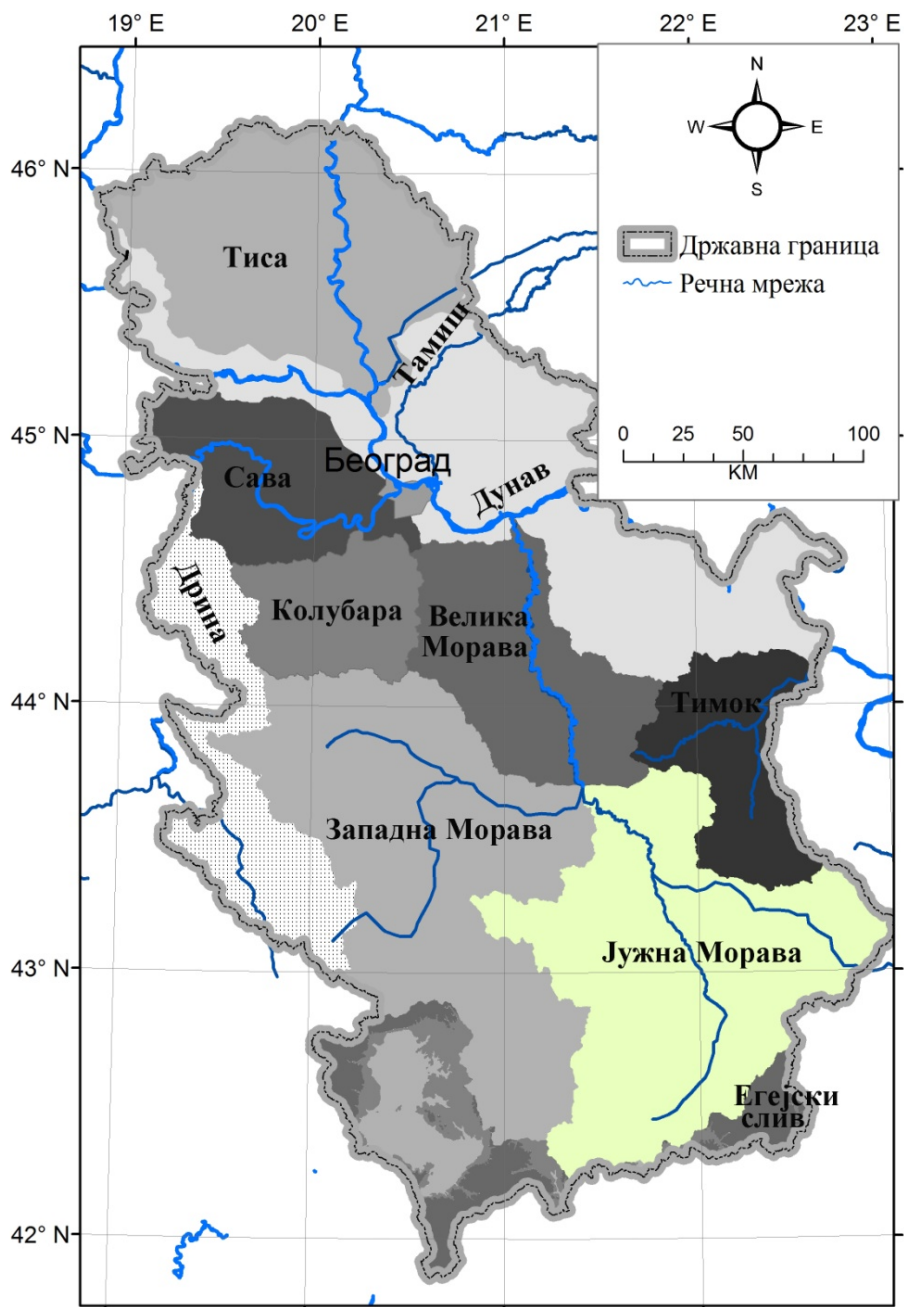
Река Пчиња припада Егејском сливу, дужине је 128 km. Њен извор се налази у Србији, протиче и кроз Македонију, где се улива у реку Вардар као њена лева притока. Слив ове реке укупно има 3.140 km², од чега се 1.257 km² налази у Србији, а 1.893 km² у Македонији.

3.1.16. Драговиштица

Река Драговиштица је десна притока Струме, реке која протиче кроз Бугарску, у доњем току кроз Грчку, а затим се улива у Егејско море. На територији Србије хидрографски систем Драговиштице чини 166 сталних и повремених водотока. Највећа притока је Бранковичка река. Укупна дужина Драговиштице износи 63 km, од којих је 52 km у Србији.

3.1.17. Лепенац

Река Лепенац је река која извире на јужним обронцима Шар планине. Тече кроз Сиринићку Жупу, протиче кроз Штрпце и југоисточним ободом Косовске котлине уз северну страну Шаре до Качаника. Код Скопља се улива у Вардар. Највећа притока Лепенца је река Неродимка, односно њен јужни крај, пошто она код Урошевца прави бифуркацију, тј. дели се на два крака: један (северни) крак отиче у Ситницу, затим у Ибар и на крају у Црно море, док други крак одлази ка југу и код Качаника се улива у Лепенац, затим у Вардар и на крају у Егејско море.



Слика 2. Истраживани речни сливови на подручју Србије

3.2. Методологија стратегије конзервације акватичних макробескичмењака

Неопходан услов за примену разрађене стратегије конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу је могућност коришћења базе података под називом **Биодиверзитет Акватичних Екосистема Србије, *ex situ*** заштита, **BAES *ex situ*** базе.

3.2.1. Формирање, структура и садржај базе података BAES *ex-situ*

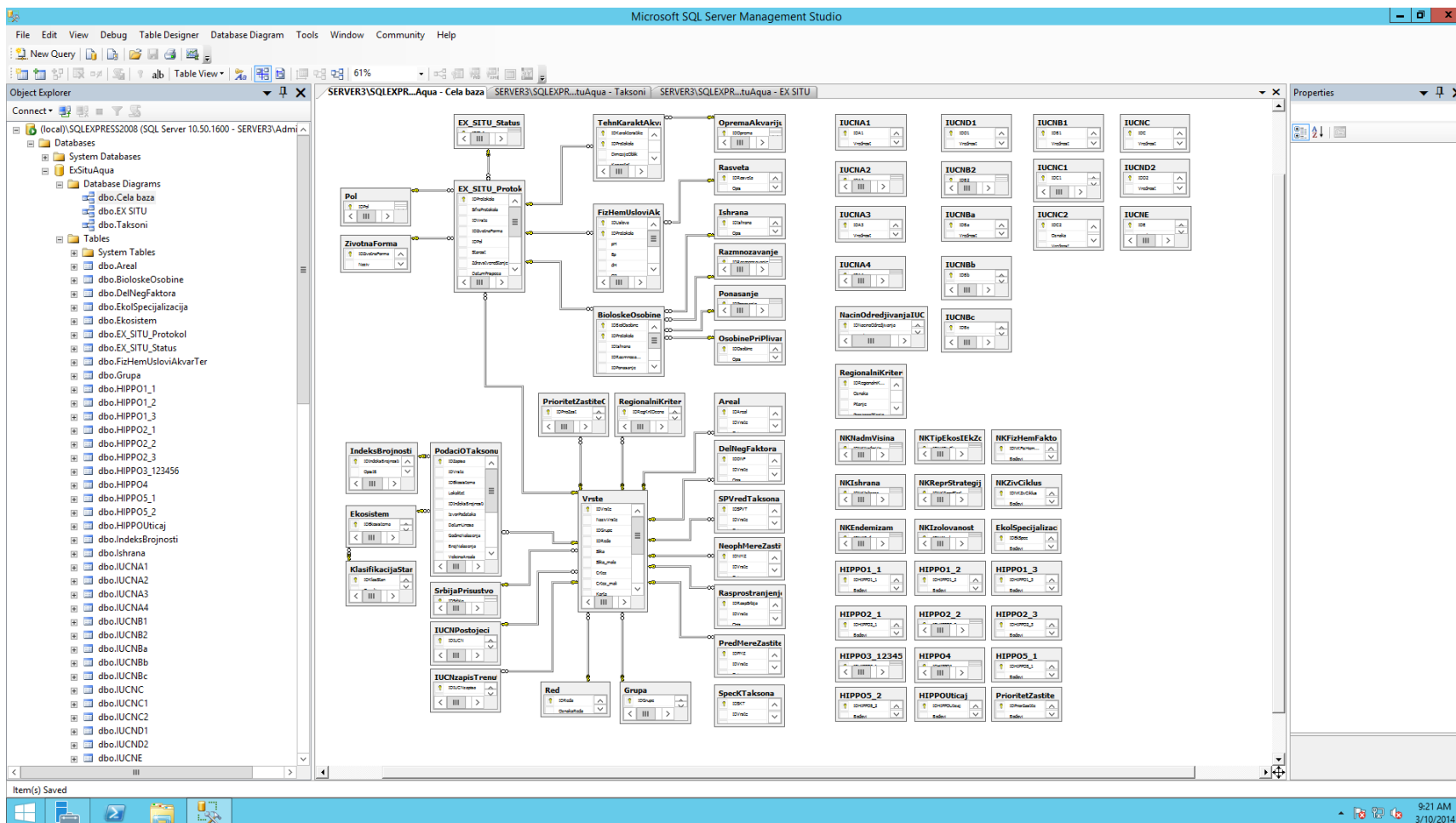
Резултати приказани у овом раду произилазе из формиране базе података. База података **BAES *ex situ*** је припремљена као релациона база података, а као систем за управљање базом података користи се Microsoft SQL Server (слике 3 и 4).

Основну структуру рачунарске базе података чине подаци о врстама акватичних организама, пре свега макролги, макробескичмењака и риба, који су забележени у копненим водама Србије. У овом раду посебна пажња је посвећена акватичним макробескичмењацима.

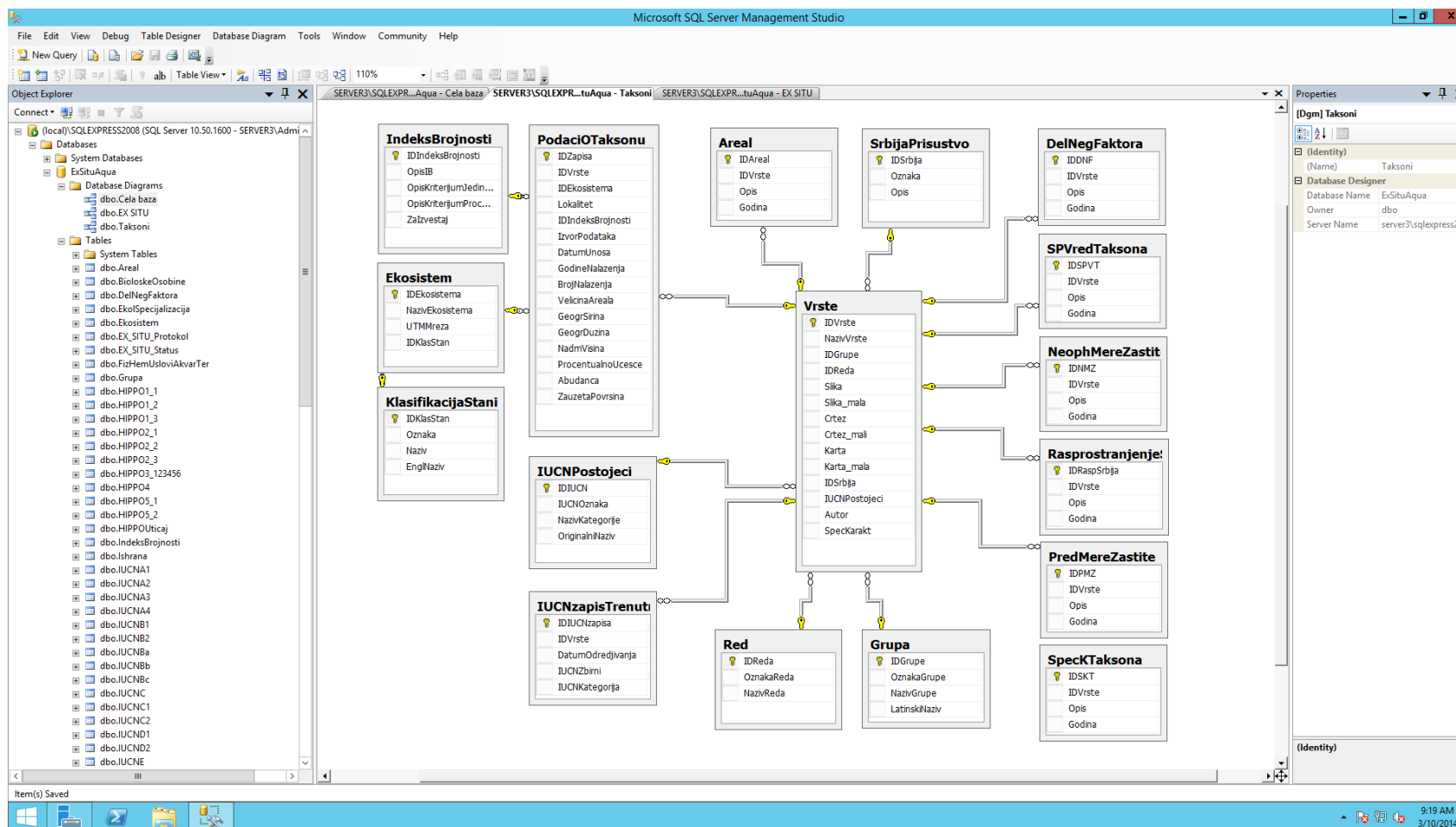
Подаци у бази о акватичним макробескичмењацима су двојаког порекла и то:

1. публиковани литературни подаци о досадашњим истраживањима акватичних макробескичмењака у копненим водама Србије и то почевши од 1873. године (научни и стручни радови, монографије, књиге и други писани извори); и

2. резултати теренских истраживања диверзитета водених станишта Србије у протеклих 10 година истраживачке групе Центра за конзервацију биодиверзитета копнених вода и рибарства на отвореним водама - *Акваријум ПМФ Крагујевац*. Ови подаци су, за разлику од претходних хомогени, јер су добијени на основу стандардних хидробиолошких поступака и метода за истраживања акватичних екосистема и хидробиоценоза.



Слика 3. Приказ структуре базе података BAES *ex situ* у радном окружењу Microsoft SQL Server Management Studio



Слика 4. Приказ основног модула базе података BAES ex situ у радном окружењу Microsoft SQL Server Management Studio

Са информатичког аспекта, база садржи две основне целине и то:

1. радну или административну целину и
2. финалне извештаје.

Подаци из финалних извештаја су доступни јавности путем интернет презентације базе на адреси: <http://baes.pmf.kg.ac.rs>.

Административни део базе састоји се из три међусобно зависна дела и то:

1. део за унос основних, примарних података или основни модул,
2. модул који је намењен за процену степена угрожености таксона на основу критеријума IUCN (IUCN, 2001 ver 3.1., 2010 ver. 8.1); за процену ризика изумирања и степена приоритета заштите угрожених таксона на националном нивоу, према моделу ESHIPPO (Simić et al., 2007) и
3. модула који садржи податке о *ex situ* третману хидробионата.

Основни или **примарни модул** базе има следећи садржај:

1. тачан назив таксона и идентификациони број таксона (ИД таксона),
2. година налажења таксона (учесталост налаза у одређеном временском периоду),
3. бројност (абунданца) популације таксона изражена је преко релативног индекса и то према следећој табели (табела 2)

Табела 2. Параметри за одређивање релативне бројности акватичних макробескичмењака

% учешће таксона	Индекс бројности	број индивида / 0,1 m ²
> 1	1	1 -10
1 – 10	2	11 – 50
11 – 20	3	51 – 150
21 – 50	4	151 – 500
51 – 100	5	> 500
не постоји податак	6	не постоји податак

4. екосистем где је таксон констатован и локалитет уколико постоје прецизни подаци,
5. податак о величини односно, заузетој површини у станишту коју популација датог таксона насељава,
6. податак о географском положају (ГПС подаци) станишта где је таксон забележен, податак о статусу угрожености на међународном нивоу (база IUCN Red List Categories and Criteria. 2001 ver. 3.1., 2010 ver. 8.1) и на националном нивоу (Уредба о заштити природних реткости. РС бр. 50/93 и 93/93) и

7. подаци о аутору и публикацији или ауторима идентификације код необјављених података.

Анализом основног модула базе добијају се следећи подаци о сваком таксону:

1. тренд повећања или смањења бројности популација у дужем или краћем временском периоду,
2. тренд смањења или повећања ареала распрострањења и заузете територије, као и просторна дистрибуција популација у водама на подручју Србије и
3. садашњи статус угрожености таксона на глобалном и/или локалном нивоу

Узорковање акватичних макробескичмењака и идентификација

Истраживања акватичних макробескичмењака на простору Србије извршена су у склопу комплексних хидробиолошких истраживања копнених вода Србије, у периоду од 2006. до 2012. године.

Узорковање макроинвертебрата, у зависности од типа екосистема, је вршено бентосном мрежом по Сурберу захватне површине 0,00625 m², са промером окаца 250 μm, као и багерима типа Екман. Узорковање ручним бентолошким мрежама вршено је техником подизања материјала са подлоге и његовим сакупљањем у мрежу која је окренута у правцу воденог тока.

Осим узорака макробескичмењака истовремено су на терену бележени и мерени основни морфометријски, физички и хемијски параметри, као и подаци о видљивом антропогеном утицају.

Узорци макробескичмењака су фиксирани на терену 4% формалдехидом, а идентификација је извршена у хидробиолошкој лабораторији **Центра за конзервацију биодиверзитета копнених вода и рибарства на отвореним водама**, Института за биологију и екологију Природно-математичког факултета у Крагујевцу.

Идентификација макробескичмењака је извршена на основу одговарајућих кључева. За идентификацију Oligochaeta коришћени су идентификациони кључеви по Brinkhurst & Jamieson (1971) и Hrabе-у (1981). Идентификација Odonata извршена је према кључевима које су дали Бешовски (1994) и Nilsson (1997). Hirudinea су идентификоване помоћу кључа који дају Mann & Watson (1964), Gastropoda на основу релевантних идентификационих кључева (Ložek, 1956; Macan & Douglas Cooper, 1994) и приручника (Pfleger, 2000), док Decapoda помоћу следећих кључева (Bott, 1950, 1972; Karaman, 1961, 1963; Holdich, 1992, 2002; Füreder & Machino, 2002). Ephemeroptera су

идентификоване према кључевима који су дали (Ikononov, 1959; Belfiore, 1983; Elliott et al., 1988). За Trichoptera коришћени су кључеви према Wallace et al. (1990), Edington & Hildrew (1995) и Pescador et al. (1995). Plecoptera су идентификоване на основу следећих идентификационих кључева (Hynes, 1967; Sowa, 1970; Raušer, 1980; Sivec, 1980; Zwick, 2004). Идентификација Diptera извршена је помоћу кључева које дају Nilsson (1997), Vallenduuk & Pillot (2007) и Pillot (2009). Код инсеката идентификација је вршена на нивоу ларви, а где год је било могуће и на нивоу одраслих јединки.

Идентификација је спроведена помоћу бинокуларне лупе NIKON SMZ - 800 и микроскопа NIKON Eclipse E 100 са дигиталном камером MOTICAM 2000 Digital Camera.

3.2.2. Формирање списка таксона акватичних макробескичмењака

На основу анализе BAES базе података израђен је списак акватичних макробескичмењака забележених у воденим екосистемима Србије од 1873. године до данас. Списак је састављен на основу тренутно важеће таксономске номенклатуре за сваку групу посебно, при чему су коришћене следеће базе података: (<http://www.freshwaterecology.info>), Fauna Europea (<http://faunaeur.org>), Global Biodiversity Information Facility (<http://www.gbif.org>). С обзиром да подаци обухватају дугачак период истраживања, током времена се номенклатура мењала у складу са развојем таксономије, што је нарочито интензивно последњих година након увођења молекуларне таксономије. Поред појављивања бројних синонима, током времена је дошло и до промене статуса многих врста, као и издвајања посебних врста или груписања сродних врста.

Уједначавање таксономских записа у погледу номенклатуре значајан је део ове дисертације, чему је посвећена посебна пажња. Употребом стандардизоване таксономске номенклатуре омогућен је квалитетан извештај, што обезбеђује поредивост података, не само на локалном нивоу, већ и на глобалном. Намера нам је била да значај BAES базе и овог рада не буде само локалног карактера, већ да се обезбеди и шира употребљивост.

3.2.3. Филтрирање или селекција врста акватичних макробескичмењака из формираног списка

Свака врста из списка се у даљем поступку филтрира преко изабраних критеријума, са циљем издвајања *локално значајних јединица конзервације* (ЛЗЈК). Сваки критеријум се вреднује тростепеном скалом и то 1, 3 и 5. На основу података из базе и вредновања појединачних критеријума, врши се рангирање сваке врсте. Сабирањем бодова појединачних критеријума добија се збир на основу којег се одређују ЛЗЈК за поједине врсте. Усвојено је да збир бодова већи од 25 одређује границу између врста које имају статус ЛЗЈК и оних које тај статус немају. Укупан збир од 25 бодова значи да је врста за више од 50% одабраних критеријума добила оцену 5. Стратегија је за сада, тестирана на групама са највише поузданих података, као што су: Ephemeroptera, Plecoptera и Decapoda (фам. Astacidae).

Критеријуми за издвајање *локално значајних јединица конзервације* (ЛЗЈК) су следећи:

- **Фреквентност врсте у времену**

1. честа врста - констатована у више од 50% временских интервала* (почевши од првог налаза),

3. средње честа врста - констатована у 20 до 50% временских интервала и

5. ретка врста - констатована у мање од 20% временских интервала (само једном)

* узети су у обзир временски интервали од 5-10 година

- **Фреквентност врсте у простору**

1. честа врста - констатована у више од 50% сливова **,

3. средње честа врста - констатована у 20 до 50% сливова и

5. ретка врста - констатована у мање од 20% сливова.

** фреквентност у простору је разматрана у односу на сливове који су већ дефинисани у овом раду (слика 2)

- **Абундантност**

1. у досадашњим налазима на више од 50% забележених станишта преовладава веома бројна и/или бројна популација ***,

3. у досадашњим налазима на више од 50% забележених станишта преовладава бројна и/или средње бројна популација и

5. у досадашњим налазима на више од 50% забележених станишта преовладава средње бројна, малобројна популација или појединачни налази.

*** према скали у табели 2

- **Ниво еколошке специјализације** према еколошким параметрима из базе (www.freshwaterecology.info) и табеле 4

1. еуривалент, космополит, насељава све типове водених екосистема, не насељава или незнатно насељава осетљиве водене екосистеме****,

3. умерени стеновалент (на бар један еколошки фактор), локални ендем, субендем, регионални ендем слива или насељава бар 2 типа водених екосистема и

5. изразити стеновалент, стеноендемит, једно водено станиште или насељава само један тип воденог екосистема или само осетљиве екосистеме** :

**** Посебна група екосистема којима се данас све више поклања пажња, су тзв. фрагилни екосистеми. То су екосистеми који под утицајем различитих негативних антропогених утицаја трпе трајне, а често иреверзибилне промене које доводе до мењања флористичког и фаунистичког састава, поремећаја ценотичких односа и са тим у вези функционисања датог екосистема. Једном речју, такви екосистеми губе своје природне одлике и претварају се у различите деградационе стадијуме, чиме се трајно губи изворна биолошка разноврсност која их је карактерисала. То значи да у процесима деградације фрагилних екосистема нестају многе, по правилу угрожене биљне и животињске врсте значајне за регионални, али и глобални генофонд и биодиверзитет. У ову групу фрагилних екосистема улазе следећи типови:

1) високопланински екосистеми изнад горње шумске границе који обухватају изворне алпијске стене, камењаре, рудине и снежанике, укључујући и високопланинске текућице, 2) субалпијска зона екосистема клековине (бора кривуља), укључује и високопланинске текућице, 3) горња граница шумских екосистема, укључује и високопланинске текућице, 4) планински и високопланински екосистеми тресетишта 5) олиготрофна глацијална језера, 6) степски екосистеми, укључује и водене екосистеме у степама, 7) мали водени екосистеми еутрофног типа (баре, мочваре, пиштољине, локве), 8) екосистеми морских пешчаних обала, 9) екосистеми седрених наслага (дуж олиготрофних речних токова у брдским и планинским токовима).

- **Локална распрострањеност – ареал локалног распрострањења**

1. простире се на више од 50% националне акваторије,

3. простире се на 20 до 50% националне акваторије и

5. простире се на мање од 20% националне акваторије.

- **Процент популација у заштићеним подручјима**

1. више од 50% популација у заштићеним подручјима,

3. од 20 до 50% популација у заштићеним подручјима и

5. мање од 20% популације у заштићеним подручјима или је ван заштићеног подручја.

- **Економска вредност**

1. не постоји или није позната,
3. постоји, али није од већег значаја и
5. значајна, велика.

3.2.4. Процена степена угрожености врста са статусом локално значајних јединица конзервације (ЛЗЈК) на основу критеријума IUCN

IUCN критеријуми и подкритеријуми (IUCN 2001 Red List of Threatened Species, ver 3.1. и 2010. ver. 8.1) за процену степена угрожености врста са статусом ЛЗЈК приказани су у табели 3.

Табела 3. Преглед IUCN критеријума и подкритеријума за процену степена угрожености врста са статусом ЛЗЈК

Критеријуми	Крајње угрожене (CR)	Угрожене (EN)	Рањиве (VU)
А. Смањење популације (преко 10 год. или 3 генерације)	≥ 90 % (узроци су јасни, нејасни и реверзибилни или ≥ 80%)	≥ 70 % (узроци су јасни, нејасни и реверзибилни или ≥ 50%)	≥ 50 % (узроци су јасни, нејасни и реверзибилни или ≥ 30%)
Б. Географски простор	ЕОО < 100km ² или АОО < 10 km ² а) фрагментација и /или једно станиште б) продужено опадање ц) екстремно колебање	ЕОО < 5000km ² или АОО < 500 km ² а) фрагментација и /или једно станиште б) продужено опадање ц) екстремно колебање	ЕОО < 20000km ² или АОО < 2000 km ² а) фрагментација и /или једно станиште б) продужено опадање ц) екстремно колебање
Ц. Мала величина популације и опадање	n < 250 и редукција ≥ 25 % за 3 године или једну генерацију или редукција субпопулација < 50 зрелих јединки или екстремне флукуације	n < 2500 и редукција ≥ 20 % за 5 година или 2 генерације или редукција субпопулација < 250 зрелих јединки или екстремне флукуације	n < 10000 и редукција ≥ 10 % за 10 година или 3 генерације или редукција субпопулација < 1000 зрелих јединки или екстремне флукуације
Д. Екстремно мале и ограничене популације	n < 250	n < 250	n < 250 или АОО < 20 km ² или локација < 5
Е. Квантитативна анализа изумирања	≥ 50 % за 10 година или 3 генерације	≥ 20 % за 20 година или 5 генерација	≥ 10 % за 100 година

ЕОО - ареал распрострањења, АОО - заузета површина, n – бројност популације

ЛЗЈК врсте макробескичмењака су разврстане у категорије IUCN и то: крајње угрожене (CR), угрожене (EN) или рањиве (VU), док су врсте које не одговарају овим категоријама означене као скоро угрожене (NT) или најмање забрињавајуће (LC).

Врсте за које не постоје довољно прецизни подаци да би се сврстале у неку од категорија угрожености означене су као DD (без довољно података).

Посебна пажња је посвећена угроженим врстама акватичних макробескичмењака које су сврстане у једну од три категорије угрожености CR, EN и VU и за њих су дати комплетни извештаји, са категоријом и формулом угрожености. За

врсте које су за сада на основу података оцењене као нискоризичне (NT) или најмање забрињавајуће (LC) дат је само њихов списак.

3.2.5. Процена ризика изумирања и приоритета конзервације угрожених врста акватичних макробескичмењака на националном и локалном нивоу помоћу модела ESHIPPO

Са циљем процене ризика изумирања и приоритета конзервације на националном и локалном нивоу примењен је модификовани модел ESHIPPO (Simić et al., 2007). Модел ESHIPPO се заснива на квантитативном мерењу елемената модела, као што је *еколошка специјализација врсте* (ES) у односу на: станиште, исхрану, репродуктивну стратегију, величину тела, ниво ендемизма и *угрожавајућих фактора диверзитета* дефинисани акронимом »HIPPO«, који је изведен из почетних слова следећих речи: **H** - habitat alteration, (измене/промене станишта), **I** - invasive species (инвазивне врсте), **P** - pollution (загађење), **P** - population growth (раст хумане популације), **O** - over-exploitation (прекомерна експлоатација) (Brennan & Withgott, 2005).

Модификација основног модела састоји се у прилагођавању параметара модела за процену елемента ES биолошким и еколошким карактеристикама акватичних макробескичмењака, на основу глобалног фонда знања о акватичним макробескичмењацима из базе података (www.freshwaterecology.info).

Протокол модела са параметрима за процену еколошке специјализације (ES) и утицаја HIPPO фактора и бодовном скалом приказан је у табели 4.

Параметри еколошке специјализације (ES) и угрожавајућих фактора диверзитета HIPPO оцењени су тростепеном бодовном скалом. Од висине збира вредности параметара ES и HIPPO зависи и степен угрожености, ниво ризика изумирања и приоритет конзервације акватичних макробескичмењака на истраживаном подручју (табела 5).

Табела 4. Модификовани протокол ESHIPPO модела са параметрима за процену еколошке специјализације (ES) и утицаја HIPPO фактора

Елементи ES	ознака	Индикатор ознака*	Бодови ES	Елементи HIPPO	Процент акватичних станишта на којима се манифестују фактори					
					%	број бодова	%	број бодова	%	број бодова
Станиште (Habitat)	h	h1, h2, h3, h4, h5	1- (h)(d)(rs): ниско специјализован, толерантан, еуривалент (еуритоп) за све или > 3 индик. 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.	Промене станишта ¹ Деструкција, фрагментација и изолација Инвазивне врсте и/или неадекватно порибљавање						
Исхрана (Diet)	d	d1, d2, d3	3-(h)(d)(rs): умерено специјализован, осетљив. Стеновалент (умерен), за 1-3 индик. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3; 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.	Загађење ³	>50	5	20- 49,9	3	<20	1
Репродуктивни систем (Reproduction strategy)	rs	rs1, rs2, rs3, rs4, rs5, rs6		Раст хумане популације ⁴						
Животни циклус (Life cycle)	lc	lc1, lc2, lc3, lc4		Прекомерна експлоатација ⁵						
Величина тела (Body size)	bs	bs1								
Ниво ендемизма и изолација популација / статус угрожености IUCN (Range endemic)	re	re1, re2,	5- (h)(d)(rs): високо специјализован. Стеновалент (стенотоп) за све или > 3 индик. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, 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.							

***(h):** h1) дистрибуција по екорегинима (Illies 1967); h2) надморска висина: < 200, 200-500, 500-800, 800-1500 и > 1500; h 2.1) тип екосистема и еколошка зона: текуће воде: еукренон, хипокренон, епиритрон, метаритрон, хипоритрон, епипотамон, метапотамон, хипопотамон; стајаће воде: литорал, сублиторал, профундал,баре, мочваре, ефемерне воде и друго. h3) морфометријски параметри водених екосистема: дубина (m), карактер дна (%), h4) физички и хемијски параметри: температура (°C), брзина воде, електропроводљивост, кисеоник (mg/l, %), рН, тврдоћа воде (dH), ВРК₅ (mg/l). h5) квалитет воде. Посебне прилагођености или осетљивост на одређене хемијске, токсичне или радиоактивне материје. Навести карактеристике: трофичност – олиготрофне, мезотрофне, еутрофне, дистрофне. Сапробност: ксеносапробне, олигосапробне, бетамезосапробне, алфамезосапробне и полисапробне.

(d): d1) еурифаг-омниватор, d2) еурифаг-хербивор, карниватор, специфичан тип исхране, специфичне морфометријске адаптације за исхрану, d3) стенофаг, специфичне прилагођености за исхрану или монофаг. **(rs):** rs1) репродукција- асехсуална, паразитска; није специфичан тип репродукције (ововивипарни, изолована јаја, цементирана изолована јаја , полагају јаја на вегетацију, или неки супстрат (rs1.1), специфичан тип репродукције (rs1.2), строго специфичан тип репродукције (rs1.3). rs2) време репродукције и фреквентност: rs2.1) флексибилне или мултиволтине rs 2.2) триволтине, биволтине, rs2.3) семиволтине или униволтине rs3) трајање периода емергенције и/ (године): дуг >3 месеца (rs3.1), 1-3 месеца, (rs3.2), кратак < 1 месеца, (rs3.3). rs4) појава у великом броју (rs 4.1), да, ретко (rs 4.2), да, сваке године (rs4.3). rs5) акватичне фазе: адулт (rs5.1), ларва-нимфа-пупа (rs5.2), јаје (rs5.3). rs6). Стадијум трајања ларве /циклус развића ларве >2 године/целе године (rs 6.1), 1-2 године/2-3 (rs 6.2), < 1 година/један циклус (rs6.3)

(bs): величина тела TL (cm): < 0,5 (bs1.1); 0,6-3 (bs1.2), > 3 (bs1.3); **(re):** re1) није ендем и није угрожен re2) ендем за један екорегиион, рањив re3) стеноендем за релативно мале или веома мале територије (један екосистем, један биотоп), и изоловане популације угрожене и критично угрожене. **(lc):** lc1) животни циклус (година) <1 (lc1.1), ≈1(lc1.2), >1(lc1.3).) покретљивост /тип кретања – веома покретне /пливање) (lc2.1), умерено покретни/пливање (lc2.2), семисеселни-сесилни (lc2.3). lc3) социјални живот: солитари (lc3.1), формирају периодичне агрегације (lc3.2), живе у заједници (lc3.3), ван територије (lc3.4), понекад територијалне (lc3.5), трајно територијалне (lc3.6). lc4) брига о потомству: не постоји (lc4.1), чувају јаја, ларве (lc4.2), брига о јувенилима (lc4.3), нема сексуалног диморфизма (lc4.4), сексуални диморфизам током репродукције (lc4.5) присутан сексуални диморфизам (lc4.6)

¹промене воденог станишта: регулација и рекултивација, вађење шљунка, прекомерна употреба воде. Укључујући промене у већини природног станишта.

²инвазивне врсте (%) или % природне популације снабдевене неадекватним јувенилима (генетички не компатибилних) у последњих 10-20 година

³загађење: сапробност, еутрофикација, токсично, радиоактивно загађење, ацидификација или мешовито загађење

⁴густина људске популације преко 150 ст/ km² статистичка процена годишњег улова комерцијалних врста већа од реалне производње у последњих 10 година и /или производња мања од реалне и смањена у односу на потенцијалну производњу и / или смањење укупне биомасе.

Табела 5. Бодовна скала за одређивање степена ризика од изумирања и приоритета заштите угрожених врста акватичних макробескичмењака према моделу ESHIPPO

	Број бодова			
	< 25	26-35	36-45	46-50
Еколошка специјализација (ES)	< 25	26-35	36-45	46-50
Ниво еколошке специјализације	мали	умерен	истакнут	веома истакнут
Утицај НРРО фактора	< 36	36-45	46-55	65-70
Ниво утицаја фактора	мали	умерен	истакнут	веома истакнут
Укупан број бодова ESHIPPO	< 60	61-80	81-100	101-130
Критичан ниво ризика од изумирања	мали	умерен	истакнут критичан ниво	изумирање у току
Степен приоритета заштите	3	2	1	0

У зависности од укупног броја бодова ES и НРРО фактора издвајају се врсте које имају приоритет заштите на националном нивоу. Степен приоритета заштите креће се од 3 до 0. Број 1 на овој скали указује на први степен приоритета и указује да врста има приоритет у заштити и да је потребно одмах предузети адекватне мере заштите на националном нивоу. Степен приоритета 2 указује да врсте, морају бити под сталним мониторингом, како би се предузеле мере заштите, уколико је то потребно. Степен приоритета 3 указује на малу вероватноћу изумирања на националном нивоу. Вредност 0 указује да је изумирање врсте у њеном природном станишту у току и да је у оваквим случајевима једино могуће применити *ex-situ* заштиту.

3.2.6. Финални извештаји стратегије

На основу свих претходних корака стратегије, база података генерише финалне извештаје за угрожене врсте акватичних макробескичмењака. Садржај извештаја је следећи:

1. *валидна или важећа таксономија врсте,*
2. *фотографија врсте и цртежи* урађени на основу оригиналног узорка или фотографије,
3. *приказ налаза и распрострањење* на хидрографској карти урађене у програму ArcGIS (ArcMap 9.3),
4. *подаци о тренутном глобалном статусу* угрожености врста на основу Црвене листе IUCN (IUCN 2001 verzije 3.1) <http://www.iucnredlist.org>,
5. *IUCN категорија угрожености у Србији:* добијена на основу података из базе, а према критеријума IUCN (IUCN 2001 ver 3.1., 2010 ver. 8.1),
6. *степен приоритета конзервације* добијен на основу модела ESHIPPO,
7. *одређивање ареала распрострањења врсте и заузете површине:* коришћене су дигиталне карте Србије са хидрографском мрежом (2 x 2 km²). Коришћена је мрежа WGS84, UTM зона 34N. На картама које су приказане у извештајима базе остављени су због боље прегледности само квадрати површине 10 x 10 km². Карте су у размери 1: 2 000 000,
8. *подаци о налазима и распрострањењу у Србији:* представљају најзначајнији део базе и представљају исечак о свим познатим налазима датог таксона (врсте) у акватичним екосистемима Србије. Као што је већ речено, садрже податке о екосистему, локалитету, абунданци, заузетој површини, години налажења и референци,
9. *ареал и заузета површина у Србији:* садржи податке о ареалу и заузетој површини на основу досадашњих података. Ареал распрострањења приказан је на следеће начине:
 - а) *потенцијални и/или историјски ареал* који се добија када се узме у обзир целокупна површина на подручју Србије на којој је врста забележена од првог налаза до данас, без обзира да ли је врста на истим стаништима касније забележена или не,

б) стварни или реални ареал се добија сабирањем површина квадрата (10×10 и/или $2 \times 2 \text{ km}^2$) оних станишта на којима је врста забележена у последњих 10 до максимално 30 година и без обзира да ли је у скорије време констатована или не и

с) заузета површина добија се сабирањем површина квадрата ($2 \times 2 \text{ km}^2$) оних станишта на којима су популације дате врсте забележене и у највећем броју случајева поново констатоване у протеклих 10 до максимално 15 година.

На основу односа између историјског и реалног ареала и заузете површине може се пратити просторно смањење или повећање ареала, као и постојећа фрагментисаност некадашње популације врсте и/или изолованост садашњих популација, односно субпопулација,

10. *бројност популације и популациони тренд*: вредности се добијају на основу података из базе где се на основу постојећих показатеља абундантности кроз временски период добија податак о тенденцији опадања или раста бројности популација дате врсте,
11. *деловање негативних фактора*: описује примећене или измерене факторе у стаништима који негативно утичу на стање популација угрожених врста. Полази се од општих фактора из акронима НРРО до специфичних фактора карактеристичних за дато станиште,
12. *предузете мере заштите*: приказани су подаци о мерама које су до сада предузете у циљу заштите угрожене врсте, како у *in situ* тако и у *ex situ* условима, или се наводи податак уколико до сада нису предузете никакве мере заштите,
13. *неопходне мере заштите*: на основу степена угрожености врсте, сагледавања стања популације на терену и еколошких карактеристика станишта, а посебно на основу резултатата модела ESHIPPO, предлажу се мере које је неопходно предузети у циљу заштите врсте,
14. *стварне или потенцијалне вредности таксона*: указују на еколошке, економске или неке друге вредности таксона које могу да буду посебан разлог заштите или се на основу истраживања закључује о потенцијалним вредностима датог таксона у смислу употребе у хуманој медицини, ветерини и сл.,
15. *специфичне карактеристике таксона*: овде се наводе неке специфичне особине или неке специфичне значајности врсте, а које су од важности за њену заштиту (степен ендемизма, реликтност, неке специјализоване еколошке особине и сл.).

Стратегија, преко финалних извештаја дефинише конкретне мере за конзервацију угрожених таксона, као и динамику њихових предузимања.

Осим конзервације таксона у *in situ* и/или *ex situ* условима стратегија предвиђа и заштиту водених станишта која се одликују следећим карактеристикама:

1. висок специјски диверзитет свих група,
2. висок специјски диверзитет појединих група и
3. значајно присуство: ендемних и/или угрожених и/или високо специјализованих таксона (нетолерантни, стеновалентни таксони).

Станишта са наведеним карактеристикама означена су као центри диверзитета акватичних макробескичмењака или “hotspot” подручја за Србију.

“Hotspot” подручја издвојена су методом сличности или различитости заједница макробескичмењака по сливовима. Коришћен је индекс сличности према Соренсену (Sørensen, 1948).

Соренсенов индекс сличности (Sørensen, 1948) добија се из следеће формуле:

$$C_s = \frac{2c}{a + b} * 100$$

C_s - Соренсенов индекс сличности

a - број врста једног речног слива

b - број врста другог речног слива

c - број заједничких врста између два слива која се пореде

4. Резултати рада

4.1. Диверзитет акватичних макробескичмењака у копненим водама Србије

4.1.1. Анализа диверзитета акватичних макробескичмењака Србије на основу података из базе и формирање листе валидних врста за потребе стратегије конзервације

База података биодиверзитета водених екосистема Србије садржи податке о налазима макробескичмењака у воденим екосистемима на подручју Србије и то у периоду од првог библиографског податка 1873. до 2012. године. Укупан број записа о таксонима износи 11.765, укупан број података о истраживаним акватичним стаништима износи 918. Анализом базе података у табели 6 приказан је укупан број таксона акватичних макробескичмењака забележених у копненим водама Србије у назначеном периоду.

Табела 6. Укупан број таксона, валидних врста, таксона идентификованих до нивоа рода и таксони са несигурним или непотврђеним таксономским статусом, у копненим водама Србије у периоду од 1873. до 2012. године

Групе макробескичмењака	Укупно забележених таксона	Валидне врсте	Таксони до нивоа рода	Несигурни таксони
Porifera	2	2	0	0
Turbellaria	9	8	1	0
Nematomorpha	1	1	0	0
Gastropoda	51	43	8	0
Bivalvia	44	18	5	21
Oligochaeta	116	90	26	0
Polychaeta	2	2	0	0
Hirudinea	27	22	5	0
Araneae	1	1	0	0
Isopoda	5	3	2	0
Mysidae	2	2	0	0
Amphipoda	17	15	2	0
Decapoda	5	5	0	0
Collembola	2	1	1	0
Ephemeroptera	100	85	15	0
Odonata	64	60	4	0
Plecoptera	103	91	12	0
Trichoptera	244	208	36	0
Diptera	326	254	72	0
Heteroptera	30	22	8	0
Coleoptera	85	58	27	0
Neuroptera	2	2	0	0
Megaloptera	2	2	0	0
Укупан број	1240	995	224	21

На основу приказане табеле 6 види се да је у назначеном периоду у копненим водама Србије забележено укупно 1.240 таксона акватичних макробескичмењака припадника 23 животињске групе: Porifera, Turbellaria, Annelida (Oligochaeta, Hirudinea, Polychaeta), Nematomorpha, Mollusca (Gastropoda, Bivalvia), Crustacea (Isopoda, Amphipoda, Mysidacea, Decapoda), Arachnida (Aranea) и Insecta (Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera, Diptera, Heteroptera, Coleoptera, Neuroptera, Megaloptera и Collembola). Групе Hidroacarina, Hydrozoa и Lepidoptera нису обухваћене овим радом, због малобројних података.

Од укупног броја таксона, 995 таксона припада валидним (добрим) врстама. Велики број таксона није одређен до нивоа врсте, чак 224, док се за 21 таксон, на

основу расположивих података, не може са сигурношћу потврдити њихов таксономски статус.

Највећи број таксона који нису идентификовани до нивоа врсте су из групе Diptera (72), затим из група Trichoptera (36), Coleoptera (27) и Oligochaeta (26). Из групе Vivalvia од укупно 44 таксона, чак 21 таксон је означен као несигуран.

Највећи број врста констатован је у групи Diptera, 254 врста, од тога 180 из фамилије Chironomidae, а 74 врста из осталих фамилија овог реда инсеката. Поред Diptera, велики број врста је забележен и у групи Trichoptera (208). Нешто мањи број врста забележен је у групама Plecoptera (91), Oligochaeta (90), Ephemeroptera (85) и Odonata (60), док су остале групе заступљене са мањим бројем врста.

На основу података из базе, акватични макробескичмењаци су забележени на 918 различитих водених екосистема у Србији.

Због обимности података таксони су сврстани одговарајућем већем сливу коме припадају. Дистрибуција таксона према већ наведеним сливовима дата је у прилогу (прилог 1). Овакав приступ омогућава анализу разноврсности фауне водених макробескичењака према сливовима (Petrović et al., 2014), који се могу сматрати прихватљивим просторним јединицама за разматрање водене фауне неког већег простора (Raunović et al., 2005b).

Резултати броја таксона акватичних макробескичмењака за сваки наведени подслив на подручју Србије и њихов процентуални удео у укупној акватичној фауни макробескичмењака приказани су у табелама 7 и 8.

Табела 7. Укупан број таксона акватичних макробескичмењака, укључујући и таксоне идентификоване до нивоа рода по речним сливовима на простору Србије

Групе макробескичмењака / сливови	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели Дрим	Егејски слив
Porifera	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Turbellaria	3	5	3	4	5	5	4	0	0	7	0	2
Nematomorpha	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Gastropoda	43	25	8	14	15	18	3	5	1	10	0	1
Bivalvia	25	26	8	9	20	10	1	5	6	5	0	0
Oligochaeta	62	47	32	27	47	40	1	28	1	35	0	11
Polychaeta	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	15	6	11	10	11	11	0	4	0	6	2	1
Araneae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	3	1	2	1	1	2	0	1	0	1	0	0
Mysidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphipoda	15	7	3	5	4	4	0	3	1	3	0	1
Decapoda	3	0	1	3	3	3	1	1	0	2	0	0
Collembola	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	30	11	4	25	69	63	24	46	9	44	0	32
Odonata	43	33	6	9	34	22	0	3	11	4	0	1
Plecoptera	15	0	0	19	75	69	40	12	3	47	18	56
Trichoptera	49	31	4	52	112	129	43	19	22	91	3	38
Diptera	85	72	3	76	222	135	5	6	35	21	4	15
Heteroptera	4	1	0	3	18	14	0	0	0	3	0	0
Coleoptera	13	7	1	34	41	41	5	6	1	12	0	9
Neuroptera	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	0	1	0	1	2	2	0	0	0	1	0	0
Укупан број таксона	414	279	87	292	685	571	128	139	90	292	27	167

Табела 8. Процентуални однос таксона акватичних макробескичмењака, укључујући и таксоне идентификоване до нивоа рода по речним сливовима на простору Србије

Групе макробескичмења ка / сливови	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели Дрим	Егејски слив
Porifera	0.24%	0.36%	0.00%	0.00%	0.15%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Turbellaria	0.72%	1.79%	3.45%	1.37%	0.73%	0.88%	3.13%	0.00%	0.00%	2.40%	0.00%	1.20%
Nematomorpha	0.00%	0.36%	0.00%	0.00%	0.15%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Gastropoda	10.39%	8.96%	9.20%	4.79%	2.19%	3.15%	2.34%	3.60%	1.11%	3.42%	0.00%	0.60%
Bivalvia	6.04%	9.32%	9.20%	3.08%	2.92%	1.75%	0.78%	3.60%	6.67%	1.71%	0.00%	0.00%
Oligochaeta	14.98%	16.85%	36.78%	9.25%	6.86%	7.01%	0.78%	20.14%	1.11%	11.99%	0.00%	6.59%
Polychaeta	0.48%	0.36%	1.15%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Hirudinea	3.62%	2.15%	12.64%	3.42%	1.61%	1.93%	0.00%	2.88%	0.00%	2.05%	7.41%	0.60%
Araneae	0.00%	0.36%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Isopoda	0.72%	0.36%	2.30%	0.34%	0.15%	0.35%	0.00%	0.72%	0.00%	0.34%	0.00%	0.00%
Mysidae	0.48%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Amphipoda	3.62%	2.51%	3.45%	1.71%	0.58%	0.70%	0.00%	2.16%	1.11%	1.03%	0.00%	0.60%
Decapoda	0.72%	0.00%	0.24%	0.72%	0.72%	0.72%	0.24%	0.24%	0.00%	0.48%	0.00%	0.00%
Collembola	0.00%	0.72%	0.00%	0.00%	0.29%	0.00%	0.78%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Ephemeroptera	7.25%	3.94%	4.60%	8.56%	10.07%	11.03%	18.75%	33.09%	10.00%	15.07%	0.00%	19.16%
Odonata	10.39%	11.83%	6.90%	3.08%	4.96%	3.85%	0.00%	2.16%	12.22%	1.37%	0.00%	0.60%
Plecoptera	3.62%	0.00%	0.00%	6.51%	10.95%	12.08%	31.25%	8.63%	3.33%	16.10%	66.67%	33.53%
Trichoptera	11.84%	11.11%	4.60%	17.81%	16.35%	22.59%	33.59%	13.67%	24.44%	31.16%	11.11%	22.75%
Diptera	20.53%	25.81%	3.45%	26.03%	32.41%	23.64%	3.91%	4.32%	38.89%	7.19%	14.81%	8.98%
Heteroptera	0.97%	0.36%	0.00%	1.03%	2.63%	2.45%	0.00%	0.00%	0.00%	1.03%	0.00%	0.00%
Coleoptera	3.14%	2.51%	1.15%	11.64%	5.99%	7.18%	3.91%	4.32%	1.11%	4.11%	0.00%	5.39%
Neuroptera	0.24%	0.00%	0.00%	0.00%	0.29%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Megaloptera	0.00%	0.36%	0.00%	0.34%	0.29%	0.35%	0.00%	0.00%	0.00%	0.34%	0.00%	0.00%
% од укупног броја таксона	33.36%	22.48%	7.01%	23.53%	55.20%	46.01%	10.31%	11.20%	7.25%	23.53%	2.18%	13.46%

Анализом приказаних резултата у табелама 7 и 8, види се да број, односно разноврсност таксона, углавном одговара величини слива. Тако је највећи број таксона забележен у сливним подручјима Јужне Мораве (685 таксона или 55,20%) и Западне Мораве (571 таксона или 46,01%). Веома значајан број таксона акватичних макробескичмењака подручја пери-панонског и брдско-планинског подручја Србије (област јужно од Саве и Дунава) припада сливу Тимока и Велике Мораве (са по 292 таксона, односно процентуални удео износи 23,53%). Реке Дунав и Сава са својим притокама (мање притоке првог реда) су значајана станишта акватичних бескичмењака. У сливном подручју реке Дунав је забележено 414 таксона (33,36%), док је у сливном подручју реке Саве констатовано 279 таксона (22,48%). У осталим сливовима на подручју Србије забележено је мање таксона, па тако у рекама које припадају Егејском сливу констатовано је 167 или 13,46%, у сливном подручју Колубаре 139 (11,20%), Дрине 128 (10,31%), Млаве и Пека 90 (7,25%) и у Тиси 87 таксона (7,01%). Најмањи број таксона је забележен у реци Бели Дрим, свега 27 таксона (2,18%). Овакав резултат је последица неравномерног истраживања водених екосистема у Србији. Током овог истраживања највећи број истраживаних локалитета, а самим тим и највећи број прикупљених узорака био је на локалитетима који припадају сливу Јужне и Западне Мораве.

У циљу разраде стратегије конзервације акватичних макробескичмењака у табели 9 састављен је списак валидних врста. За даљи рад на стратегији коришћене су врсте из група Plecoptera, Ephemeroptera и ракови из фам. Astacidae.

Табела 9. Списак врста акватичних макробескичмењака констатованих у копненим водама Србије у периоду од 1873. до 2012. године

PORIFERA	Lymnaeidae
Spongilidae	<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)
<i>Ephydatia fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Radix peregra</i> (O.F. Müller, 1774)
<i>Spongilla lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Radix ovata</i> (O.F. Müller, 1774)
TURBELLARIA	<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)
Dendrocoelidae	<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (Müller, 1774)	<i>Stagnicola palustris</i> (O.F. Müller, 1774)
Dugesidae	Physidae
<i>Dugesia (Planaria) gonocephala</i> (Duges, 1830)	<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Dugesia (Planaria) lugubris</i> (Schmidt, 1861)	<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)
<i>Dugesia (Planaria) polychroa</i> (Schmidt, 1861)	Neritidae
Planariidae	<i>Theodoxus danubialis</i> (C. Pfeiffer, 1828)
<i>Crenobia alpina montenegrina</i> (Mrazek, 1904)	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Polycelis nigra</i> Müller, 1774	<i>Theodoxus transversalis</i> (C. Pfeiffer, 1828)
<i>Polycelis felina</i> Johnston, 1822	Valvatidae
NEMATOMORPHA	<i>Borysthenia naticina</i> (Manke, 1845)
Gordidae	<i>Valvata cristata</i> O.F. Müller, 1774
<i>Gordius aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. Müller, 1774)
GASTROPODA	<i>Valvata pulchella</i> Studer, 1820
Acroloxidae	Viviparidae
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Viviparus acerosus</i> (Bourguignat, 1862)
Thiaridae	<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)
<i>Amphimelania holandri</i> (C. Pfeiffer, 1828)	<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Fagotia acicularis</i> (Ferussac, 1823)	BIVALVIA
<i>Fagotia esperi</i> (Ferussac, 1823)	Corbiculidae
Planorbidae	<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. Müller, 1774)
<i>Ancylus fluviatilis</i> Müller, 1774	<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. Müller, 1774)
<i>Anisus leucostoma</i> Millet, 1813	Dreissenidae
<i>Anisus septemgyratus</i> Rossmässler, 1835	<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)
<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	Unionidae
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Anisus vorticulus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Anodonta anserirostris</i> Küster, 1842
<i>Gyraulus acronicus</i> (Ferussac, 1807)	<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Gyraulus albus</i> (Müller, 1774)	<i>Anodonta complanata</i> (Rossmassler, 1835)
<i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1836)	<i>Anodonta opalina</i> Küster, 1842
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Anodonta rostrata</i> Drouet, 1852
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Anodonta savensis</i> Drouet, 1852
<i>Planorbis carinatus</i> O.F. Müller, 1774	<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Unio crassus batavus</i> (Maton & Rackett, 1807)
<i>Planorbis vortex</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Unio crassus</i> Pfeiffer, 1821
Hydrobidae	<i>Unio pictorum pictorum</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Bythinella austriaca</i> Frauenfeld, 1857	<i>Unio tumidus timidus</i> Philipsson, 1788
<i>Bythinella viridis</i> (Poiret, 1801)	Spheridae
<i>Lithoglyphus apertus</i> Küster, 1852	<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. Müller, 1774)
<i>Lithoglyphus fuscus</i> (C. Pfeiffer, 1828)	<i>Sphaerium corneum</i> Linnaeus, 1758
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. Pfeiffer, 1828)	<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)
Bithyniidae	OLIGOCHAETA
<i>Bithynia leachii</i> (Sheppard, 1823)	Enchytraeidae
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cognettia sphagnetorum</i> Vejdovský, 1879

Enchytraeus albidus Henle, 1837
Fridericia perrieri (Vejdovský, 1878)
Criodrilidae
Criodrilus lacuum Hoffmeister, 1845
Lumbricidae
Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)
Eiseniella paradoxa (Cognetti de Martiis 1904)
Lumbricus rubellus Hoffmeister, 1843
Lumbriculidae
Bythonomus lemani Grube, 1880
Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)
Rhynchelmis limosella Hoffmeister, 1843
Stylodrilus heringianus Claparede, 1862
Stylodrilus lemani Grube, 1879
Trichodrilus strandi Hrabe, 1936
Naididae
Amphichaeta leydigii Tauber, 1879
Amphichaeta rostifera Akinschina, 1984
Amphichaeta sannio Kallstenius, 1892
Aulophorus furcatus (Müller, 1776)
Chaetogaster cristalinus Vejdovský, 1883
Chaetogaster diaphanus (Gruithuisen, 1828)
Chaetogaster diastrophus (Gruithuisen, 1828)
Dero digitata Oken, 1815
Dero dorsalis Ferronière, 1889
Dero nivea Aiyer, 1930
Dero obtusa D'Udekem, 1855
Haemonais waldvogeli Bretscher, 1900
Homochaeta naidina Bretscher, 1896
Nais alpina Sperber, 1948
Nais barbata Müller, 1773
Nais behningi Michaelsen, 1923
Nais bretscheri Michaelsen, 1899
Nais christinae Kasparzak, 1973
Nais communis Piguët, 1906
Nais elinguis Müller, 1773
Nais pardalis Piguët, 1906
Nais pseudobtusa Piguët, 1906
Nais simplex Piguët, 1906
Nais stolci Hrabe, 1979
Nais variabilis Piguët, 1906
Ophidonais serpentina Müller, 1773
Paranais frici Hrabe, 1941
Paranais litoralis Müller, 1784
Pristina bilobata (Bretscher, 1903)
Pristina foreli (Piguët, 1906)
Pristina longiseta Ehrenberg, 1828
Pristina menoni (Aiyer, 1906)
Pristina rosea (Piguët, 1906)
Slavina appendiculata (D'Udekem, 1855)
Specaria josinae (Vejdovský, 1883)
Stylaria fossularis Leidy, 1852
Stylaria lacustris (Linnaeus, 1767)
Uncinaiis uncinata (Orsted, 1842)

Vejdovskiella comata (Vejdovský, 1883)
Propappidae
Propappus volki Michaelsen, 1916
Tubificidae
Aulodrilus limnobius Bretscher, 1899
Aulodrilus pigueti Kowalewski, 1914
Aulodrilus pluriseti (Piguët, 1906)
Branchiura sowerbyi Beddard, 1892
Ilyodrilus perrieri Eisen, 1879
Isochaetides michaelsoni (Lastockin, 1937)
Limnodrilus claparedianus Ratzel, 1868
Limnodrilus helveticus Piguët, 1913
Limnodrilus hoffmeisteri Claparede, 1862
Limnodrilus hoffm.f. parva Claparede, 1862
Limnodrilus profundicola (Verrill, 1871)
Limnodrilus udekemianus Claparede, 1862
Peloscolex albicola (Michaelsen, 1901)
Peloscolex barbatus (Grube, 1891)
Peloscolex ferox (Eisen, 1879)
Peloscolex speciosus (Hrabe, 1931)
Peloscolex superiorensis Nrinkhurst & Cook, 1966
Peloscolex velutina (Grube, 1879)
Potamotheix bavaricus (Oschman, 1913)
Potamotheix hammoniensis (Michaelsen, 1901)
Potamotheix isochaetus (Hrabe, 1931)
Potamotheix moldaviensis Vejdovský & Mrazek, 1902
Potamotheix vej dovskyi (Hrabe, 1941)
Psammoryctides albicola (Michaelsen, 1901)
Psammoryctides barbatus (Grube, 1891)
Psammoryctides deserticola (Grimm, 1877)
Psammoryctides moravicus (Hrabe, 1934)
Rhyacodrilus coccineus (Vejdovský, 1875)
Tubifex albicola (Michaelsen, 1901)
Tubifex costatus (Claparede, 1863)
Tubifex filum (Michaelsen, 1901)
Tubifex ignotus (Stolc, 1886)
Tubifex montanus Kowalewski, 1919
Tubifex nerthus Michaelsen, 1908
Tubifex templetoni Southern, 1909
Tubifex tubifex Müller, 1773
Haplotaxidae
Haplotaxis gordioides (Hartmann, 1821)
POLYCHAETA
Ampharatiidae
Hypania invalida (Grube, 1860)
Fabriciidae
Manayunkia caspica (Annenkova, 1929)
HIRUDINEA
Glossiphoniidae
Alboglossiphonia heteroclita (Linnaeus, 1758)
Batracobdella algira (Moquin-Tandon, 1846)
Glossiphonia complanata (Linnaeus, 1758)

Glossiphonia heteroclita (Linnaeus, 1761)
Glossiphonia paludosa (Carena, 1824)
Helobdella stagnalis (Linnaeus, 1758)
Hemiclepsis marginata (O.F. Müller, 1774)
Placobdella costata (O.F. Müller, 1846)
Theromyzon tessulatum (O.F. Müller, 1774)

Erpobdellidae

Dina absoloni Johansson, 1913
Dina apathyi Gedroyc, 1916
Dina lineata (O.F. Müller, 1774)
Dina lineata montana (O.F. Müller, 1774)
Erpobdella monostriata (Lindenfeld & Pietruszynski, 1890)
Erpobdella octoculata (Linnaeus, 1758)
Erpobdella testacea (Savigny, 1822)
Trocheta bykowskii Gedroyc, 1913

Haemopidae

Haemopsis sanquisuga (Linnaeus, 1758)

Hirudinidae

Hirudo medicinalis Linnaeus, 1758

Piscicolidae

Cystobranchus fasciatus Kollar
Piscicola fadejewi Epshtein, 1961
Piscicola geometra (Linnaeus, 1761)

ARANEAE**Argyronetiidae**

Argyroneta aquatica (Clerck, 1757)

CRUSTACEA**Isopoda****Asellidae**

Asellus aquaticus (Linnaeus, 1758)

Janiridae

Jaera sarsi Valkanov, 1936
Jaera istri Veuille, 1979

Mysida

Paramysis lacustris Czerniavsky, 1882
Lymnomyia benedeni Czerniavsky, 1882

Amphipoda**Corophidae**

Corophium curvispinum Sars, 1895
Corophium maeoticum Sowinsky, 1898
Corophium robustum Sars, 1895

Gammaridae

Chaetogammarus tenellus Sars, 1914
Dikerogammarus bispinosus Martynov, 1925
Dikerogammarus haemobaphes (Eichwald, 1841)
Dikerogammarus villosus (Sowinsky, 1894)
Gammarus balcanicus Schäferna, 1922
Gammarus fossarum Koch in Panzer, 1836
Gammarus pulex (Linnaeus, 1758)
Obesogammarus obessus (Sars, 1894)
Echinogammarus ishnus (Martynov, 1919)
Pontogammarus crassus (Sars, 1894)

Pontogammarus robustoides (Sars, 1894)

Pontogammarus sarsi (Sars, 1894)

Decapoda**Astacidae**

Astacus astacus (Linnaeus, 1758)
Astacus leptodactylus (Eschscholz, 1823)
Austropotamobius torrentium Schrank, 1803

Grapsidae

Eriocheir sinensis Milne-Edwards, 1854

Cambaridae

Orconectes limosus (Rafinesque, 1817)

COLLEMBOLA**Poduridae**

Podura aquatica Linnaeus, 1758

INSECTA**EPHEMEROPTERA****Ameletidae**

Ameletus inopinatus Eaton, 1887

Baetidae

Acenterella sinaica Bogoescu, 1931
Alainites muticus (Linnaeus, 1758)
Baetis alpinus (Pictet 1843)
Baetis fuscatus (Linnaeus, 1758)
Baetis buceratus Eaton, 1870
Baetis kozufensis Ikonomov, 1962
Baetis liebenauae Keffermüller, 1974
Baetis lutheri Muller-Liebenau, 1967
Baetis melanonyx (Pictet, 1843)
Baetis meridionalis Ikonomov, 1954
Nigrobaetis niger (Linnaeus, 1761)
Baetis pavidus Grandi, 1949
Baetis rhodani (Pictet, 1843)
Baetis scambus Eaton, 1887
Baetis tracheatus Keffermüller & Machel, 1967
Labiobaetis tricolor Tsherova, 1928
Baetis vardarensis Ikonomov, 1962
Baetis vernus Curtis, 1834
Centroptilum luteolum (Müller, 1776)
Cloeon dipterum (Linnaeus, 1761)
Cloeon simile Eaton, 1870
Procloeon bifidum (Bengtsson, 1912)
Procloeon pennulatum (Eaton, 1870)
Procloeon macronyx (Kluge & Novikova, 1992)

Caenidae

Brachycercus harrisella Curtis, 1834
Caenis horaria (Linnaeus, 1758)
Caenis lactea (Burmeister, 1839)
Caenis macrura Stephens, 1835
Caenis luctuosa (Burmeister, 1839)
Caenis pseudorivulorum Keffermüller, 1960
Caenis pusilla Navás, 1913
Caenis rivulorum Eaton, 1884
Caenis robusta Eaton, 1884

Heptageniidae

Ecdyonurus austriacus Kimmins, 1958
Ecdyonurus dispar (Curtis, 1834)
Ecdyonurus aurantiacus (Burmeister, 1839)
Ecdyonurus epeorides Demoulin, 1955
Ecdyonurus forcipula (Pictet, 1843)
Ecdyonurus helveticus (Eaton, 1885)
Ecdyonurus insignis (Eaton, 1870)
Ecdyonurus quadrilineatus Landa, 1970
Ecdyonurus subalpinus Klapálek, 1907
Ecdyonurus submontanus Landa, 1969
Ecdyonurus torrentis Kimmins, 1942
Ecdyonurus venosus (Fabricius, 1775)
Ecdyonurus zelleri (Eaton, 1885)
Electrogena affinis (Eaton, 1883)
Electrogena lateralis (Curtis, 1834)
Electrogena macedonica (Ikonomov, 1954)
Epeorus yougoslavicus (Samal, 1935)
Epeorus assimilis Eaton, 1885
Dacnogenia coreulans Rostock, 1878
Heptagenia flava Rostock, 1878
Heptagenia longicauda (Stephens, 1835)
Heptagenia sulphurea (Müller, 1776)
Kageronia fuscogrisea (Retzius, 1783)
Rhithrogena beskidensis Alba-Tercedor and Sowa, 1987
Rhithrogena germanica Eaton, 1885
Rhithrogena fiorii Grandi, 1953
Rhithrogena semicolorata (Curtis, 1834)
Ephemeridae
Ephemera danica Müller, 1764
Ephemera glaucops Pictet, 1843
Ephemera hellenica Demoulin, 1955
Ephemera lineata Eaton, 1870
Ephemera vulgata Linnaeus, 1843
Ephemereliidae
Ephemerella mukronata Bengtsson, 1909
Ephemerella notata Eaton, 1887
Ephemerella ikonomovi Puthz, 1971
Seratella ignita (Poda, 1761)
Torleya major (Klapálek, 1905)
Choroterpes picteti (Eaton, 1871)
Leptophlebiidae
Habroleptoides modesta (Hagen, 1864)
Habroleptoides confusa Sartori and Jacob, 1986
Habrophlebia fusca (Curtis, 1834)
Habrophlebia lauta Eaton, 1884
Paraleptophlebia cincta (Retzius, 1783)
Paraleptophlebia lacustris Ikonomov, 1962
Paraleptophlebia submarginata (Stephens, 1835)
Oligoneuriidae
Oligoneuriella pallida (Hagen, 1855)
Oligoneuriella rhenana (Imhoff, 1852)

Palingeniidae
Palingenia longicauda Olivier, 1791
Polymitracidae
Ephoron virgo (Olivier, 1791)
Potamantiidae
Potamanthus luteus (Linnaeus, 1767)
Siphonuridae
Siphonurus aestivalis Eaton, 1903
ODONATA
Aechnidae
Aeshna affinis Van Der Linden, 1820
Aeshna cyanea (Müller, 1764)
Aeshna isosceles (Müller, 1767)
Aeshna juncea (Linnaeus, 1758)
Aeshna mixta Latreille, 1805
Anax imperator Leach, 1815
Brachytron pratense (Müller, 1764)
Anax ephippiger (Burmeister, 1839)
Anax parthenope Sélys, 1893
Calopterygidae
Calopteryx splendens (Harris, 1782)
Calopteryx virgo (Linnaeus, 1758)
Coenagrionidae
Caenagrion hastulatum (Charpentier, 1825)
Coenagrion mercuriale (Charpentier, 1840)
Coenagrion ornatum (Sélys, 1850)
Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)
Coenagrion pulchellum (Van der Linden, 1825)
Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)
Erythromma lindenii (Sélys, 1840)
Erythromma viridulum (Charpentier, 1840)
Erythromma najas (Hansemann, 1823)
Ischnura elegans (Van der linden, 1820)
Ischnura pumilio (Charpentier, 1825)
Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)
Cordulegastridae
Cordulegaster bidentata Sélys, 1843
Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)
Cordulegaster heros Theischinger, 1979
Corduliidae
Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)
Epithea bimaculata (Charpentier, 1825)
Somatochlora flavomaculata (Van der Linden, 1825)
Somatochlora metallica (Van der Linden, 1825)
Gomphidae
Gomphus flavipes (Charpentier, 1825)
Gomphus simillimus Sélys, 1840
Gomphus vulgatissimus (Linnaeus, 1758)
Onychogomphus forcipatus (Linnaeus, 1758)
Onychogomphus uncatus (Charpentier, 1840)
Ophiogomphus cecilia (Fourcroy, 1785)
Lestidae

Lestes viridis Kennedy, 1920
Lestes virens (Charpentier, 1825)
Lestes barbarus (Fabricius, 1798)
Lestes dryas Kirby, 1890
Lestes macrostigma (Eversmann, 1836)
Lestes parvidens Artobolevskii, 1929
Lestes sponsa (Hansemann, 1823)
Sympetma fusca (Van der Linden, 1820)
Libellulidae
Leucorrhinia rubicunda (Linnaeus, 1758)
Libellula depressa Linnaeus, 1758
Libellula fulva Müller, 1764
Libellula quadrimaculata Linnaeus, 1758
Orthetrum albistylum (Sélys, 1848)
Orthetrum brunneum (Fonscolombe, 1837)
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)
Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)
Sympetrum depressiusculum (Sélys, 1841)
Sympetrum flaveolum (Linnaeus, 1758)
Sympetrum fonscolombi (Sélys, 1840)
Sympetrum meridionale (Sélys, 1841)
Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)
Sympetrum vulgatum (Linnaeus, 1758)
Crocothemis erythraea (Brulle, 1832)
Platynemididae
Platynemis nipipes (Pallas, 1771)
PLECOPTERA
Capniidae
Capnia bifrons (Newman, 1839)
Capnia vidua Klapálek, 1904
Chloroperlidae
Siphonoperla neglecta (Rostock 1888)
Siphonoperla torrentium (Pictet 1841)
Siphonoperla transsylvanica (Kis, 1963)
Chloroperla tripunctata (Scopoli, 1763)
Leuctridae
Leuctra albida Kempny, 1899
Leuctra aurita Navás, 1919
Leuctra autumnalis Aubert, 1948
Leuctra braueri Kempny 1898
Leuctra bronislawi Sowa, 1970
Leuctra cingulata Kempny, 1899
Leuctra digitata Kempny, 1899
Leuctra fusca (Linnaeus, 1758)
Leuctra hippopoides Kacanski & Zwick, 1970
Leuctra hippopus Kempny, 1899
Leuctra hirsuta Bogescu & Tabacaru, 1960
Leuctra inermis Kempny, 1899
Leuctra major Brinck, 1949
Leuctra moselyi Morton, 1929
Leuctra nigra (Olivier, 1811)
Leuctra prima Kempny, 1899
Leuctra pseudohippopus Raušer 1965
Leuctra pseudosignifera Aubert, 1954

Leuctra quadrimaculata Kis, 1963
Nemouridae
Amphinemura standfussi (Ris, 1902)
Amphinemura sulcicollis (Stephens, 1836)
Amphinemura triangularis (Ris, 1902)
Nemoura avicularis Morton, 1894
Nemoura cambrica Stephens, 1836
Nemoura carpathica Illies, 1963
Nemoura cinerea (Retzius, 1783)
Nemoura flexuosa Aubert, 1949
Nemoura fusca Kis 1963
Nemoura longicauda Kis, 1964
Nemoura marginata Pictet, 1835
Nemoura minima Aubert, 1946
Nemoura monticola Raušer, 1965
Nemoura uncinata Despax, 1934
Nemoura subtilis Klapálek, 1896
Nemoura zwicki Sivec, 1980
Nemurella pictetii (Klapálek, 1900)
Protonemura aestiva Kis, 1965
Protonemura auberti Illies, 1954
Protonemura autumnalis Raušer, 1956
Protonemura beaumonti (Aubert, 1956)
Protonemura brevistyla (Ris, 1902)
Protonemura hrabei Raušer, 1956
Protonemura illiesi Kis, 1963
Protonemura intricata (Ris, 1902)
Protonemura lateralis (Pictet, 1836)
Protonemura meyeri (Pictet, 1841)
Protonemura montana Kimmins, 1941
Protonemura nitida (Pictet, 1836)
Protonemura praecox (Morton, 1894)
Perlidae
Dinocras megacephala (Klapálek, 1907)
Marthamea vitripennis (Burmeister, 1839)
Perla abdominalis Guérin-Méneville, 1838
Perla illiesi Braasch & Joost, 1971
Perla marginata (Panzer, 1799)
Perla grandis Rambur 1842
Perla pallida Guérin-Méneville, 1838
Perlodidae
Arcynopteryx dichroa (McLachlan 1872)
Isogenus nubecula Newman, 1833
Isoperla belai Illies, 1963
Isoperla bosnica Aubert, 1964
Isoperla buresi Raušer, 1962
Isoperla difformis (Klapálek, 1909)
Isoperla goertzi Illies, 1952
Isoperla gramatica (Poda, 1761)
Isoperla graeca Aubert, 1956
Isoperla submontana Raušer, 1965
Isoperla obscura (Zetterstedt, 1840)
Isoperla oxylepis (Despax, 1936)
Isoperla pawlowski Wojtas, 1961

Isoperla rivulorum (Pictet, 1841)
Isoperla sudetica (Kolenati, 1859)
Isoperla tripartita Illies 1954
Perlodes dispar (Rambur, 1842)
Perlodes intricatus (Pictet 1841)
Perlodes microcephalus (Pictet, 1833)

Taeniopterygidae

Brachyptera braueri (Klapálek, 1900)
Brachyptera helenica Aubert, 1956
Brachyptera graeca Berthélemy, 1971
Brachyptera risi (Morton, 1896)
Brachyptera seticornis (Klapálek, 1902)
Brachyptera trifasciata (Pictet, 1832)
Taeniopteryx hubaulti Aubert, 1946
Taeniopteryx nebulosa (Linnaeus, 1758)
Taeniopteryx schoenemundi (Mertens, 1923)

TRICHOPTERA**Beraeidae**

Beraea maurus (Curtis, 1834)
Beraea pullata (Curtis, 1834)
Beraeamyia schmidi Botosaneanu, 1960
Beraeodes minutus (Linnaeus, 1761)
Ernodes articularis Pictet, 1834

Branchycentridae

Branchycentrus maculatus (Fourcroy, 1785)
Branchycentrus montanus Klapalek, 1892
Branchycentrus subnubilus Curtis, 1834
Micrasema longulum McLachlan, 1876
Micrasema minimum McLachlan, 1876
Micrasema sericeum Klapalek, 1902

Ecnomidae

Ecnomus tenellus (Rambur, 1842)

Glossosomatidae

Agapetus ochripes Curtis, 1834
Agapetus fuscipes Curtis, 1834
Agapetus laniger (Pictet, 1843)
Agapetus slavorum Botosaneanu, 1960
Glossosoma bifidum McLachlan, 1879
Glossosoma boltoni Curtis, 1834
Glossosoma conformis Neboiss, 1963
Glossosoma discophorum Klapalek, 1902
Glossosoma intermedium Klapalek, 1892
Synagapetus iridipennis McLachlan, 1879
Synagapetus krawanyi Ulmer, 1938

Goeridae

Goera pilosa (Fabricius, 1775)
Lithax niger (Hagen, 1859)
Lithax obscurus (Hagen, 1859)
Silo nigricornis (Pictet, 1834)
Silo pallipes (Fabricius, 1781)
Silo piceus (Brauer, 1857)

Helicopsychidae

Helicopsyche bacescui Orghidan &
 Botosaneanu, 1953

Helicopsyche sperata McLachlan, 1876

Hydropsychidae

Cheumatopsyche lepida (Pictet, 1834)
Diplectrona atra McLachlan, 1878
Diplectrona felix McLachlan, 1878
Hydropsyche angustipennis (Curtis, 1834)
Hydropsyche botosaneanui Marinkovic, 1966
Hydropsyche bulbifera McLachlan, 1878
Hydropsyche contubernalis McLachlan, 1865
Hydropsyche fulvipes (Curtis, 1834)
Hydropsyche instabilis (Curtis, 1834)
Hydropsyche mahrkusha Schmid, 1959
Hydropsyche modesta Navás, 1925
Hydropsyche ornatula McLachlan, 1878
Hydropsyche pellucidula (Curtis, 1834)
Hydropsyche peristerica Botosaneanu &
 Marinkovic, 1968
Hydropsyche saxonica McLachlan, 1884
Hydropsyche siltalai Döhler, 1963
Hydropsyche silfvenii Ulmer, 1906
Hydropsyche tabacarui Botosaneanu, 1960
Hydropsyche tjederi Botosaneanu &
 Marinkovic, 1966

Hydroptilidae

Agraylea multipunctata Curtis, 1834
Agraylea sexmaculata Curtis, 1834
Hydroptila sparsa Curtis, 1834
Hydroptila tineoides Dalman, 1819
Hydroptila vectis Curtis, 1834
Ithytrichia lamellaris Eaton 1873

Lepidostomatidae

Lasiocephala basalis (Kolenati, 1848)
Lepidostoma hirtum (Fabricius, 1775)
Crunoecia bosniaca M. Gospodnetić, 1970
Crunoecia kempnyi Morton, 1901

Leptoceridae

Adicella balcanica Botosaneanu & Novak, 1965
Adicella filicornis (Pictet, 1834)
Adicella syriaca Ulmer, 1907
Athripsodes aterrimus (Stephens, 1836)
Athripsodes albifrons (Linnaeus, 1758)
Athripsodes bilineatus (Linnaeus, 1758)
Athripsodes commutatus (Rostock, 1874)
Ceraclea annulicornis (Stephens, 1836)
Leptocerus interruptus (Fabricius, 1775)
Mystacides azurea (Linnaeus, 1761)
Mystacides longicornis (Linnaeus, 1758)
Mystacides nigra (Linnaeus, 1758)
Oecetis testacea Curtis, 1834
Paroecetis struckii (Klapalek, 1903)
Setodes hungaricus Ulmer, 1907
Triaenodes kawraiskii (Martynov, 1909)
Ylodes simulans (Tjeder, 1929)

Limnephilidae

Allogamus auricollis (Pictet, 1834)
Allogamus uncatatus (Brauer, 1857)
Anabolia furcata Brauer, 1857
Anabolia laevis (Zetterstedt, 1840)
Anabolia nervosa (Curtis, 1834)
Annitella obscurata (McLachlan, 1876)
Annitella triloba M.-Gospodnetic, 1957
Chaetopteryx cissylvanica Botosaneanu, 1959
Chaetopteryx regulosa schmidi Botosaneanu, 1957
Chaetopteryx stankovići M. Gospodnetic, 1966
Chaetopteryx villosa (Fabricius, 1789)
Chaetopteroides maximus Kumanski, 1968
Drusus annulatus (Stephens, 1837)
Drusus biguttatus (Pictet, 1834)
Drusus botasaneanu Botosaneanu, 1965
Drusus discolor (Rambur, 1842)
Drusus discophorus Radovanovic, 1943
Drusus monticola McLachlan, 1876
Drusus serbicus Marinkovic- Gospodnetic, 1971
Drusus trifidus McLachlan, 1876
Ecclisopteryx guttulata (Pictet, 1834)
Ecclisopteryx madida McLachlan, 1867
Glyphotaelius gripekoveni (Keifer, 1913)
Glyphotaelius pellucidus (Retzius, 1783)
Glyphotaelius polytomus Harting, 1893
Grammotaulius atomarius (Fabricius, 1793)
Grammotaulius nigropunctatus (Retzius, 1783)
Grammotaulius nitidus (Müller, 1764)
Halesus digitatus (Schrank, 1781)
Halesus interpunctatus (Zetterstedt, 1840)
Halesus radiatus (Curtis, 1834)
Halesus tessellatus (Rambur, 1842)
Hydatophylax infumatus (McLachlan, 1865)
Limnephilus fuscicornis (Rambur, 1842)
Limnephilus affinis Curtis, 1834
Limnephilus auricula Curtis, 1834
Limnephilus bipunctatus Curtis, 1834
Limnephilus caenosus Curtis, 1834
Limnephilus centralis Curtis, 1834
Limnephilus decipiens (Kolenati, 1848)
Limnephilus elegans Curtis, 1834
Limnephilus extricatus McLachlan, 1865
Limnephilus flavicornis (Fabricius, 1787)
Limnephilus lunatus Curtis, 1834
Limnephilus marmoratus Curtis, 1834
Limnephilus rhombicus (Linnaeus, 1758)
Limnephilus sparsus Curtis, 1834
Limnephilus vittatus (Fabricius, 1798)
Melampophylax mucoreus Hagen, 1861
Mesophylax impunctatus McLachlan, 1884
Metanoea flavipennis (Pictet, 1834)
Micropterna lateralis Stephens, 1874

Micropterna nycterobia (McLachlan, 1875)
Micropterna seguax (McLachlan, 1875)
Micropterna testacea (Gmelin, 1790)
Nemotaulius punctatolineatus (Retzius, 1783)
Parachiona picicornis (Pictet, 1834)
Potamophylax cingulatus (Stephens, 1837)
Potamophylax latipennis (Curtis, 1834)
Potamophylax luctuosus (Piller & Mitterpacher, 1783)
Potamophylax nigricornis (Pictet, 1834)
Potamophylax pallidus (Klapalek, 1899)
Potamophylax rotundipennis (Brauer, 1857)
Psilopteryx montana Kumanski, 1968
Stenophylax mitis McLachlan, 1875
Stenophylax mucronatus McLachlan, 1880
Stenophylax permistus McLachlan, 1895
Stenophylax meridiorientalis Malicky, 1980
Stenophylax vibex (Curtis, 1834)
Odontoceridae
Odontocerum albicorne (Scopoli, 1763)
Odontocerum hellenicum Malicky, 1972
Philopotamidae
Chimarra marginata (Linnaeus, 1767)
Philopotamus montanus (Donovan, 1813)
Philopotamus variegatus (Scopoli, 1763)
Wormaldia occipitalis (Pictet, 1834)
Wormaldia pulla (McLachlan, 1878)
Wormaldia subnigra McLachlan, 1865
Phryganeidae
Phryganea grandis Linnaeus, 1758
Polycentropodidae
Cyrnus crenaticornis (Kolenati, 1859)
Cyrnus flavidus McLachlan, 1864
Cyrnus trimaculatus (Curtis, 1834)
Holocentropus stagnalis (Albarda, 1874)
Neureclipsis bimaculata (Linnaeus, 1758)
Plectrocnemia conspresa (Curtis, 1834)
Plectrocnemia geniculata McLachlan, 1871
Plectrocnemia minima Klapalek, 1899
Polycentropus irroratus Curtis, 1835
Polycentropus excisus Klapalek, 1894
Polycentropus flavomaculatus (Pictet, 1834)
Psychomyiidae
Lype phaeopa (Stephens, 1836)
Lype reducta (Hagen, 1868)
Psychomyia fragilis (Pictet, 1834)
Psychomyia klapaleki Malicky, 1995
Psychomyia pusilla (Fabricius, 1781)
Tinodes pallidulus McLachlan, 1878
Tinodes rostocki McLachlan, 1878
Tinodes unicolor (Pictet, 1834)
Tinodes waeneri (Linnaeus, 1758)
Rhyacophilidae
Rhyacophila aquitanica McLachlan, 1879

Rhyacophila balcanica Radovanovic, 1953
Rhyacophila bosniaca Schmid, 1970
Rhyacophila dorsalis (Curtis, 1834)
Rhyacophila evoluta McLachlan, 1879
Rhyacophila fasciata Hagen, 1859
Rhyacophila fischeri Botosaneanu, 1957
Rhyacophila furcifera Klapalek, 1904
Rhyacophila glareosa McLachlan, 1867
Rhyacophila intermedia McLachlan., 1868
Rhyacophila hirticornis McLachlan, 1879
Rhyacophila laevis Pictet, 1834
Rhyacophila loxias Schmid, 1970
Rhyacophila mocsaryi Klapalek, 1894
Rhyacophila nubila (Zetterstedt, 1840)
Rhyacophila obliterated McLachlan, 1863
Rhyacophila obtusa Klapalek, 1894
Rhyacophila pascoei McLachlan, 1879
Rhyacophila philopotamoides McLachlan, 1879
Rhyacophila polonica McLachlan, 1879
Rhyacophila praemorsa McLachlan, 1879
Rhyacophila pubescens Pictet, 1834
Rhyacophila stankovići Radovanovic, 1932
Rhyacophila torrentium Pictet, 1834
Rhyacophila trescavicensis Botosaneanu, 1960
Rhyacophila tristis Pictet, 1834
Rhyacophila vranitzensis Marinkovic & Botosaneanu, 1967
Rhyacophila vulgaris Pictet, 1834

Uenoidae

Thremma anomalum McLachlan, 1876

DIPTERA**Athericidae**

Atherix ibis (Fabricius, 1798)
Atrichops crassipes (Meigen, 1820)
Ibisia marginata (Fabricius, 1781)

Blephariceridae

Blepharicera fasciata fasciata (Westwood, 1842)
Liponeura breviostris Loew, 1877
Liponeura cordata Vimmer, 1916
Liponeura decipiens Bezzi, 1913
Liponeura cinarascens minor Bischoff, 1922

Ceratopogonidae

Culicoides circumscriptus Kieffer, 1918
Culicoides nubeculosus Meigen, 1830
Dasyhella versicolor (Winnertz, 1852)
Palpomyia lineata (Meigen, 1804)

Probezzia seminigra (Panzer, 1796)

Chaoboridae

Chaoborus crystalinus (De Geer, 1776)

Chironomidae

Beckidia zabolotzkyi (Goetghebuer, 1938)
Chernovskii orbicus (Townes, 1945)
Chironomus plumosus (Linnaeus, 1758)
Chironomus riparius Meigen 1804
Chironomus bernensis Kloetzli 1973
Chironomus acutiventris
 Wuelker, Ryser & Scholl, 1983
Chironomus (Chironomus) annularius Meigen, 1818
Chironomus obtusidens Goetghebuer, 1921
Chironomus luridus group
Cladotanytarsus mancus (Walker, 1856)
Cladopelma viridulum (Linnaeus 1767)
Cryptochironomus defectus (Kieffer, 1913)
Demicryptochironomus vulneratus (Zetterstedt, 1838)
Dicrotendipes nervosus (Staeger, 1839)
Dicrotendipes notatus (Meigen, 1818)
Endochironomus albipennis (Meigen, 1830)
Endochironomus dispar (Meigen, 1830)
Endochironomus tendens (Fabricius, 1775)
Glyptotendipes cauliginellus (Kieffer, 1913)
Glyptotendipes pallens (Meigen, 1804)
Harnischia fuscimanus (Kieffer, 1921)
Microchironomus tener (Kieffer, 1918)
Micropstra bidentata Goetghebuer, 1921
Micropstra curvicornis (Chernovskij, 1949)
Micropsectra junci (Meigen, 1818)
Microtendipes chloris (Meigen, 1818)
Microtendipes pedellus agg. *Sensu*
 Moller Pillot (1984)
Microtendipes tarsalis agg. *Sensu*
 Moller Pillot (1984)
Omisus caledonicus (Edwards, 1932)
Parachironomus arcuatus (Goetghebuer, 1921).
Parachironomus frequens (Johannsen, 1905)
Parachironomus varus (Goetghebuer 1921)
Paracladopelma camptolabis (Kieffer, 1913)
Paracladopelma doris (Townes, 1945)
Paracladopelma laminatum (Kieffer, 1921)
Paracladopelma nigrilulum (Goetghebuer, 1942)
Paralauterborniella nigrohalteralis
 (Malloch, 1915)
Paratanytarsus austriacus (Kieffer, 1924)
Paratanytarsus dissimilis (Johannsen, 1905)
Paratanytarsus lauterborni (Kieffer, 1909)
Paratendipes albimanus (Meigen, 1818)
Paratendipes connectens (Meigen, 1830)
Paratendipes nubilus (Meigen, 1830)

-
- Phaenopsectra flavipes* (Meigen, 1818)
Polypedilum albicorne (Meigen, 1838)
Polypedilum convictum (Walker, 1856)
Polypedilum cultellatum Goetghebuer, 1931
Polypedilum laetum (Meigen, 1818)
Polypedilum nubeculosum (Meigen, 1804)
Polypedilum pedestre (Meigen, 1830)
Polypedilum scalaenum (Schrank, 1803)
Polypedilum uncinatum Goetghebuer, 1921
Pseudochironomus prasinatus (Staeger, 1839)
Rheotanytarsus rivulorum (Kieffer & Thienemann, 1908)
Robackia demeijerei (Kruseman, 1933)
Saetheria reissi Jackson, 1977
Stempellinella brevis (Edwards, 1929)
Stempellina cornuta Kieffer, 1922
Stempellinella edwardsi Spies & Saether 2004
Stictochironomus maculipennis (Meigen, 1818)
Stictochironomus pictulus (Meigen, 1830)
Stictochironomus sticticus (Fabricius, 1781)
Tanytarsus gregarius (Kieffer, 1909)
Xenochironomus xenolabis (Kieffer 1916)
Potthastia gaedii (Meigen, 1838)
Potthastia longimanus Kieffer, 1922
Acricotopus lucens (Zetterstedt, 1850).
Brillia flavifrons (Johannsen, 1905)
Brillia longifurca Kieffer, 1921
Brillia bifida (Kieffer, 1909)
Bryophaenocladus subvernalis (Edwards, 1929)
Cardiocladius fuscus Kieffer, 1924
Chaetocladius perennis (Meigen, 1830)
Chaetocladius vitellinus (Kieffer, 1908)
Corynoneura cf. *antennalis sensu* Schmid (1993)
Corynoneura coronata Edwards 1924
Corynoneura celeripes Winnertz, 1852
Corynoneura lobata Edwards, 1924
Corynoneura scutellata Winnertz, 1846
Cricotopus annulator (Goetghebuer, 1927)
Cricotopus algarum (Kieffer, 1911)
Cricotopus albiforceps (Kieffer, 1916)
Cricotopus fuscus (Kieffer, 1909)
Cricotopus triannulatus (Macquart, 1826)
Cricotopus bicinctus (Meigen, 1818).
Cricotopus gr. *sylvestris sensu* Hirvenoja, 1973
Cricotopus tremulus (Linnaeus, 1758)
Cricotopus trifascia Edwards, 1929
Epoicocladius ephemerae (Kieffer, 1924)
Eukiefferiella brevicealcar (Kieffer, 1911)
Eukiefferiella clypeata (Kieffer, 1923)
Eukiefferiella claripennis (Lundbeck, 1898)
Eukiefferiella coerulescens (Kieffer, 1926)
Eukiefferiella cyanea Thienemann, 1936
-
- Eukiefferiella fittkai* Lehmann 1972
Eukiefferiella lobifera (Goetghebuer, 1934)
Eukiefferiella gracei (Edwards, 1929)
Eukiefferiella longipes (Chernovskij, 1949)
Eukiefferiella ilkleyensis (Edwards, 1929)
Eukiefferiella minor (Edwards, 1929)
Heleniella ornaticollis (Edwards, 1929)
Limnophyes asquamatus (Soegaard Andersen, 1937)
Limnophyes minimus (Meigen 1818)
Microtendipes chloris (Meigen, 1818)
Metriocnemus eurynotus (Holmgren 1883)
Nanocladius dichromus (Kieffer, 1906)
Nanocladius rectinervis (Kieffer, 1911)
Orthocladius thienemanni (Kieffer, 1906)
Orthocladius frigidus (Zetterstedt, 1838)
Orthocladius lignicola Kieffer 1914
Orthocladius luteipes Goetghebuer 1938
Orthocladius olivaceus (Kieffer, 1911)
Orthocladius rivulorum Kieffer, 1909
Orthocladius rubicundus (Meigen, 1818)
Orthocladius saxosus (Tokunaga 1939)
Paracladius conversus (Walker, 1856)
Paracricotopus niger (Kieffer, 1913)
Parakiefferiella bathophila (Kieffer, 1912)
Parakiefferiella gracillima (Kieffer, 1922)
Parametriocnemus stylatus (Spaerck, 1923)
Paraphaenocladus impensus (Walker, 1856)
Paratrachocladius rufiventris (Meigen, 1830)
Paratrissocladius excerptus (Walker, 1856)
Psectrocladius barbimanus (Edwards, 1929)
Psectrocladius calcaratus (Edwards, 1929)
Psectrocladius psilopterus (Kieffer, 1906)
Pseudosmittia danconai (Marcuzzi, 1947)
Pseudosmittia simplex (Strenzke & Thienemann, 1942)
Rheocricotopus chalybeatus (Edwards, 1929)
Rheocricotopus effusus (Walker, 1856)
Rheocricotopus fuscipes (Kieffer, 1909)
Rheosmittia spinicornis (Brundin, 1956)
Synorthocladius semivirens (Kieffer, 1909)
Thienemanniella clavicornis (Kieffer, 1911)
Thienemanniella flaviforceps (Kieffer, 1925)
Thienemanniella majuscula (Edwards, 1924)
Tvetenia bavarica (Goetghebuer, 1934)
Tvetenia calvescens (Edwards, 1929)
Tvetenia tshernovskii (Pankratova, 1968)
Tvetenia discoloripes (Goetghebuer & Thienemann, 1936)
Odontomesa fulva (Kieffer, 1919).
Prodiamesa olivacea (Meigen, 1818).
Prodiamesa rufovittata (Goetghebuer, 1932).
Ablabesmyia longistyla Fittkau, 1962
Ablabesmyia monilis (Linnaeus, 1758)
-

Ablabesmyia phatta (Egger, 1864)
Anatopynia plumipes (Fries, 1823)
Apsectrotanypus trifascipennis (Zetterstedt, 1838)
Arctopelopia barbitarsis (Zetterstedt, 1850)
Conchapelopia melanops (Meigen, 1818)
Guttipelopia guttipennis (van der Wulp, 1861)
Larsia curticalcar (Kieffer, 1918)
Macropelopia adauca Kieffer, 1916
Macropelopia nebulosa (Meigen, 1804)
Monopelopia tenuicalcar (Kieffer, 1918)
Natarsia punctata (Fabricius, 1805)
Nilotanypus dubius (Meigen, 1804)
Tanypus kraatzi (Kieffer, 1912)
Tanypus punctipennis Meigen, 1818
Thienemannimyia lentiginosa (Fries, 1823)
Zavrelimyia melanura (Meigen, 1804)
Trissopelopia flavida (Kieffer, 1923)
Syndiamesa hygropetrica (Kieffer, 1909)
Diamesa latitarsis (Goetghebuer, 1921)
Diamesa insignipes Kieffer, 1908
Pseudodiamesa nivosa (Goetghebuer, 1928)
Acricotopus lucens (Zetterstedt, 1850)
Bryophaenocladus subvernalis (Edwards, 1929)
Diplocladius cultriger Kieffer, 1908
Heterotrissocladus marcidus (Walker 1856)
Synorthocladus semivirens (Kieffer, 1909)
Orthocladus rivicola Kieffer, 1911
Psectrocladius obvius (Walker 1856)
Trissocladus brevipalpis Kieffer, 1908
Trissopelopia flavida Kieffer, 1923
Tanypus (Tanypus) vilipennis (Kieffer, 1918)
Psectrotanypus varius (Fabricius, 1787)
Chernovskiiia orbicus (Townes, 1945)
Cladopelma gr. *laccophila*
Lipiniella araenicola Shilova, 1961
Culicidae
Dixidae
Dixa dilatata Strobl, 1900
Dixa maculata Meigen, 1818
Empididae
Clinocera nigra (Meigen, 1804)
Wiedemannia ouedorum Vaillant, 1952
Hemerodrominae
Chelifera precatoria (Fallen, 1815)
Hemerodromia unilineata Zetterstedt, 1842
Ephydriidae
Scatella stagnalis (Fallen, 1813)
Ilytheinae
Limoniidae
Ormosia lineata (Meigen, 1804)
Orimarga attenuata (Walker, 1848)
Limnophilinae

Hexatoma bicolor (Meigen, 1818)
Antocha vitripennis (Meigen, 1830)
Limnophila maculata (Meigen, 1804)
Limnophila mundata (Loew, 1871)
Limonia maculipennis (Meigen, 1818)
Limonia modesta (Meigen, 1818)
Muscidae
Limnophora riparia (Fallén, 1824)
Pediciidae
Dicronata bimaculata (Schummel, 1829)
Pedicia straminea (Meigen, 1838)
Pedicia immaculata (Meigen, 1804)
Psychodiidae
Psychoda alternata Say, 1824
Psychoda gemina (Eaton, 1904)
Psychoda severini Tonnoir, 1922
Psychoda pusilla Tonnoir, 1922
Satchelliella canescens (Meigen, 1818)
Ulomia (Satchelliella) cognata (Eaton, 1893)
Satchelliella mutua (Eaton, 1893)
Satchelliella stammeri (Jung, 1954)
Simulidae
Prosimulium hirtipes (Fries, 1824)
Prosimulium tomosvaryi (Enderlein, 1921)
Simulium argyreatum Meigen, 1838
Simulium reptans (Linnaeus, 1758)
Simulium angustatum (Rubzov, 1956)
Simulium (Eusimulim) aureum Fries, 1824
Simulium costatum Friederichs, 1920
Simulium cryophyllum (Rubzov, 1959)
Simulim (Wilhelmia) balcanica (Enderlein, 1924)
Simulim (Wilhelmia) lineatum (Meigen, 1804)
Odagmia maxima Knoz, 1961
Stratiomyidae
Oxycera meigenii Staeger, 1844
Oxycera paradalina Meigen, 1822
Oxycera pygmaea (Fallen, 1817)
Stratiomis longicornis (Scopoli, 1763)
Odontomyia ornata (Meigen, 1822)
Syrphidae
Eristalis tenax (Linnaeus, 1758)
Tabaniidae
Chrysops caecutiens (Linnaeus, 1758)
Tabanus maculicornis (Zetterstedt, 1842)
Tabanus miki Brauer, 1880
Heptatoma pellucens (Fabricius, 1776)
Tipulidae
Tipula luna Westhoff, 1879
Tipula benesignata Mannheims, 1954
Tipula cheethami Edwards, 1924
Tipula rufina rufina Meigen, 1818
Tipula autumnalis Loew, 1864
Tipula fulvipennis De Geer, 1776

Tipula griseescens Zetterstedt, 1851
Tipula lateralis Meigen, 1804
Tipula maxima Poda, 1761
Tipula pruinosa pruinosa Wiedemann, 1817
Tipula saginata Bergroth, 1891

HETEROPTERA**Aphelocheiridae**

Aphelocheirus aestivalis (Fabricius, 1794)

Corixidae

Glaenocorisa propingua (Fieber, 1860)

Corixa punctata (Illiger 1807)

Sigara nigrolineata (Fieber 1848)

Sigara limitata (Fieber 1848)

Sigara striata (Linnaeus 1758)

Sigara iactans Jansson 1983

Sigara lateralis (Leach 1817)

Sigara falleni (Fieber 1848)

Gerridae

Aquarius najas (De Geer 1773)

Aquarius paludum (Fabricius 1794)

Gerris gibbifer Schummel 1832

Gerris thoracicus Schummel 1832

Hydrometridae

Hydrometra stagnorum (Linnaeus 1758)

Naucoridae

Ilyocoris cimicoides cimicoides (Linnaeus, 1758)

Nepidae

Nepa cinerea Linnaeus, 1758

Ranatra linearis (Linnaeus, 1758)

Notonectidae

Notonecta glauca Linnaeus, 1758

Notonecta viridis Delcourt 1909

Mesovelidae

Mesovelia furcata Mulsant & Rey 1852

Veliidae

Velia caprai Tamanini 1947

Velia affinis filippii (Tamanini 1947)

COLEOPTERA**Chrysomellidae**

Donacia crassipes Fabricius, 1775

Curculionidae

Bagous bagdatensis Pic 1904

Bagous collignensis (Herbst 1797)

Bagous lutulentus Gyllenhal 1813

Pelenomus canaliculatus (Fahaeus 1843)

Pelenomus commari (Panzer 1794)

Pelenomus waltoni (Boheman 1843)

Phytobius velaris (Gyllenhal, 1827)

Phytobius leucogaster (Marsham, 1802)

Rhinoncus castor (Fabricius 1792)

Rhinoncus inconspectus (Herbst 1795)

Rhinoncus pericarpus (Linnaeus 1758)

Rhinoncus perpendicularis (Reich 1797)

Dryopidae

Helichus substriatus (Müller, 1806)

Dytiscidae

Agabus biguttatus (Olivier, 1795)

Agabus uliginosus (Linnaeus, 1761)

Dytiscus marginalis Linnaeus, 1759

Hydroporus erythrocephalus (Linnaeus, 1758)

Hygrotus decoratus (Gyllenhal, 1810)

Hygrotus inaequalis (Fabricius, 1777)

Ilybius guttiger (Gyllenhal, 1808)

Laccophilus hyalinus (De Geer, 1774)

Platambus maculatus (Linnaeus, 1758)

Scarodytes halensis (Fabricius, 1787)

Elmidae

Elmis aenea (Müller, 1806)

Elmis maugeti Latreille, 1798

Elmis rietscheli Steffan, 1958

Elmis rioloides Kuwert, 1890

Esolus angustatus (Müller, 1821)

Esolus parallelepipedus (Müller, 1806)

Limnius perrisi (Dufour, 1843)

Limnius volckmari (Panzer, 1793)

Normandia nitens (Müller, 1817)

Potamophilus acuminatus (Fabricius, 1792)

Riolus subviolaceus (Müller, 1817)

Stenelmis canaliculata (Gyllenhal, 1808)

Eirrhidae

Tanysphyrus lemnae (Fabricius 1792)

Notaris scirpi (Fabricius 1793)

Gyrinidae

Gyrinus substriatus Stephens, 1828

Orectochilus villosus (Müller, 1776)

Halipilidae

Brychius elevatus (Panzer, 1794)

Halipilus fulvus (Fabricius, 1801)

Halipilus lineatocollis (Marsham, 1802)

Halipilus lineolatus Mannerheim, 1844

Halipilus ruficollis (De Geer, 1774)

Hydraenidae

Hydraena gracilis Germar, 1824

Ochthebius foveolatus Germar, 1824

Hydrophilidae

Enochrus melanocephalus (Olivier, 1792)

Laccobius minutus (Linnaeus, 1758)

Hydrous piceus (Linnaeus, 1758)

Helophorus guttulus Motschulsky, 1860

Scirtidae

Hydrocyphon deflexicollis (P.W. J. Müller, 1821)

Spercheidae

Spercheus emarginatus (Schaller, 1783)

Ochthera mantis (De Geer, 1776)

Ochrosis ventralis (Illiger, 1807)

Helodidae

Elodes hausmani (Gredler, 1857)

Elodes marginata (Fabricius, 1798)

Elodes minuta (Linnaeus, 1767)

NEUROPTERA

Osmylidae

Osmylus chrysops (Linnaeus, 1758)

Osmylus fulvicephalus (Scopoli, 1763)

MEGALOPTERA

Sialidae

Sialis fuliginosa Pictet, 1836

Sialis lutaria (Linnaeus, 1758)

4.1.2. Селекција и филтрирање података са циљем издвајања локално значајних јединица конзервације (ЛЗЈК)

Резултати бодовања врста из групе Plecoptera према критеријумима за издвајање ЛЗЈК приказани су у табели 10.

Табела 10. Квантификовање критеријума за процену ЛЗЈК из базе података за врсте Plecoptera

Врста/ параметар	Фреквенност у времену	Фреквенност у простору	Абундантност	Ареал распрострањења	% популација у заштитеним подручјима	Ниво еколошке специјализације	Економска вредност	ЗБИР
<i>Dinocras megacephala</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Marthamea vitripennis</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Taeniopteryx hubaulti</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Isoperla goertzi</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Nemoura cambrica</i>	5	5	5	5	3	5	1	29
<i>Protonemura lateralis</i>	5	5	3	5	5	5	1	29
<i>Protonemura praecox</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Perlodes microcephalus</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Chloroperla tripunctata</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Brachyptera seticornis</i>	5	5	5	5	3	3	1	27
<i>Protonemura meyeri</i>	3	3	5	5	5	3	1	25
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	3	5	5	3	5	3	1	25
<i>Leuctra prima</i>	5	5	5	5	1	3	1	25
<i>Leuctra braueri</i>	5	3	5	5	3	3	1	25
<i>Brachyptera risi</i>	3	3	5	3	5	3	1	23
<i>Capnia vidua</i>	3	3	5	3	3	3	1	21
<i>Protonemura montana</i>	3	3	5	3	3	3	1	21
<i>Protonemura nitida</i>	3	3	5	3	3	3	1	21
<i>Perla marginata</i>	3	3	5	3	3	3	1	21
<i>Perla grandis</i>	3	3	5	3	3	3	1	21
<i>Isogenus nubecula</i>	3	3	3	5	5	1	1	21
<i>Leuctra inermis</i>	3	1	5	3	5	1	1	19
<i>Leuctra pseudosignifera</i>	3	1	5	5	3	1	1	19
<i>Amphinemura triangularis</i>	3	1	5	3	5	1	1	19
<i>Perla pallida</i>	1	3	3	3	5	3	1	19
<i>Capnia bifrons</i>	3	1	5	3	2	3	1	18
<i>Leuctra nigra</i>	1	1	5	3	5	1	1	17
<i>Protonemura intricata</i>	3	1	3	3	3	3	1	17
<i>Leuctra fusca</i>	1	1	5	3	3	1	1	15
<i>Leuctra hippopus</i>	1	1	5	1	3	1	1	13
<i>Nemoura cinerea</i>	1	1	3	1	3	1	1	11

Квантификовањем података из базе, од укупно 91 врсте Plecoptera забележених у воденим екосистемима Србије, за 32 врсте су постојали поуздани подаци и извршено је бодовање (табела 10). Од овог броја, 15 врста има укупан број бодова 25 и/или већи од 25 и оне представљају ЛЗЈК. За ове врсте је процењен степен угрожености на основу критеријума IUCN.

Од укупно 85 врста из групе Ephemeroptera које су констатоване у воденим екосистемима Србије извршена је квантификација података за 54 врсте, јер су за њих постојали поуздани подаци у бази (табела 11).

Од овог броја, 24 врсте имају број бодова 25 и/или већи од 25 и код њих је извршена процена угрожености према критеријумима IUCN.

Табела 11. Квантификовање критеријума за процену ЛЗЈК из базе података за врсте Ephemeroptera

Врста/ параметар	Фреквентност у времену	Фреквентност у простору	Абундантност	Ареал распрострањења	% популација у заштићеним подручјима	Ниво еколошке специјализације	Економска вредност	ЗБИР
<i>Acentrella sinaica</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Choroterpes picteti</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Baetis scambus</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Oligoneuriella pallida</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Siphonurus aestivalis</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Palingenia longicauda</i>	5	5	5	5	5	5	1	31
<i>Baetis meridionalis</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Baetis niger</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Baetis tracheatus</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Baetis tricolor</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Electrogena lateralis</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Epeorus yougoslavicus</i>	5	5	5	5	3	5	1	29
<i>Heptagenia coreulans</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Rhithrogena fiorii</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Paraleptophlebia cincta</i>	5	5	5	5	5	3	1	29
<i>Baetis buceratus</i>	5	5	5	5	5	1	1	27
<i>Ecdyonurus helveticus</i>	5	5	5	5	5	1	1	27
<i>Seratella spinosa</i>	5	5	5	5	5	1	1	27
<i>Baetis melanonyx</i>	5	5	5	5	1	5	1	27
<i>Baetis pavidus</i>	5	5	5	5	3	3	1	27
<i>Baetis lutheri</i>	3	5	5	5	5	1	1	25

Табела 11. наставак

Врста/ параметар	Фреквентност у времену	Фреквентност у простору	Абундантност	Ареал распрострањености	% популација у заштитеним подручјима	Ниво еколошке специјализације	Економска вредност	ЗБИР
<i>Baetis vardarensis</i>	3	5	5	5	3	3	1	25
<i>Ephemera vulgata</i>	3	5	5	5	5	1	1	25
<i>Electrogena afinis</i>	5	5	0	5	5	3	1	24
<i>Ecdyonurus aurantiacus</i>	3	3	5	5	5	1	1	23
<i>Torleya major</i>	3	3	5	5	5	1	1	23
<i>Habroleptoides modesta</i>	3	5	5	3	5	1	1	23
<i>Ecdyonurus austriacus</i>	5	5	0	5	5	1	1	22
<i>Ecdyonurus dispar</i>	3	3	5	3	5	1	1	21
<i>Ecdyonurus forcipula</i>	3	3	5	3	5	1	1	21
<i>Heptagenia sulphurea</i>	3	3	5	3	5	1	1	21
<i>Habrophlebia lauta</i>	5	3	5	1	5	1	1	21
<i>Baetis alpinus</i>	1	3	3	3	3	5	1	19
<i>Baetis pumilus</i>	3	3	5	3	3	1	1	19
<i>Caenis macrura</i>	1	1	5	5	5	1	1	19
<i>Ephemera danica</i>	1	1	5	5	5	1	1	19
<i>Habrophlebia fusca</i>	3	1	5	3	5	1	1	19
<i>Potamanthus luteus</i>	1	3	5	3	5	1	1	19
<i>Cloeon dipterum</i>	1	1	3	5	5	1	1	17
<i>Caenis horaria</i>	1	1	5	3	5	1	1	17
<i>Epeorus assimilis</i>	1	3	5	3	3	1	1	17
<i>Rhithrogena beskidensis</i>	1	3	5	3	3	1	1	17
<i>Ephemerella notata</i>	1	3	3	3	5	1	1	17
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1	3	5	3	3	1	1	17
<i>Baetis vernus</i>	1	1	5	3	3	1	1	15
<i>Ecdyonurus epeorides</i>	1	1	5	3	3	1	1	15
<i>Ecdyonurus insignis</i>	1	1	5	1	5	1	1	15
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	1	1	5	1	5	1	1	15
<i>Baetis rhodani</i>	1	1	3	1	5	1	1	13
<i>Serratella ignita</i>	1	1	3	1	5	1	1	13
<i>Baetis fuscatus</i>	1	1	3	1	3	1	1	11
<i>Ecdyonurus venosus</i>	1	1	3	1	3	1	1	11
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1	1	3	1	3	1	1	11

У табели 12 приказани су резултати бодовања параметара из базе података за декаподне ракове *Astacus astacus* и *Austropotamobius torrentium*

Табела 12. Квантификовање критеријума за процену ЈЗЈК из базе података за врсте декаподних ракова из фам. Astacidae

Врста/ параметар	Фреквентност у времену	Фреквентност у простору	Абундантност	Ареал распрострањена	% популација у заштићеним подручјима	Ниво еколошке специјализације	Економска вредност	ЗБИР
<i>Astacus astacus</i>	3	3	5	3	5	3	5	27
<i>Austropotamobius torrentium</i>	3	3	5	3	5	3	3	25

Бодовањем параметара из базе добијен је збир од 27 за врсту *Astacus astacus*, односно 25 за врсту *Austropotamobius torrentium*, што је довољно за даљи корак примене стратегије конзервације, односно за примену IUCN категоризације.

4.1.3. Категоризација локално значајних јединица конзервације (ЈЗЈК) на основу IUCN критеријума, локална Црвена листа

На основу добијених ЈЗЈК за сваку тестирану групу извршена је процена степена угрожености према IUCN критеријумима (табеле 13, 14 и 15).

Табела 13. IUCN категорије угрожености за ЈЗЈК врсте Plecoptera

Врста	IUCN Црвена листа Србија BAES	IUCN међународна заштита	Заштита у Србији (Службени гласник 5/10)
<i>Marthamea vitripennis</i>	CR B2b(ii,iv)	NE	строго заштићена
<i>Taeniopteryx hubaulti</i>	CR B2ab(iii)	NE	строго заштићена
<i>Protonemura lateralis</i>	CR B2ab(i,ii,iii)	NE	строго заштићена
<i>Dinocras megacephala</i>	EN B2ab(ii,iii)	NE	строго заштићена
<i>Nemoura cambrica</i>	EN B2a	NE	строго заштићена
<i>Protonemura praecox</i>	EN B2ab(ii,iii)	NE	строго заштићена
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	EN B2ab(i)	NE	строго заштићена
<i>Protonemura meyeri</i>	EN B2a	NE	строго заштићена
<i>Perlodes microcephala</i>	VU B2b(ii,iii)	NE	-
<i>Amphinemura sulcicolis</i>	VU B2b(i,iii,iv)	NE	-
<i>Isoperla goertzi</i>	DD	NE	-
<i>Chloroperla tripunctata</i>	DD	NE	-
<i>Brachyptera seticornis</i>	DD	NE	-
<i>Leuctra prima</i>	DD	NE	-
<i>Leuctra braueri</i>	DD	NE	-

Табела 14. IUCN категорије угрожености за ЛЗЈК врсте Ephemeroptera

Врста	IUCN Црвена листа Србија BAES	IUCN међународна заштита	Заштита у Србији (Службени гласник 5/10)
<i>Epeorus yougoslavicus</i>	CR B1b(iii)	NE	строго заштићена
<i>Baetis melanonyx</i>	EN B2b(ii,iii)	NE	строго заштићена
<i>Baetis pavidus</i>	EN B2ab(ii,iii,iv)	NE	строго заштићена
<i>Baetis vardarensis</i>	VU B1a,2b(ii,iii)	NE	-
<i>Baetis meridionalis</i>	NT	NE	-
<i>Acentrella sinaica</i>	DD	NE	-
<i>Choroterpes picteti</i>	DD	NE	-
<i>Baetis scambus</i>	DD	NE	-
<i>Oligoneuriella pallida</i>	DD	NE	-
<i>Siphonurus aestivalis</i>	DD	NE	-
<i>Baetis tracheatus</i>	DD	NE	-
<i>Baetis tricolor</i>	DD	NE	-
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	DD	NE	-
<i>Electrogena lateralis</i>	DD	NE	-
<i>Heptagenia coreulans</i>	DD	NE	-
<i>Rhithrogena fiorii</i>	DD	NE	-
<i>Paraleptophlebia cincta</i>	DD	NE	-
<i>Palingenia longicauda</i>	DD	NE	-
<i>Baetis buceratus</i>	DD	NE	-
<i>Ecdyonurus helveticus</i>	DD	NE	-
<i>Seratella spinosa</i>	DD	NE	-
<i>Baetis lutheri</i>	DD	NE	-
<i>Baetis niger</i>	DD	NE	-
<i>Ephemera vulgata</i>	DD	NE	-

Табела 15. IUCN категорије угрожености за ЛЗЈК за врсте декаподне ракове из фам. Astacidae

Врста	IUCN Црвена листа Србија BAES	IUCN међународна заштита	Заштита у Србији (Службени гласник 5/10)
<i>Astacus astacus</i>	EN A3bcdeB1	VU	строго заштићена
<i>Austrpotamobius torrentium</i>	NT	DD	строго заштићена

На основу резултата приказаних у табелама 13, 14 и 15 се запажа да се за 15 врста које су означене као ЛЗЈК може са великом сигурношћу проценити степен и категорија угрожености, док за 26 процена на основу критеријума IUCN није била могућа, па су сврстане у категорију DD. IUCN категоризација је примењена на свим

врстама макробескичмењака констатованих у воденим екосистемима Србије, али је процена била могућа за 24 врсте које су сврстане у једну од категорија угрожености (CR, EN, VU) што је свега 2.4% у односу на њихов укупан број.

Према критеријумима стратегије из базе само из три групе: Plecoptera Ephemeroptera и Astacidae је издвојена 41 врста, означена као ЛЗЈК, што је 4.1% од укупног броја свих врста акватичних макробескичмењака. Број угрожених врста према IUCN критеријумима по животињским групама без примене стратегије приказан је у табели 16.

Табела 16. Број угрожених врста акватичних макробескичмењака по животињским групама

Групе макробескичмењака / категорије угрожености	CR	EN	VU	NT/LC
Turbellaria	-	-	1	-
Mollusca	-	1	-	2
Oligochaeta	-	-	-	1
Hirudinea	-	-	1	-
Polychaeta	-	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-
Mysidae	-	-	-	-
Amphipoda	-	-	-	-
Odonata	-	-	-	1
Trichoptera	-	4	1	5
Coleoptera	-	-	-	-
Heteroptera	-	-	-	2
Diptera	-	-	-	2
Укупно	0	5	3	13

Ако се посматра укупан број врста у односу на број категорисаних, види се да је однос неповољан, односно да се за велики број врста, на основу досадашњих истраживања, не може проценити категорија угрожености.

Разлози за немогућност одређивања категорије су различити, а најчешће су то: нејасна, односно несигурна идентификација, временски стари налази, који више нису пронађени и потврђени, врсте које су констатоване само у једном налазу и нису поново потврђене, недостатак сређених колекција за упоређивање, или сви наведени разлози могу бити за одређени таксон присутни или одсутни заједно.

4.1.4. Процена приоритета конзервације угрожених врста Plecoptera, Ephemeroptera и Astacidae на локалном нивоу на основу модела ESHIPPO

У циљу добијања поуздане процене ризика изумирања и приоритета конзервације угрожених врста Plecoptera, Ephemeroptera и Astacidae на локалном нивоу извршено је тестирање према моделу ESHIPPO. Резултати су приказани у табелама 17, 18 и 19.

Табела 17. Степен еколошке специјализације (ES) и утицај HIPPO фактора на популације врста из групе инсеката Plecoptera

ESHIPPO / врста	<i>T. hubaulti</i>	<i>N. cambrica</i>	<i>P. lateralis</i>	<i>P. praecox</i>	<i>M. vitripennis</i>	<i>T. nebulosa</i>	<i>B. seticornis</i>	<i>I. goertzi</i>	<i>C. tripunctata</i>	<i>D. megacephala</i>	<i>P. microcephalus</i>	<i>A. sulcicollis</i>	<i>L. braueri</i>	<i>L. prima</i>	<i>P. meyeri</i>
Биотоп, надморска висина, тип екосистема	5	5	5	3	5	3	3	5	3	3	3	3	3	3	3
Екосистем тип, еколошка зона	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3
Морфометрија биотопа и амбијент	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3
Физички фактори	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3
Хемијски фактори	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3
Исхрана	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Репродуктивна стратегија	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Животни циклус	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Ниво ендемизма	5	3	5	3	3	1	3	3	1	1	1	1	1	1	1
Изолација популација	5	3	3	3	5	3	3	3	3	3	1	3	1	1	3
Укупан резултат (ES)	44	40	42	38	42	36	38	40	36	36	34	36	34	34	28
Промене станишта - без фрагментације	5	3	3	5	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	3
Деструкција	3	5	3	5	3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3
Фрагментација и изолација станишта	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Инвазивне врсте - већ постоје	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
случајно унете	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
намерно унете	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Загађење - Еутрофизација	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Сабробност	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Токсичност	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ацидификација	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Радиоактивност	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Комбиновано	1	3	3	3	1	3	3	1	3	3	3	1	3	3	3
Раст популације - брзо умерено	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Стагнација или пад															
Експлоатација - антропогена природна	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3	1 3
Укупан резултат (HIPPO)	31	33	31	35	29	33	31	29	33	29	31	29	31	31	31
ESHIPPO	75	73	73	73	71	69	69	69	69	65	65	65	65	65	59
Приоритет конзервације	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	III

Табела 18. Степен еколошке специјализације (ES) и утицај HIPPO фактора на популације врста из групе инсеката Ephemeroptera

ESHIPPO / врста	<i>P. longicauda</i>	<i>R. fiorii</i>	<i>S. aestivalis</i>	<i>C. picteti</i>	<i>E. yougoslavicus</i>	<i>P. cincta</i>	<i>B. pavidus</i>	<i>O. pallida</i>	<i>E. lateralis</i>	<i>B. vardarensis</i>	<i>B. meridionalis</i>	<i>B. tracheatus</i>	<i>E. torrentis</i>	<i>H. coreulans</i>	<i>B. scambus</i>	<i>B. buceratus</i>	<i>E. vulgata</i>	<i>B. niger</i>	<i>B. lutheri</i>	<i>A. sinaica</i>	<i>B. melanonyx</i>	<i>B. tricolor</i>	<i>E. helveticus</i>	<i>S. spinosa</i>
Биотоп, надморска висина, тип екосистема	5	3	3	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	1	3	3	1	1	1
Екосистем тип, еколошка зона	5	3	3	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	1	3	3	1	1	1
Морфометрија биотопа и амбијент	5	5	3	3	5	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	1	3	3	1	3	3	1	1	1
Физички фактори	3	5	3	3	5	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	1	3	3	1	3	3	1	1	1
Хемијски фактори	3	5	3	3	5	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	1	3	3	1	3	3	1	1	1
Исхрана	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Репродуктивна стратегија	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Животни циклус	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Ниво ендемизма	5	3	3	5	3	3	3	3	1	3	1	1	3	3	3	1	1	1	1	3	3	1	1	1
Изолација популација	5	3	3	3	5	3	3	3	1	3	1	3	3	1	3	3	1	1	1	3	3	1	1	1
Укупан резултат (ES)	40	36	30	36	42	30	30	30	26	30	26	22	30	28	30	18	22	26	16	30	30	16	16	16
Промене станишта - без фрагментације	3	3	3	3	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	1	3	3	1
Деструкција	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3	1	3	3	1
Фрагментација и изолација станишта	3	3	3	1	5	3	3	3	5	3	3	3	1	1	5	3	3	3	1	1	3	1	1	1
Инвазивне врсте - већ постоје	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	1	1	3	1	1
случајно унете	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	1	3	1	3	3	1	3	1	1	1	1	1
намерно унете	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1

Табела 18. наставак

ESHIPPO / врста	<i>P. longicauda</i>	<i>R. fiorii</i>	<i>S. aestivalis</i>	<i>C. picteti</i>	<i>E. yougoslavicus</i>	<i>P. cincta</i>	<i>B. pavidus</i>	<i>O. pallida</i>	<i>E. lateralis</i>	<i>B. vardarensis</i>	<i>B. meridionalis</i>	<i>B. tracheatus</i>	<i>E. torrentis</i>	<i>H. coreulans</i>	<i>B. scambus</i>	<i>B. buceratus</i>	<i>E. vulgata</i>	<i>B. niger</i>	<i>B. lutheri</i>	<i>A. sinaica</i>	<i>B. melanorhynchus</i>	<i>B. tricolor</i>	<i>E. helveticus</i>	<i>S. spinosa</i>
Загађење - Еутрофизација	5	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	1	1	3	3	3
Сабробност	5	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	1	1	3	3	1
Токсичност	3	1	3	1	1	3	1	1	1	1	1	3	1	1	1	3	1	1	3	1	1	1	1	1
Ацидификација	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Радиоактивност	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Комбиновано	3	1	3	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Раст популације - брзо																								
умерено	3	3	3	3		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3			1	1	3	3
Стагнација или пад					1															1				
Експлоатација - антропогена	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
природна	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Укупан резултат (HIPPO)	39	31	35	29	21	33	33	31	35	31	31	33	27	29	25	33	31	25	33	19	17	25	25	19
ESHIPPO	79	67	65	65	63	63	63	61	61	61	57	55	57	57	55	51	53	51	49	49	47	41	41	35
Приоритет конзервације	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III

Табела 19. Степен еколошке специјализације (ES) и утицај HIPPO фактора на популације врста декаподних ракова из фамилије Astacidae

ESHIPPO / врста	<i>Astacus astacus</i>	<i>Austropotamobius torrentium</i>
Биотоп, надморска висина, тип екосистема	3	5
Екосистем тип, еколошка зона	3	5
Морфометрија биотопа и амбијент	3	3
Физички фактори	3	3
Хемијски фактори	5	3
Исхрана	1	3
Репродуктивна стратегија	3	5
Животни циклус	3	5
Ниво ендемизма	5	1
Изолација популација	1	1
Укупан резултат (ES)	30	34
Промене станишта - без фрагментације	5	3
Деструкција	5	3
Фрагментација и изолација станишта	3	1
Инвазивне врсте - већ постоје	5	1
случајно унете	5	3
намерно унете	1	1
Загађење - Еутрофизација	3	1
Сабробност	3	1
Токсичност	3	1
Ацидификација	1	1
Радиоактивност	1	1
Комбиновано	3	1
Раст популације - брзо	5	
умерено		
Стагнација или пад		1
Експлоатација - антропогена	5	3
природна	3	3
Укупан резултат (HIPPO)	51	25
ESHIPPO	81	59
Приоритет конзервације	I	III

На основу укупног броја бодова еколошке специјализације ES и HIPPO фактора одређен је приоритет конзервације угрожених врста Plecoptera на националном нивоу. Код већине врста број бодова се креће од 65 до 75, што указује на умерен ризик од изумирања (II степен приоритета), изузев код врсте *Protonemura meyeri*, код које је

забележен нешто мањи број бодова (59), па је и мала вероватноћа изумирања на националном нивоу (III степен приоритета очувања) (табела 17).

Умерен ризик од изумирања на националном нивоу (II степен заштите) процењен је у случају 10 врста из групе Ephemeroptera, код којих се укупан број бодова по ESHIPPO моделу креће од 61 до 79 бодова (табела 18).

Приоритет у конзервацији и висок ризик од изумирања на националном нивоу, када су декаподни ракови у питању, има врста *Astacus astacus* (81 бод), у односу на врсту *Austropotamobius torrentium* (59 бодова).

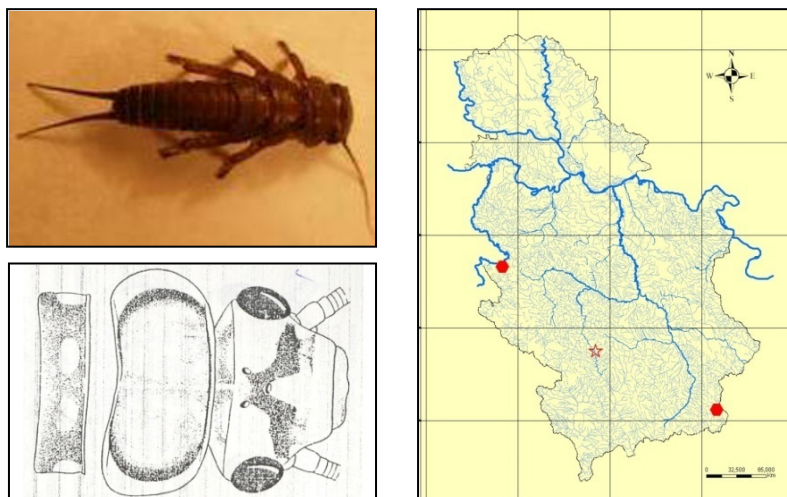
4.1.5. Финални извештаји примењене стратегије конзервације акватичних макробескичмењака на локалном нивоу

Претпоследњи корак у примењеној стратегији су резултати финалних извештаја базе за угрожене врсте акватичних макробескичмењака. Посебно значајан резултат у финалним извештајима је приказ мера конзервације, које се прописују на основу примењене IUCN категорије, али и на основу оцене степена локалног ризика од изумирања и приоритета конзервације, који је добијен помоћу ESHIPPO модела и представља најважнији податак за конзервацију акватичних макробескичмењака на локалном нивоу.

Финални извештаји за ЛЗЖК врсте приказани су по категоријама угрожености (извештаји 1-15), а за остале врсте извештаји се налазе у прилогу 2 (извештаји 16-23). Финални извештаји из базе података BAES, такође су доступни и на web адреси базе (<http://baes.pmf.kg.ac.rs>).

4.2. Крајње угрожене врсте (CR) ЛЗЈК макробескичмењака у воденим екосистемима Србије

4.2.1. Plecoptera *Marthamea vitripennis* (Burmeister, 1839) - извештај 1



Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: CR B2b(ii,iv)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Божик река- слив Власинске реке	Појединачно (1, 1-10, <3%)	3,7	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Копаник, Лепосавска река	Мала (2, 11-50, 3-10%)	0,5	1995	Simić, V. 1996. Dokt. dis. 171
Рача-река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	2,5	2004	Veljković, A. 2004. Neobjavljeni podaci

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 30.000 km², стварни ареал - 7.500 km², укупна заузета површина - 6,7 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: регистроване су три субпопулације на подручју Србије које су међусобно удаљене и изоловане и чије бројности процењене на основу ларви не прелазе 1 - 3 јединке/m², при чему се запажа изразита флукуација бројности на локалитетима где је врста забележена.

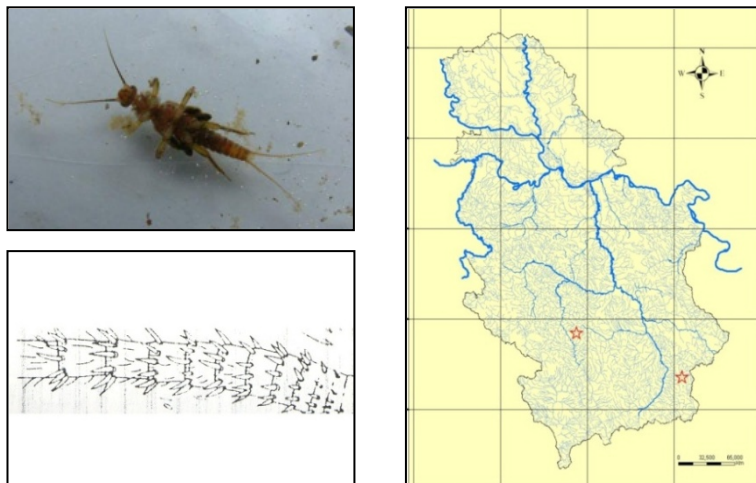
Деловање негативних фактора: субпопулација забележена у Лепосавској реци, која је и најбројнија, може бити угрожена радом рудника олова и цинка «Трепча», пре свега отпадним рудничким водама из јаловишта. Врста је хладностенотермна и осетљива на органско загађење и прекомерну еутрофикацију.

Предузете мере заштите: врста је заштићена Правилником о проглашењу и заштити строго заштићених дивљих врста биљака, животиња и гљива - Прилог II (Службени гласник Републике Србије, бр. 05/10). Субпопулација у реци Рачи је у оквиру Националног парка «Тара», а налазишта у Божик реци су у широј заштићеној зони предела изузетних одлика «Власинско језеро».

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: хладностенотермна врста.

4.2.2. Plecoptera *Protonemura lateralis* (Pictet, 1835) - извештај 2

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: CR B2ab(i,ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Јеленска река	Бројна (4, 151-500, 21-40%)	1	1995	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 177
Река Власина	Средња (3, 51-150, 11-20%)	2	1993	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 220

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 5.000 km², стварни ареал - 5.000 km², укупна заузета површина - 3 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: регистроване су две субпопулације у средњим и горњим токовима Власинске и Јеленске реке. Бројност популације током истраживања 1993/95. године била је велика (просечно око 100 ларви/m² речног дна). Контролна истраживања спроведена током 2003/06. показала су да се бројност ларви у Власинској реци креће од 3 до максимално 14 јединки/m², док станиште Јеленске реке из објективних разлога (подручје Косова и Метохије) није проверавано.

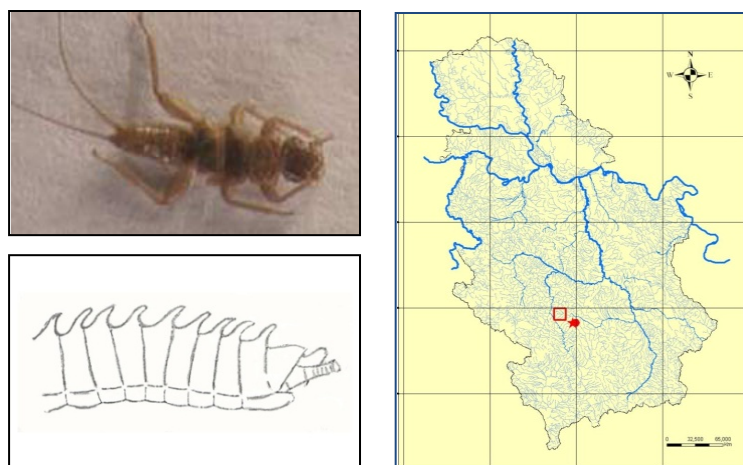
Деловање негативних фактора: субпопулација забележена у Јеленској реци која је и најбројнија може бити угрожена радом рудника олова и цинка «Трепча», пре свега отпадним рудничким водама из јаловишта. Врста је хладностенотермна и осетљива на органско загађење и прекомерну еутрофикацију.

Предузете мере заштите: нема посебно предузетих мера.

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: хладностенотермна врста, насељава Средњу Европу, Француску, Апенинско полуострво и Корзику.

4.2.3. Plecoptera *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 - извештај 3

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: CR B2ab(iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Барска река - Копаноник	Појединачно (1, 1-10, <3%)	1.5	2005	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Барска река - Копаноник	Мала (2, 11-50, 3-10%)	1.5	1994	Simić, V. 1996. Dokt. dis. 220
Лисински поток - Копаноник	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1961/63	Filipović, D. 1965. Dokt. dis. 27-28

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 5.000 km², стварни ареал- 5.000 km², укупна заузета површина - 3 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: до сада је регистрована само једна субпопулација и то у виду ларвених облика у горњем току Барске реке у подручју Националног парка Копаноник. Адултни облици нису нађени. Ранији налаз ове врсте такође на подручју НП «Копаноник» у горњем и средњем току Лисинског потока из 1963. године (Filipović, 1965) ни при детаљним истраживањима ове реке није потврђен. Субпопулација у горњем току Барске реке има тенденцију смањивања бројности и/или екстремног колебања. При истраживањима из 1994. бројност популације је износила просечно 34 ларве /m² речног дна, а током 2005/06. у истом периоду забележене су просечно свега по 2 ларве / m² речног дна.

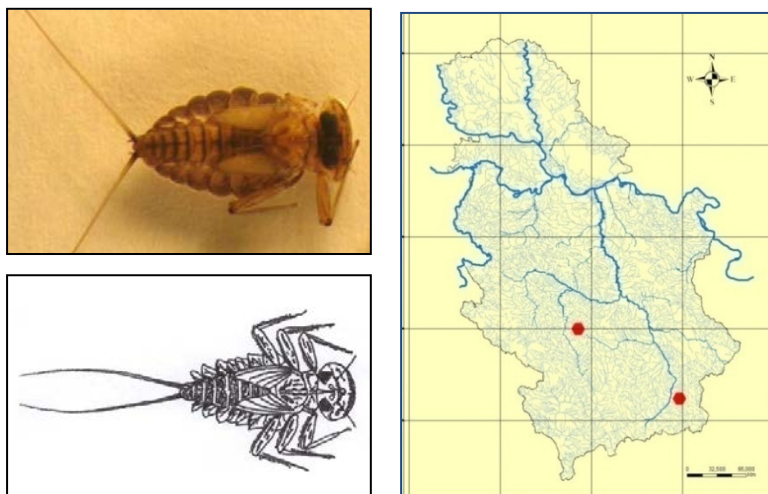
Деловање негативних фактора: станиште ове врсте у Лисинском потоку је претрпело значајне измене у протеклих 20 година и тоталну деградацију изливањем рудничких вода из подземних копова на Копанонику. Барска река као саставница Лисинске реке је у оквиру Строгог резервата природе НП «Копаноник», међутим фаворизује се као природно плодиште поточне пастрмке и врше се порибљавања овом врстом. Постоји опасност да повећана бројност поточне пастрмке може представљати предаторски притисак на ларвене и адултне форме ове врсте.

Предузете мере заштите: Барска река, као саставница Лисинске реке је Строги резерват природе у оквиру НП «Копаноник».

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања треба предузети строжију заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове). Контрола бројности поточне пастрмке.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: хладностенотермна врста.

4.2.4. Ephemeroptera *Epeorus yougoslavicus* (Šámal, 1935) - извештај 4

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: CR B1b(iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Гобелска река (Копаоник)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	3,5	2005	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Масуричка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	2	2003	Simić, V.. 2003. SPUR
Масуричка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	2	2005	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 5.000 km², стварни ареал - 500 km², укупна заузета површина – 5,5 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: ова врста је на основу ларвених облика тек недавно регистрована (2002. год.) у водама Србије (Petrović et al., 2005). Док је друго станиште, Гобелска река на Копаонику регистровано 2005. године. Према истраживањима ларвених облика, популације ове врсте су веома ретке. У Масуричкој реци је 2002. констатовано свега 1-2 ларве на око 500 m речног дна. При поновљеним детаљним истраживањима 2003. и 2004. год., није нађена ни једна ларва, а ни адултни облик ове врсте. Истраживањем 2005., поново је констатовано просечно 1-2 ларве на 500 m тока, и у другом станишту на Копаонику бројност је била иста.

Деловање негативних фактора: врста је изразито стеновалента у односу на температуру воде, кисеоник, брзину воде и друге абиотичке параметре карактеристичне за горње токове планинских река. Стога било какви фактори (сеча шума на обалама, ерозија, замућење воде, поремећај брзине воденог тока) који изазивају промену абиотичких параметара у станишту су потенцијално неповољни. Сеча шуме регистрована је у неким деловима горњег тока Гобелске реке на Копаонику.

Предузете мере заштите: Гобелска река је резерват природе у оквиру НП «Копаоник».

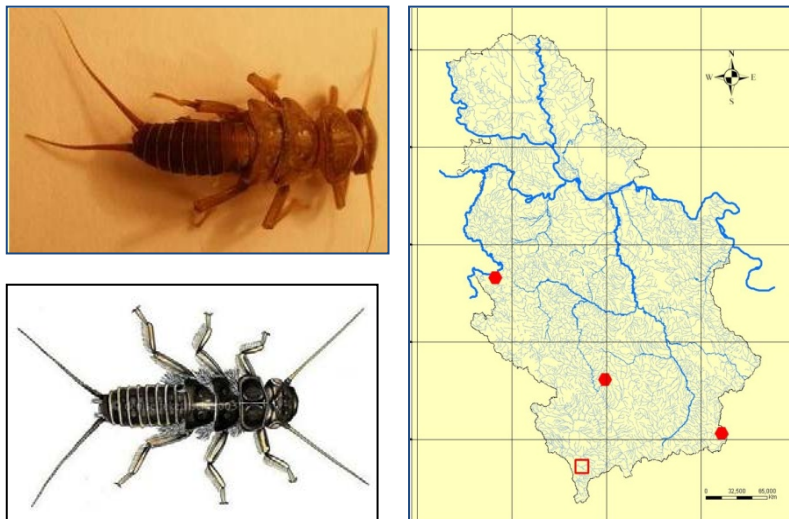
Неопходне мере заштите: мониторинг популације и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове). Станиште у горњем току Масуричке реке са широм околином треба прогласити заштићеним природним подручјем. Као ретка, у свим стаништима у свом ареалу распрострањења, врсту треба ставити на списак природних реткости Републике Србије.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: хладностенотермна врста, свуда је ретка и малобројна.

4.3. Угрожене врсте (EN) ЛЗЈК макробескичмењака у воденим екосистемима Србије

4.3.1. Plecoptera *Dinocras megacephala* (Klapalek, 1907) - извештај 5



Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2ab(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Драговишница: од извора до Босилеграда	Појединачно (1, 1-10, <3%)	20	2004	Simić, V.. 2004. Neobjavljeni podaci
Призренска Бистрица	Средња (3, 51-150, 11-20%)	0	1977	Dauti, E. 1983. Zbornik radova PMF Priština 216
Рача-река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	24	2004	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Самоковска река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	24	2004	Simić, V.. 2004. Neobjavljeni podaci

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 15.000 km², стварни ареал - 10.000 km², укупна заузета површина - 68 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: на свим досадашњим стаништима забележене само појединачне ларве ове врсте, изузев субпопулације из Призренске Бистрице која није проверавана.

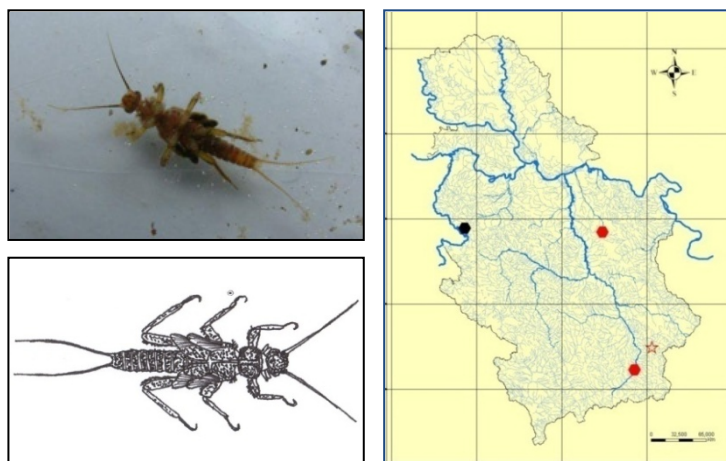
Деловање негативних фактора: није посебно уочено.

Предузете мере заштите: субпопулације у Призренској Бистрици је у оквиру резервата природе, а субпопулација у Сакоковској реци у оквиру НП «Копаоник», а у реци Рачи у оквиру НП «Тара»

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане, значајна у ланцу исхране у брдско-планинским рекама.

Специфичне карактеристике таксона: нису истраживане.

4.3.2. Plecoptera *Protonemura meyeri* (Pictet, 1841) - извештај 6

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2a

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): III

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Јабланица: од извора до ушћа у Колубару	Не постоји податак		2005/06	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Јужна Морава: од Вујановца до Предејана	Мала (2, 11-50, 3-10%)	92	2003	Simić, V. 2003. SPUR
Ресава: горњи ток код Стрмостена	Мала (2, 11-50, 3-10%)	40	2003	Simić, V. 2003. SPUR
Трешњица- река	Не постоји податак	44	2003	Živić, I. 2004. Intern. Assoc. Danube Res. 393
Власина: од Власинског језера до ушћа реке Лужнице	Мала (2, 11-50, 3-10%)	64	1996	Paunović, M. 2001. Magistarska teza 110-1

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 17.000 km², стварни ареал - 17.000 km², укупна заузета површина - 240 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: с обзиром на значајну удаљеност станишта где је ова врста констатована субпопулације су међусобно изоловане, а вероватно постоји и изразита флукуација њихове бројности. Провером станишта у Власинској реци и реци Ресави током 2006. године нису нађени ни ларвени ни адултни облици ове врсте

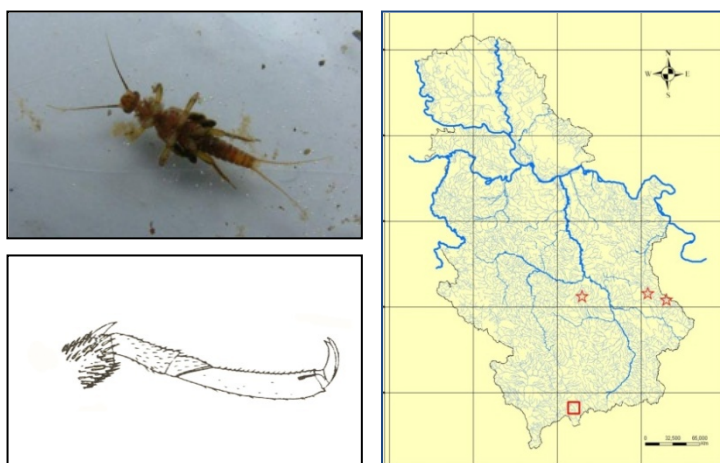
Деловање негативних фактора: популације из горњег тока Јужне Мораве могу бити угрожене прекомерним изливањем отпадних вода из околних насеља и прекомерном еутрофикацијом.

Предузете мере заштите: станишта на подручју Власине су у оквиру предела изузетних одлика «Власина» Станиште у реци Трешњици је у оквиру заштићеног подручја «Кањон Трешњице».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису познате и нису посебно истраживане

Специфичне карактеристике таксона: нису истраживане

4.3.3. Plecoptera *Protonemura praecox* (Morton, 1894) - извештај 7

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2ab(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Голема река - Трговишки Тимок	Мала (2, 11-50, 3-10%)	24	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106
Ломничка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	36	1993	Konta, S. 1997. Magistarska teza
Река Неродимка	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1975	Dauti, E. 1983. Zbornik radova PMF Priština 216
Река Неродимка	Мала (2, 11-50, 3-10%)	0	1977	Dauti, E. 1983. Zbornik radova PMF Priština 216
Трговишки Тимок: од села Кална до Књажевца	Појединачно (1, 1-10, <3%)	68	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 17.000 km², стварни ареал - 7000 km², укупна заузета површина - 128 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: на основу истраживања закључује се да постоји изразита флукуација бројности популација у Трговишком Тимоку, Големој реци (Стара Планина) и Ломничкој реци. Популација у реци Неродимки која је знатно изолована у односу на остале нису провераване, али су у периоду истраживања биле малобројне (2 - 7 ларви/m² речног дна).

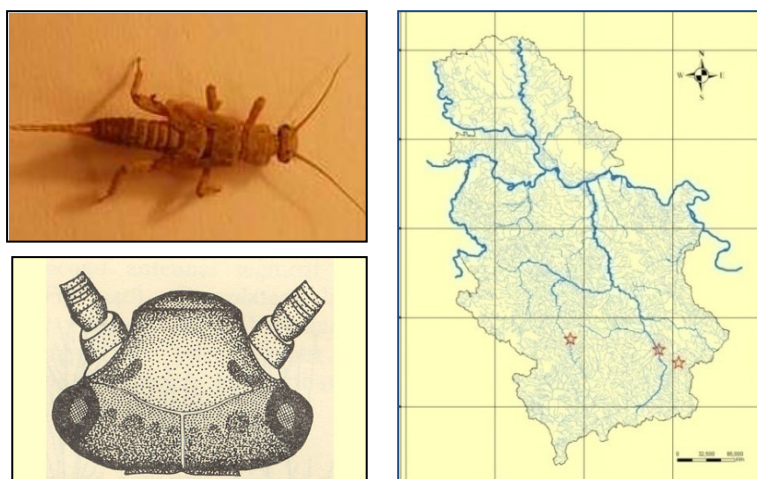
Деловање негативних фактора: популација у Големој реци може бити угрожена изградњом и употребом ски стазе у близини ове реке. Станиште Трговишког Тимока може бити угрожено канализационим водама из насеља Кална.

Предузете мере заштите: станишта на подручју Старе планине Голема река у оквиру парка природе «Стара планина», док остала станишта нису у оквиру заштићених подручја.

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису истраживане.

4.3.4. Plecoptera *Nemoura cambrica* Stephens, 1836 - извештај 8

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2a

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Манојловица река	Средња (3, 51-150, 11-20%)	24	1993	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 230
Тврђанска река	Мала (2, 11-50, 3-10%)	36	1995	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 173
Власинска река	Средња (3, 51-150, 11-20%)	44	1993	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 216

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 15.000 km², стварни ареал - 15.000 km², укупна заузета површина - 104 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: популације на подручју Власине (Власинска река и Манојловица) вероватно имају изражену флукуацију бројности. Током истраживања 1993. године бројност ларви ове врсте у поменутих рекама износила просечно 15 јед/м² речног дана а током 2005/06. год., ларве ове врсте нису нађене као ни адултни облици на околној вегетацији. Популација забележена у Тврђанској реци није проверавана, али је током 1995. године густина ларви износила око 7 јед/м² речног дана.

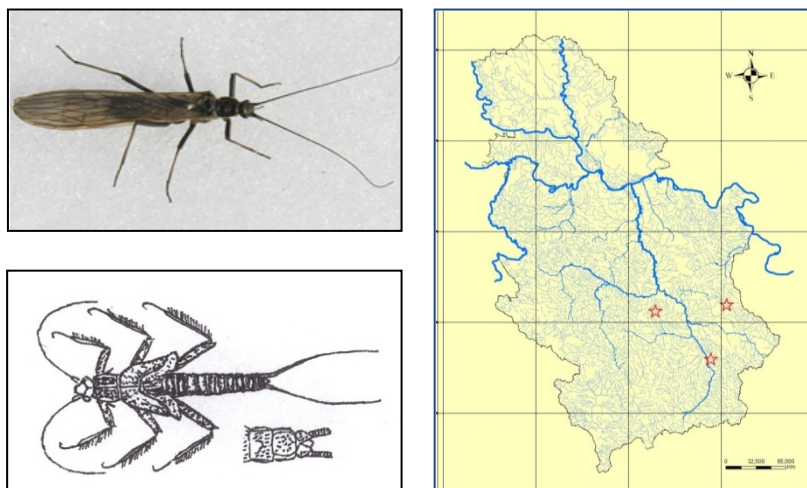
Деловање негативних фактора: популација у Тврђанској реци може бити угрожена отпадним водама из јаловишта и копова рудника олова и цинка «Грепча».

Предузете мере заштите: станишта Цветкове реке и реке Власине су у оквиру предела изузетних одлика «Власина».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ, али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису истраживане.

4.3.5. Plecoptera *Taeniopteryx nebulosa* (Linnaeus, 1758) - извештај 9

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2ab(i)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Ломничка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	36	1993	Konta, S. 1997. Magistarska teza
Трговишки Тимок: од села Кална до Књажевца	Мала (2, 11-50, 3-10%)	64	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106
Власина: од ушћа Лужнице до ушћа у Јужну Мораву	Мала (2, 11-50, 3-10%)	40	1996	Paunović, M. 2001. Magistarska teza 110-123

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 15.000 km², стварни ареал - 15.000 km², укупна заузета површина - 140 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: забележене су 3 субпопулације на простору Србије које су међусобно изоловане и у којима је вероватно присутна изразита флукуација бројности. Током истраживања 2005/06. год., на свим познатим станишта (Ломничка река, Власинска река и Трговишки Тимок) ларвени, а ни адултни облици ове врсте нису нађени.

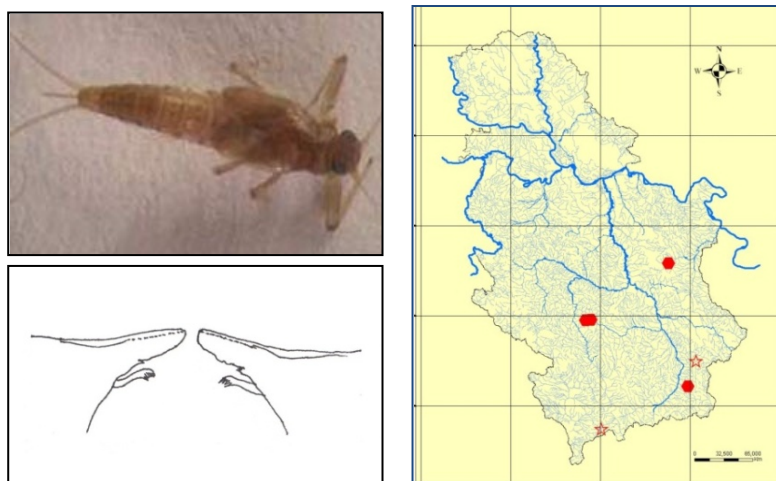
Деловање негативних фактора: субпопулацији у Трговишком Тимоки прети опасност од органског загађења реке из насеља Кална.

Предузете мере заштите: субпопулација у реци Власини је у ширем подручју предела изузетних одлика «Власина». Друге две субпопулације нису у оквиру заштићених подручја.

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису истраживане.

4.3.6. Ephemeroptera *Baetis melanonyx* Pictet, 1843-1845 - извештај 10

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2b(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): III

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Брзећка река (Копаник)	Мала (2, 11-50, 3-10%)	24	2005	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Масуричка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	36	2005	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Река Арнауга (Бољевац)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	12	2004	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Самоковска река	Мала (2, 11-50, 3-10%)	32	2005	Simić, V.. 2005. Neobjavljeni podaci
Шар планина река Мурзица	Мала (2, 11-50, 3-10%)	12	1995	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 162
Власинска река	Мала (2, 11-50, 3-10%)	32	1992	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 218

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 30.000 km², стварни ареал - 15.000 km², укупна заузета површина - 148 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: на основу досадашњих истраживања не може се прецизније одредити, али је бројност ларви на забележеним стаништима износила максимално до 50 јед/м² речног дна.

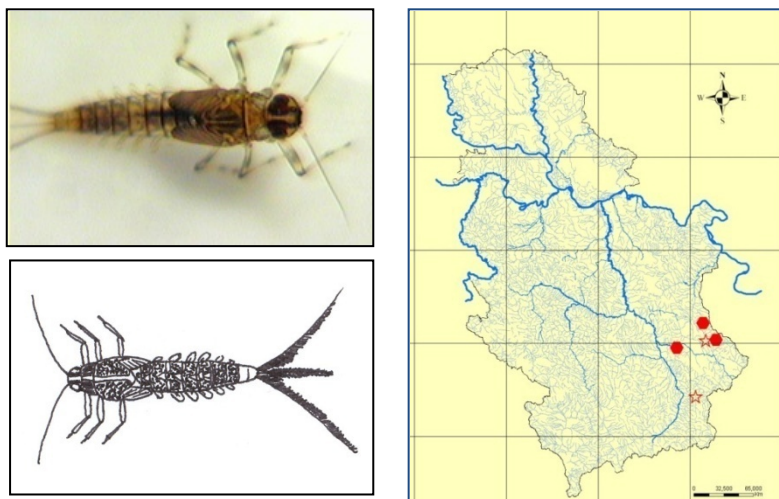
Деловање негативних фактора: није посебно уочено.

Предузете мере заштите: изузев субпопулације у Масуричкој реци, сва остала станишта где је ова врста констатована су у оквиру заштићених подручја.

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или ех ситу третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису ближе истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: изразити индикатор чисте воде, насељава углавном горњи ритрон и до 1700 м.н.в.

4.3.7. Ephemeroptera *Baetis pavidus* Grandi, 1949 - извештај 11

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2ab(ii,iii,iv)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , * m ²)	Год. налажења	Аутор
Алдиначка река - Стара планина	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	2006	Paunović, M. 2006. Neobjavljeni podaci
Јабланица: од извора до ушћа у Колубару	Не постоји податак		2005/06	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Јеласничка река (Нишава)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	24	2006	Paunović, M. 2006. Neobjavljeni podaci
Стањанска река (слив Тимока)	Мала (2, 11-50, 3-10%)	10	1990/91	Simić, V.. 1993. Magistarska teza 98-106
Стара планина - Жупска река	Мала (2, 11-50, 3-10%)	10	2006	Paunović, M. 2006. Neobjavljeni podaci
Власинска река	Средња (3, 51-150, 11-20%)	32	1993	Simić, V. 1996. Dokt. dis. 223

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 20.000 km², стварни ареал - 10000 km², укупна заузета - 92 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: истраживања указују на веће флукуације у бројности популација, што се констатује на основу бројности ларви забележених током 1990/91. на стаништима на подручју нижих делова Старе планине и нових података из 2004/06. Популација у Власинској реци констатована током 1993. године није забележена током истраживања 2006/07.

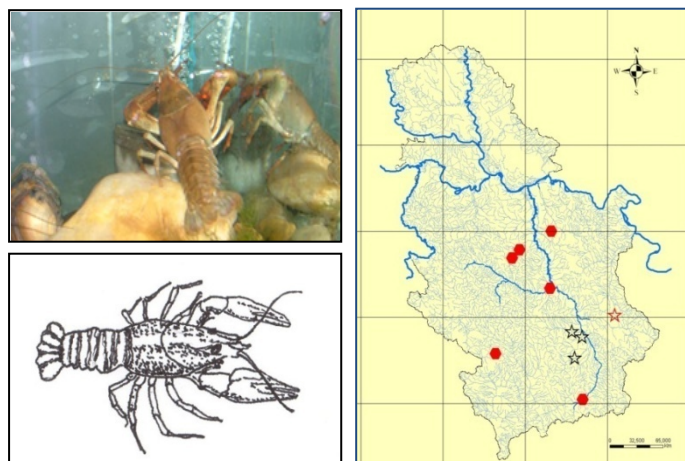
Деловање негативних фактора: нису ближе истраживана

Предузете мере заштите: станишта на подручју Старе планине су у оквиру парка природе «Стара планина». Популација у Стањанској реци је у оквиру споменика природе «Водопад бигреног потока» Популације у Јелашничкој реци су под заштитом у оквиру Специјалног резервата природе «Јелашничка клисура».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ, али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису ближе истраживане.

4.3.8. Decapoda *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) - извештај 12

Статус у међународној заштити (IUCN): VU

IUCN категорија угрожености у Србији: EN A3bcde;B1

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): I

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Извор Дубашнице (Кучај) Источна Србија	Не постоји податак	1000*	1996/98	Marković, Z. 1998. Biološki fakultet Beograd
Извор Поцибраве (Ваљево)	Не постоји податак	1000*	1996/98	Marković, Z. 1998. Biološki fakultet Beograd
Језеро Газиводе (Косовска Митровица)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	7,1	2004	Veljković, A. 2004. Neobjavljeni podaci
Јужна Морава: од Вујановца до Предејана	Појединачно (1, 1-10, <3%)	46	2004	Veljković, A. 2004. Neobjavljeni podaci
Лепеница: од изворишта до Крагујевца	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0,3	2003	Simić, V. 2003. Neobjavljeni podaci
Липовачка река (Лебане)	Не постоји податак	0,5	1996	Maletin, S. 2001. Zaštita voda 247-248
Петровачка река - Крагујевац	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0,3	2003	Simić, V. 2003. Neobjavljeni podaci
Пуста река	Не постоји податак	28	1998/99	Živić, I. 2001. Zavod za zaštitu prirode Srbije 55
Свилајнац - микроакумулација Бусур	Бројна (4, 151-500, 21-40%)	0,3	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Сврљишки Тимок: од извора до Округлице	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	1993	Simić, V. 1993. Magistarska teza
Термални поток (Вања Врујци)	Не постоји податак		2000/01	Živić, I. 2006. Biologia 61/2
Топлица	Не постоји податак	23	2000/01	Živić, I. 2002. Arch. Biol. Sci. Belgrade 19-27
Топлица - притока Колубаре	Не постоји податак		2000/01	Živić, I. 2006. Biologia 61/2

Врело реке Градац	Не постоји податак	3000*	1996/98	Marković, Z. 1998. Biološki fakultet Beograd
Западна Морава: од ушћа Расине до Сталаћа	Мала (2, 11-50, 3-10%)	1,6	2003	Simić, V. 2003. Neobjavljeni podaci

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 55.000 km², стварни ареал - 30.000 km², укупна заузета површина – 123,1 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: дистрибуција и стање популација речног рака у водама Србије нису систематски проучаване још од шездесетих година 19 века, па ни ови подаци нису прецизни, већ се само наводи да је речни рак у водама Србије чест и бројан. Наша истраживања указују на драстично смањење учесталости и укупне бројности метапопулације речног рака у водама Србије. Некадашња метапопулација ове врсте подељена је на неколико субпопулација које су међусобно више или мање изоловане. Када је у питању субпопулација која насељава слив Јужне Мораве односно, њен најужњи део, нема довољно података, али се на основу прикупљеног материјала сматра да је малобројна. У западној Србији нису констатоване бројне популације. Субпопулација у централној Србији је у већини случајева малобројна изузев у Бусурским микроакумулацијама (код Свилајнца) где се процењује да бројност зрелих јединки износи од 780 до максимално 1650. Без обзира на бројност, ова субпопулација је потпуно изолована од других (по бројности мањих) субпопулација у Србији

Деловање негативних фактора: опасност од рачје куге. Изолованост највитаљније субпопулације у Бусурским микроакумулацијама у односу на друге. *Еутрофикација*. Смањење количине воде и пресушивање река посебно изражено у јужним и југоисточним деловима Србије. Фрагментација станишта изражена у централним деловима Србије. Продирање врсте дунавског рака *Astacus leptodactylus* из Дунава у водоток Мораве и уношење дунавског рака у хидроакумулације, при чему долази потискивања речног рака. Неконтролисана раколов.

Предузете мере заштите: налази се на списку природних реткости Србије и као угрожена врста на списку Бернске конвенције, Апендик III. Субпопулације у реци Градац су у оквиру заштићеног подручја. *Ex situ* третман у лабораторији Акваријума ПМФ-а у Крагујевцу је успешно спроведен.

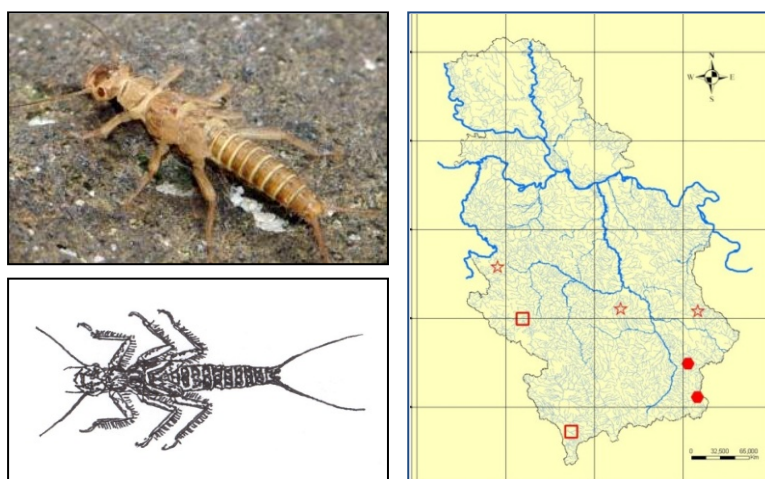
Неопходне мере заштите: станишта Бусурских микроакумулација ставити под строгу заштиту. Наставити са *ex situ* третманом и коплетним програмом конзервације врсте на подручју Србије (урадити акциони план хитне конзервације). Предузети мере заштите аутохтоног генофонда речног рака на подручју Србије.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: веома цењен у државана северне и западне Европе као гастрономски специјалитет. Евентуално контролисано узгајање на фармама донело би држави значајан профит.

Специфичне карактеристике таксона: према проценама, субпопулације речног рака у Србији су угроженије у поређењу са важећим глобалним статусом угрожениости ове врсте у Европи (VU – рањиве врсте).

4.4. Рањиве врсте (VU) ЛЗЈК макробескичмењака у воденим екосистемима Србије

4.4.1. Plecoptera *Perlodes microcephala* (Pictet, 1833) - извештај 13



Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: VU B2b(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Божићка река- слив Власинске реке	Мала (2, 11-50, 3-10%)	36	2003	Simić, V. 2003. SPUR
Ђетиња- Биоска	Мала (2, 11-50, 3-10%)	44	1994	Simić, V. 1996. Dokt. dis. 209
Ломничка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	36	1993	Konta, S. 1997. Magistarska teza
Марића поток притока Увца Муртеница	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1970	Kačanski, D.
Призренска Бистрица	Средња (3, 51-150, 11-20%)	0	1977	Dauti, E. 1983. Zbornik radova, Priština 216
Река Власина	Мала (2, 11-50, 3-10%)	26	2003	Simić, V. 2003. SPUR
Стањанска река - слив Тимока	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 35.000 km², стварни ареал - 7.000 km², укупна заузета површина - 158 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: нешто бројније субпопулације у виду ларвених облика забележене су у рекама на подручју Власинског језера (до 12 јед/м²). Налази ове врсте у рекама Западне Србије током провере станишта нису потврђени.

Деловање негативних фактора: врста је осетљива на загађење воде.

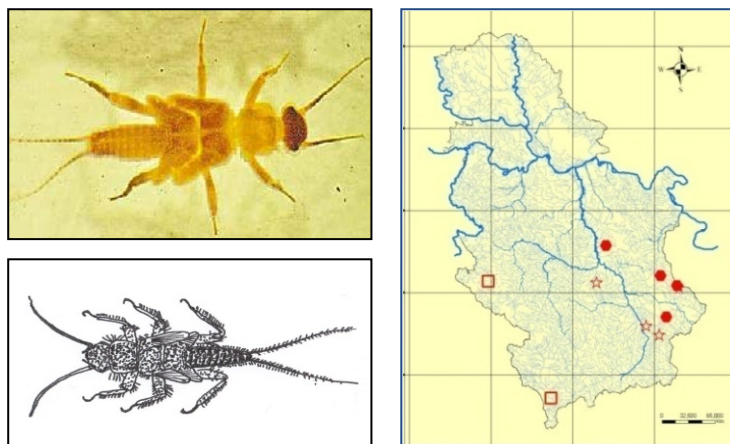
Предузете мере заштите: субпопулације у Призренској Бистрици је у оквиру резервата природе, а субпопулација у Самоковској реци «Копаоник», а у реци Рачи у оквиру НП «Тара»

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (захтева посебне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису ближе истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: ретка врста у већем делу свог ареала.

4.4.2. Plecoptera *Amphinemura sulcicollis* (Stephens, 1836) - извештај 14



Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: VU B2b(i,iii,iv)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Алдиначка река - Стара планина	Појединачно (1, 1-10, <3%)	40	2006	Paunović, M. 2006. Neobjavljeni podaci
Бистрица низводно од Нове Вароши	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1970	Kačanski, D.
Голема река - Трговишки Тимок	Мала (2, 11-50, 3-10%)	28	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106
Голема река - Трговишки Тимок	Појединачно (1, 1-10, <3%)	28	2006	Paunović, M. 2006. Neobjavljeni podaci
Грза	Мала (2, 11-50, 3-10%)	36	2003	Simić, V. 2003. SPUR
Јабланица: од извора до ушца у Колубару	Не постоји податак		2005 - 2006	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Јабланица: од извора до ушца у Колубару	Не постоји податак		2005 - 2006	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Ломничка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	36	1993	Konta, S. 1997. Magistarska teza
Лужница: од изворишта до ушћа у Власину	Мала (2, 11-50, 3-10%)	68	2003	Simić, V. 2003. SPUR
Призренска Бистрица	Мала (2, 11-50, 3-10%)	0	1977	Dauti, E. 1983. Zbornik radova, Priština, 216
Река Власина	Средња (3, 51-150, 11-20%)	64	1993	Simić, V. 1996. Dokt. dis..220

Власина: од Власинског Језера до ушћа реке Лужнице	Мала (2, 11-50, 3-10%)	64	1996	Paunović, M. 2001. Magistarska teza 110-123
--	------------------------	----	------	--

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 35.000 km², стварни ареал - 20.000 km², укупна заузета површина - 364 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: на свим стаништима изузев оних на простору Косова и Метохије која нису проверавана, забележене су малобројне популације (до 3 ларве/m² речног дна). У Власинској реци и Големој реци забележен је пад бројности ларви ове врсте за 50% у периоду од протеклих 10 до 12 година.

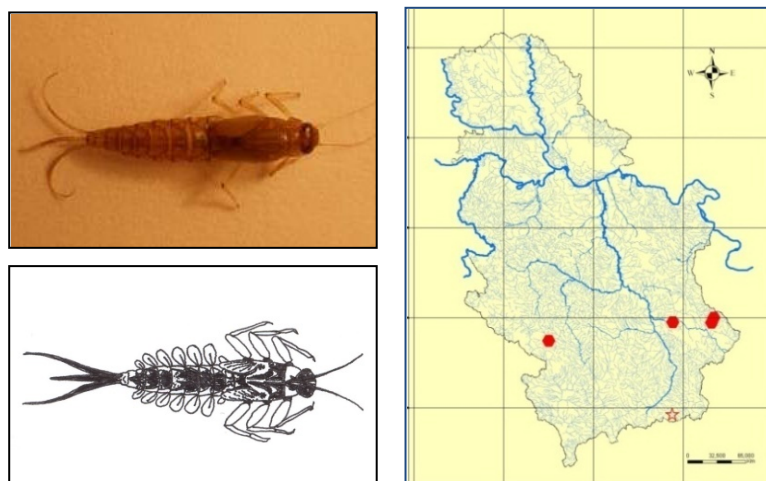
Деловање негативних фактора: популацији у реци Грзи прети опасност од загађења услед прекомерне и непланске градње викенд насеља и услед тзв. масовног туризма.

Предузете мере заштите: станишта на подручју Старе планине су у оквиру парка природе «Стара паланина» Популације у Призренској Бистрици су у оквиру заштићеног подручја.

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ, али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису ближе истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису ближе истраживане.

4.4.3. Ephemeroptera *Baetis vardarensis* Ikonov, 1962 - извештај 15

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: VU B1a,2b(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Јабланица: од извора до ушћа у Колубару	Не постоји податак		2005 - 2006	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Јабланица: од извора до ушћа у Колубару	Не постоји податак		2005 - 2006	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Јабланица: од извора до ушћа у Колубару	Не постоји податак		2005 - 2006	Stefanović et al., 2009. Archives of Biological Sciences
Јелашничка река (Нишава)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	24	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Пчиња: од села Трговишта до границе Македоније	Појединачно (1, 1-10, <3%)	36	1998/99	Simić, V. 2003. Archives of Biological Sciences 55
Рашка код Сопоћана	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	2006	Simić, V. 2006. Neobjavljeni podaci
Топлодолска река: од изворишта до ушћа у Темштицу	Мала (2, 11-50, 3-10%)	72	2006	Simić, V. 2006. Neobjavljeni podaci
Височица изнад акумулације Завој	Мала (2, 11-50, 3-10%)	12	2006	Simić, V. 2006. Neobjavljeni podaci

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 5.000 km², стварни ареал - 5.000 km², укупна заузета површина - 160 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: популације ове врсте у виду ларвених облика забележене су у југоисточним деловима Србије. На свим стаништима су забележени појединачни примерци изузев на подручју Топлодолске реке и Височице на Старој планини.

Деловање негативних фактора: нису ближе истраживани.

Предузете мере заштите: станишта на подручју Старе планине су у оквиру парка природе «Стара паланина», популације у Јелашничкој реци су под заштитом у оквиру Специјалног резервата природе «Јелашничка клисура», док популације у оквиру реке Пчиње су у оквиру предела изузетних одлика «Долина Пчиње»

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. Популације у горњем току реке Рашке треба проверити и по могућству заштитити. *Ex situ* третман ове врсте је могућ, али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису ближе истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису ближе истраживане.

4.5. Центри диверзитета акватичних макробескичмењака на подручју Србије

Центри специјског диверзитета акватичних макробескичмењака Србије издвојени су на основу укупног броја забележених врста подручја, а током целог периода обухваћеног истраживањем.

У табели 20 су на основу односа између укупног броја врста и броја заједничких врста појединачних група акватичних макробескичмењака, приказани њихови центри специјског диверзитета на подручју Србије.

Табела 20. Центри специјског диверзитета акватичних макробескичмењака на подручју Србије

Групе макробескичмењака / сливови	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели Дрим	Егејски слив
Porifera	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Turbellaria	1	4	3	4	5	5	4	-	-	7	-	2
Nematomorpha	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Gastropoda	43	24	8	12	12	14	3	5	1	10	-	1
Bivalvia	19	26	7	6	11	4	0	2	3	3	-	-
Oligochaeta	62	29	21	22	27	26	1	18	1	20	-	5
Polychaeta	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	15	5	6	7	4	7	-	2	-	5	-	1
Araneae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	3	1	1	1	1	2	0	1	0	1	-	-
Mysidae	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphipoda	15	6	3	5	3	3	0	2	1	3	-	1
Decapoda	1	0	1	3	3	3	1	1	-	2	-	-
Collembola	-	2	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-
Ephemeroptera	23	10	2	23	69	49	21	33	9	40	-	28
Odonata	43	29	6	5	23	12	0	1	11	3	-	1
Plecoptera	13	0	0	19	75	52	31	11	3	38	15	46
Trichoptera	27	18	4	38	72	129	32	13	14	53	0	27
Diptera	58	62	2	54	222	82	5	5	28	20	3	8
Heteroptera	3	1	0	2	18	4	0	0	0	2	0	0
Coleoptera	12 ^a 9 ^b	4 ^a 2 ^b	1 ^a - ^b	9 ^a 18 ^b	41 ^a 17 ^b	17 ^a 41 ^b	5 ^a 5 ^b	4 ^a 4 ^b	1 ^a 1 ^b	10 ^a 9 ^b	-	8 ^a 8 ^b
Neuroptera	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Megaloptera	-	1	-	1	2	2	-	-	-	1	-	-

^a број заједничких врста у поређењу са Јужном Моравом,

^b број заједничких врста у поређењу са Западном Моравом

На основу приказаних заједничких врста акватичних макробескичмењака по речним сливовима јасно се издвајају центри диверзитета за поједине групе макробескичмењака и то:

1. сливно подручје које чине реке Дунав и Сава, при чему река Дунав са својим притокама представља центар диверзитета следећих група макробескичмењака: Oligochaeta (62), Gastropoda (43), Odonata (43), Hirudinea и Amphipoda (15), док је река Сава центар диверзитета групе Bivalvia (26),
2. сливно подручје које чине Западна и Јужна Морава. Јужна Морава је центар диверзитета следећих група: Diptera (222), Plecoptera (75), Ephemeroptera (69), док је Западна Морава центар диверзитета када су у питању врсте из групе Trichoptera (129).

Квалитативно-квантитативном анализом просторне дистрибуције таксона, уз коришћење метода сличности и различитости, издвојена су подручја, односно водени екосистеми Србије, која су, према укупном броју врста, броју угрожених врста, као и присуству ендемних и/или осетљивих врста, посебно значајна за очување укупог диверзитета. Ова подручја, односно екосистеми, означена су као посебно значајна, односно “hotspot” подручја.

На основу квалитативног састава макробескичмењака у табели 21 приказан је коефицијент квалитативне сличности између речних сливова на подручју Србије.

Табела 21. Сличност и различитост фауне акватичних макробескичмењака између речних сливова Србије на основу квалитативног састава акватичних макробескичмењака

сливови	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели Дрим Јадрански слив	Егејски слив
Дунав		48.20%	26.30%	62.60%	32.90%	8.70%	2.40%	16.60%	44.10%	1.13%	23.60%	0.00%
Сава	48.20%		28.90%	34.70%	37.50%	30.80%	11.80%	21.50%	21.70%	49.20%	0.65%	13.40%
Тиса	26.30%	28.90%		23.30%	11.40%	13.90%	4.40%	21.20%	9.03%	16.30%	0.00%	8.38%
В. Морава	62.60%	34.70%	23.30%		39.30%	42.80%	26.20%	23.50%	23.60%	37.70%	5.03%	24.50%
Ј. Морава	32.90%	37.50%	11.40%	39.30%		55.80%	24.30%	25.70%	19.10%	43.60%	5.30%	31.20%
З. Морава	8.70%	30.80%	13.90%	42.80%	55.80%		29.20%	27.10%	16.90%	47.10%	5.40%	35.50%
Дрина	2.40%	11.80%	4.40%	26.20%	24.30%	29.20%		26.20%	19.00%	41.90%	11.60%	16.90%
Колубара	16.60%	21.50%	21.20%	23.50%	25.70%	27.10%	26.20%		13.10%	39.40%	6.02%	30.70%
Млава и Пек	44.10%	21.70%	9.03%	23.60%	19.10%	16.90%	19.00%	13.10%		16.70%	5.12%	15.50%
Тимок	1.13%	49.20%	16.30%	37.70%	43.60%	47.10%	41.90%	39.40%	16.70%		6.89%	40.10%
Бели дрим	23.50%	0.65%	0.00%	5.03%	5.30%	5.40%	11.60%	6.02%	5.12%	6.89%	0.00%	17.50%
Егејски слив	0.00%	13.40%	8.38%	24.50%	31.20%	35.50%	16.90%	30.70%	15.50%	40.10%	17.50%	
Средња вредност	0.24	0.27	0.15	0.31	0.30	0.28	0.19	0.23	0.19	0.31	0.08	0.21
Средња вредност за Црноморски слив - 0.25												

Највећи проценат квалитативне сличности је забележен између сливова Дунав и Велика Морава (62.60%, чак 221 заједничка врста, од тога 58 заједничких из групе Diptera), затим између Јужне и Западне Мораве (55.80%, 351 заједничка врста, 82 из групе Diptera, а 72 заједничке врсте из групе Trichoptera) (табела 21).

Најмања просечна квалитативна сличност фауне акватичних макробескичмењака на истраживаном подручју забележена је између слива Дунава и река које припадају сливу Јадранског (0.08%) и сливу Егејског мора (0.21%). Овај резултат је очекиван с обзиром на просторну издвојеност сливова, као и на чињеницу да се општи природни услови подручја знатно разликују. Дунав је велика равничарска река и одликује се посебном фауном, док реке сливова Јадранског и Егејског мора у Србији протичу кроз брдско планинску област, која се одликује разуђеним рељефом и специфичним климатом.

Јадрански слив је из објективних разлога најмање проучаван, па зато поседујемо и најмањи број података. За разлику од Јадранског, реке које припадају Егејском сливу (Пчиња, Драговиштица, Лепенац) су више проучаване и постоји довољно података да се, на основу спроведене анализе, овај слив сматра “hotspot” подручјем акватичних макробескичмењака за подручје Србије.

Подручје Егејског слива је карактеристично по присуству следећих врста: *Baetis kozufensis*, *B. vardarensis*, *B. meridionalis*, *B. melanonyx*, *Ephemerella ikonovi*, *Rhyacopila montana*, *Rh. balcanica*, *Oligoneuriella poecile*, *Leuctra inermis*, *L. hipopus*, *L. nigra*, *Perla palida*, *Crenobia alpina montenigrina*.

5. Дискусија

5.1. Биодиверзитет акватичних екосистема Србије у односу на Европу

Један од веома битних елемената тренутног стања диверзитета акватичних макробескичмењака Србије у односу на друга подручја Европе је недовољна истраженост и несистематичност података у овој области.

Однос броја таксона макробескичмењака у водама Србије према другим деловима Европе приказан је у табели 22.

Табела 22. Број таксона акватичних макробескичмењака на подручју Србије у односу на друга подручја Европе

Групе/ диверзитет	http://baes.pmf.kg.ac.rs/						www.freshwaterecology.org					
	Број фамилија	Број родова	Укупан бр. таксона	Сигурне врсте	Сп. таксони	Несигурни таксони	Број фамилија	Број родова	Укупан бр. таксона	Сигурне врсте	Сп. таксони	Несигурни таксони
Porifera	1	2	2	2	0	0	1	5	9	9	0	
Turbellaria	3	4	10	9	1	0	13	29	60	60	0	
Nematomorpha	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	
Gastropoda	10	20	51	43	8	0	20	65	230	230	0	
Bivalvia	4	8	44	18	5	21	9	18	66	66	0	
Oligochaeta	8	42	116	90	26	0	12	78	234	234	0	
Polychaeta	2	2	2	2	0	0	7	11	13	13	0	
Hirudinea	5	14	27	22	5	0	8	24	66	66	0	
Araneae	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	
Crustacea	8	12	27	22	4	0	38	70	236	236	0	
Collembola	1	1	2	1	1	0						
Ephemeroptera	12	31	100	86	14	0	18	50	344	344	0	
Odonata	9	27	64	60	4	0	10	43	158	157	0	1
Plecoptera	7	17	103	91	12	0	7	38	514	514	0	
Trichoptera	20	73	244	208	36	0	23	135	1212	1212	0	
Diptera Chironomidae	1	74	200	182	18	0	1	189	1250	1250	0	
Diptera - ostale	18	60	126	74	52	0	29	334	2342	2342	0	
Diptera - ukupno	19	134	326	254	72	0	28	496	3592	3592	0	
Heteroptera	9	12	30	22	8	0	13	30	124	124	0	
Coleoptera	13	42	85	58	27	0	21	127	2228	2228	0	
Neuroptera	1	2	2	2	0	0	3	3	12	12	0	
Megaloptera	1	2	2	2	0	0	1	6	6	6	0	

На основу приказане табеле 22 види се да је број таксона по групама макробескичмењака у односу на територије које су обухваћене пројектом AQEM (www.freshwaterecology.org) углавном за 1/3 или 1/2 мањи у односу на број таксона у истим тим групама у 14 земаља AQEM-а (Шведска, Немачка, Холандија, Чешка, Аустрија, Италија, Португал, Грчка, Француска, Пољска, Литванија, Велика Британија, Словачка, Хрватска). Знатно мањи број таксона забележен је у воденим екосистемима Србије у односу на државе учеснице AQEM-а, посебно у групама Diptera (Diptera - Chironomidae и Diptera - остале) и Coleoptera.

Према подацима из AQEM-а у Пољској је забележено 1.572 таксона Diptera, укључујући фамилију Chironomidae, у Чешкој Републици 1.362, у Аустрији 1.261 таксона, што је знатно већи број него у водама Србије. Нешто мањи број је забележен у водама Хрватске 370, затим у Италији 150 таксона, док у Грчкој само 102 таксона. Када је реч о акватичним екосистемима Србије до сада је констатовано 326 таксона из групе Diptera.

Када је у питању група инсеката Coleoptera, према AQEM подацима забележено је 2.228 таксона, од тога највећи број чак, 1.158 таксона, у воденим екосистемима Француске, 964 таксона у водама Немачке, затим у Аустрији 716 таксона, у Словачкој 698, у Италији 684, у Хрватској 677, у Чешкој Републици 574. Остале земље бележе мањи број таксона. У Србији је до сада забележено 85 таксона, што је знатно мање у односу на број таксона у наведеним земљама.

Садашњи степен познавања разноврсности фауне акватичних макробескичмењака у водама Србије резултат је, пре свега, недовољне истражености вода овог подручја, а не реалног диверзитета ове групе хидробионата. Овакав став се износи на основу хронолошког праћења истраживања ове групе акватичних организама (формирана база података), на основу којег се види значајно повећање броја новоидентификованих врста за фауну Србије после 1980. године. Ова чињеница пре свега говори о озбиљнијим и систематичнијим истраживањима у садашњем периоду у односу на ранији период (пре 1980.), када су ова истраживања из објективних разлога била малобројна и обухватала мали број група акватичних макробескичмењака.

Разноврсност акватичних станишта, велики број различитих врста акватичних макробескичмењака, као и релативно мали број стручњака који се тренутно баве овом групом организама, допринели су да су ови хидробионти релативно слабо испитани, у поређењу са нивоом истражености у већини суседних земаља.

Углавном је истраживање акватичних макробескичмењака вршено у оквиру комплексних хидрибиолошких истраживања, док је мања пажња посвећена таксономској обради појединачних група.

Зато свако истраживање акватичних макробескичмењака представља велики значај у употпуњавању знања о присутности врста у воденим екосистемима Србије, као и о њиховој екологији.

На основу досадашњих истраживања у највећем броју водених екосистема Србије, према разноврсности, најзначајнији су водени инсекти из групе Diptera, Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera и Odonata.

Ако сагледамо дистрибуцију макробескичмењака по речним сливовима јасно се уочавају два велика сливна подручја. Са једне стране је сливно подручје које чине реке Дунав и Сава, а са друге стране је сливно подручје које чине Западна и Јужна Морава. Приступом који је примењен у овом раду, у коме се анализира разноврсност по сливним подручјима, могуће је одредити центре биодиверзитета различитих група акватичних макробескичмењака за подручје Србије. Може се рећи да су брдско-планинска подручја Србије, на којима се највећим делом налазе сливови Јужне и Западне Мораве, центри диверзитета групе Insecta и то, пре свега, групе Diptera, Trichoptera, Plecoptera и Ephemeroptera.

Према ранијим истраживањима брдско-планинских текућица Србије инсекти су управо најзначајнија компонента заједнице, како према броју врста, тако и у односу на заступљеност у укупној заједници (Marinković-Gospodnetić 1975, 1980; Filipović 1979; Kačanski, 1976; Simić 1993, 1995; Simić & Simić, 1999; Marković 1995, Marković et al., 1997; Konta, 1997; Paunović et al., 1997; Paunović, 2007; Živić et al., 2001, 2002c, 2003, 2006; Živić, 2005).

Са друге стране, Сава и Дунав, као равничарске реке са специфичним екосистемима, представљају центре диверзитета осталих група акватичних макробескичмењака, пре свега: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Amphipoda и Odonata. Слична структура заједнице, са доминацијом наведених група организама, забележена је и у истраживањима (Csanyi, 2002; Paunović, 2004; Paunović. et al., 2007, 2008).

Оваква расподела центара биодиверзитета је разумљива, с обзиром на хидрографску и еколошку разлику између равничарских водених екосистема на северу (потамонски и стајаћи водени екосистеми) и брдско-планинских водених екосистема у

деловима Србије јужно од Саве и Дунава (претежно ритронске, брзе и хладне брдско-планинске текућице).

На основу квалитативног састава акватичних макробескичмењака израчунат је коефицијент сличности између речних сливова Србије. Велики коефицијент сличности је забележен између Дунава и Велике Мораве (62.60%), што је и очекивано јер припадају екорегиону 11 по Плес-у (Ples, 1978). Екорегион 11 на подручју Србије ограничен је на северне, низијске области земље и обухвата непосредни слив Дунава, слив Тисе, затим слив Саве, део слива Колубаре, Велике Мораве и Дрине. Према истраживањима од стране аутора (Рауповић, 2007; Рауповић et al., 2012a) област коју обухвата екорегион 11 је хомогенија у погледу општих природних услова од брдско-планинског подручја, па самим тим се и квалитативни састав фауне низијског дела битно разликује од фауне која се бележи у брдско-планинском подручју.

Велика сличност је забележена и између сливова Јужне и Западне Мораве (55.80%), који припадају екорегиону 5. Ова област на подручју Србије обухвата део слива Велике Мораве (горњи ток), сливове Западне и Јужне Мораве, део слива Колубаре и Дрине. С обзиром да је подручје веома хетерогено у погледу општих природних услова и у ранијим истраживањима од стране бројних аутора забележена је веома разноврсна фауна макробескичмењака (Filipović, 1979; Marinković-Gospodnetić, 1980; Radović et al., 1995; Simić, 1993, 1995; Raupović, 2007).

Анализирајући податке о броју врста, њиховој дистрибуцији и степену угрожености, а из разлога прегледније слике о диверзитету акватичних макробескичмењака у водама Србије даља дискусија односи се за сваку истраживану групу акватичних макробескичмењака посебно.

5.2. Карактеристике диверзитета група акватичних макробескичмењака на подручју Србије у односу на њихов глобални диверзитет

5.2.1. Porifera

Глобални диверзитет групе Porifera (сунђери) је представљен са 219 слатководних врста, које спадају у 45 родова и 6 фамилија (Manconi & Pronzato, 2008). На подручју Србије из ове групе забележене су само 2 врсте и то: *Ephydatia fluviatilis* (Linnaeus, 1758) и *Spongilla lacustris* (Linnaeus, 1758). Систематски до сада никада нису проучаване, па литературни подаци и не постоје. У земљама AQEM-а укупно је забележено 9 врста. Највећи број врста (8 од укупно 9) забележен је у водама Немачке. Према подацима из базе www.freshwaterecology.info по две врсте (*Ephydatia fluviatilis* и *Spongilla lacustris*) забележене су у водама Грчке и Аустрије, док у државама као што су: Италија, Белгија, Холандија, Бугарска, Румунија, Шведска и Украјина нису забележени представници Porifera. На основу истраживања (Dröscher & Waringer, 2004) у водама Аустрије је забележено 6 врста сунђера, а такође према подацима Gaino et al. (2003) врста *Ephydatia fluviatilis* забележена је и у Италији (језеро Piediluco). Ова чињеница говори о пропустима наведене базе, што је и разумљиво, с обзиром на хетерогеност података и различита интересовања истраживача.

Слатководне сунђере су људи користили од давнина, још у 19. веку у Русији су се користили за прављење козметичких производа. Тренутно биоактивни производи добијени из сунђера сматрају се једним од најперспективнијих извора природних једињења за фармаколошке и биомедицинске производе. Познато је да су *Ephydatia fluviatilis* и *Spongilla lacustris* хомеопатски лекови који су се од давнина користили у лечењу многих болести (Manconi & Pronzato, 2002).

Тренутно се не налазе на званичним Црвеним листама угрожених таксона, а и због недостатка детаљнијих студија ове групе не може се за сада говорити ни о њиховој угрожености у водама Србије.

5.2.2. Turbellaria

Према бази података за турбеларије (<http://turbellaria.umaine.edu/>), глобални диверзитет је представљен са око 6.500 описаних врста, од којих 1/5 спада у слатководне организме (Schockaert et al., 2008). На подручју Европе забележено је 60 врста, које су сврстане у 13 фамилија. Највећи број врста забележен је у воденим екосистемима Чешке Републике, Француске и Грчке (www.freshwaterecology.info).

На основу података из BAES базе, у водама Србије идентификовано је 9 врста у оквиру три фамилије (Simić et al., 2006) (табела 9). Прву опширну студију ове групе код нас даје Станковић (Stanković, 1924). Посебан значај рада овог аутора је идентификација, опис и распрострањење ендема Балканског полуострва, врсте *Crenobia alpina montenegrina* (Mrazek, 1904), као и распрострањење и еколошке карактеристике врсте *Polycelis felina* (=cornuta) (Johnston, 1822). Остале врсте из групе Turbellaria забележене су много касније, и то, углавном у последњих 10 година и током ових истраживања (у протекле три године) и до сада ти подаци нису публиковани.

Са аспекта заштите и угрожености пажњу заслужују готово све врсте Turbellaria које су до сада забележене у нашим водама, с обзиром да се углавном ради о стеновалентним врстама и стаништима која су на удару различитих антропогених фактора. За већину врста не постоји довољно података да би се одредио статус угрожености, а неке су констатоване по први пут током ових истраживања (на пример *Polycelis nigra* Müller, 1774 и *Polycelis tenuis* Ijima, 1884). Врста *Polycelis felina* (=cornuta) на основу података из базе (www.freshwaterecology.info) широко је распрострањена у Европи, међутим у водама Србије је другачија ситуација. Врста је код нас први пут забележена од стране Станковића (Stanković, 1924) у изворима Старе планине (Гостушка река и Градушица), а касније у Големој реци (Стара планина) (Simić, 1993). Последњи налази ове врсте констатовани су од стране аутора 2001. године (Živić et al., 2001b) на станишту Кудошког потока (лева притока Саве), као и од стране Симића (Simić et al., 2006) у Јелашничкој реци, горњи ток (притока Нишаве). Током ових истраживања детаљно су проверена сва станишта на Старој планини и врста није пронађена. Као главни могући узрок угрожавања ове врсте може се навести каптирање извора на подручју Старе планине и знатно смањење водног потенцијала потока и река, што доводи до промене температуре и повећава њихову трофичност, а чиме се ремети структура читаве заједнице.

Врсте из рода *Polycelis*, иако су констатоване на малом броју локалитета, са малобројним популацијама, због недостатка прецизних података нису за сада сврстане у неку од категорија угрожености по IUCN-у.

У Србији највећи број података из групе Turbellaria постоји за врсту *Crenobia alpina montenegrina* (Mrazek, 1904). Врста *Crenobia alpina montenegrina* први пут у Србији описана је у радовима Станковића (Stanković, 1924), и то у изворима на Старој планини. Откривена је 1903. године и ограничена је искључиво на Балканско полуострво, на коме је забележена на следећим локалитетима: северна Црна Гора (Mrazek, 1904), Бугарска (Šiskov, 1905), северна Албанија, Далмација, Македонија (Komarek, 1919), Румунија (Arndt, 1920). Врста је на основу истраживања, а без укључивања у принцип стратегије који је примењен у овом раду, у воденим екосистемима Србије сврстана у рањиве таксоне (VU), пре свега због смањења њеног ареала, а који се јавља услед уништавања станишта ове врсте (прилог 2, извештај 21, BAES, Simić et al., 2006). Највећи проблем је каптирање изворишта и узимање воде из горњих делова ритрона потока и река, при чему долази до физичког уништавања станишта. На овај начин долази и до смањења количине воде чиме се ремети и температурни и светлосни режим станишта. Ове промене су значајне, јер се ради о врсти која је хладностенотермна. Осим овога, као посебно важна чињеница за врсту *Crenobia alpina montenegrina* је њена ендемичност за подручје Балкана (Stanković, 1924).

5.2.3. Nematomorpha

Глобални диверзитет представљен је са приоближно 326 врста (Poinar, 2008), док се у Европи на основу података из базе (www.freshwaterecology.info) бележи само једна врста *Gordius aquaticus* (Linnaeus, 1758) и то у водама Аустрије, Чешке, Немачке, Француске, Италије и Пољске. Иста је ситуација и за водене екосистеме Србије, где је констатована само наведена врста (Simić et al., 2006). Према најновијим истраживањима од стране аутора (Schmidt-Rhaesa, 2010) недавно је описана нова врста из рода *Gordius*, *Gordius balcanicus* Schmidt-Rhaesa, 2010.

Конзервација и било која заштита за врсте из групе Nematomorpha ни на глобалном нивоу није још увек покренута, тако да тек предстоји детаљније истраживање ове групе (Poinar, 2008).

5.2.4. Mollusca

Мекушци су значајна група слатководних екосистема. Mollusca обухватају две класе: Gastropoda (пужеви) и Bivalvia (шкољке).

5.2.5. Gastropoda

Светски диверзитет слатководних пужева представљен је са приближно 4.000 описаних врста (Strong et al., 2008). Према подацима из базе (www.freshwaterecology.info) забележено је чак 230 врста из 20 фамилија. У водама Србије до сада је забележен 51 таксон слатководних пужева, од тога је 8 таксона идентификовано до нивоа рода (Simić et al., 2006) (табела 9, прилог 1). У поређењу са земљама AQEM-а, ова бројност представља 1/3 у односу на остали део Европе.

Значајније студије слатководних пужева код нас даје Hesse (1929), а касније Frank (1990), Arambašić (1994), Karaman B. (2001a,b, 2012), Karaman B & Živić (2001), и Karaman & Karaman (2007) док остали аутори ову групу проучавају у оквиру еколошких студија водених екосистема Србије (Simić, 1993, 1995, 2003; Paunović et al., 2005c, 2007, 2010; Živić et al., 2002e)

Досадашња истраживања не дају довољно података да би се нека од констатованих врста слатководних пужева са сигурношћу могла сврстати у категорију крајње угрожених таксона (CR). Постоји вероватноћа да се врсте *Valvata pulchella* Studer, 1820, *Planorbis carinatus* O.F. Müller, 1774 и *Gyraulus levis* (Alder, 1836) могу, уз додатне провере стања популација и станишта, уврстити у ову категорију. За сада, због недовољно података, нису сврстане у неку од категорија угрожениости. У Црвеној књизи Пољске наводи се *Borysthenia naticina* (Manke, 1845) као крајње угрожена врста (Głowacinski et al., 2002), док у Црвеној књизи Чешке врста *Theodoxus danubialis* (C. Pfeiffer, 1828) је означена као крајње угрожена, а врста *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) се води као регионално ишчезла. На глобалном нивоу врста *T. fluviatilis* сврстана је у категорију LC (IUCN, 2013).

Главне претње за ову врсту су загађење њених станишта, еутрофизација, промена водотокова, што доводи до пада бројности популација. На основу истраживања од стране Mouthon (1996) доказано је да врста *T. fluviatilis* релативно неосетљива на биоразградива загађења. У воденим екосистемима Србије врсте *T.*

danubialis и *T. fluviatilis* су веома распрострањене, забележене су на већем броју локалитета.

Према подацима из базе IUCN, мање од 20% субпопулација врсте *Theodoxus transversalis* (C. Pfeiffer, 1828) су у добром стању. На основу дистрибуције и зоогеографске класификације врста *Theodoxus transversalis* је централно-јужно европска врста (Angelov, 2000) и њена распрострањеност у Европи обухвата Дунав и његове притоке на територији Немачке, Аустрије, Хрватске, Румуније, Молдавије, Украјине, Бугарске, а такође и на територији Мађарске и Словачке (где се сматра да су популације близу истребљења) (Zhadin, 1952; Lisický, 1991; Glöer 2002, Solymos & Feher, 2011).

У воденим екосистемима Србије врста *Theodoxus transversalis* је констатована у Јужној и Великој Морави и Нишави, а према критеријумима по IUCN-у сврстана је у категорију угрожених таксона (EN). Истој категорији припада и на глобалном нивоу (IUCN, 2013) (прилог 2, извештај 16). Главни узрок угрожености ове врсте наводи се природно и индустријско загађење, промене у речном хидролошком систему, као и конкуренција и ширење врсте *Theodoxus fluviatilis* (Solymos & Feher, 2011).

Резултати студије Pavlova et al. (2013), током истраживања Дунава у оквиру пројекта NATURA 2000, дају разлог да се очекује проналажење више нових локалитета ове врсте, с обзиром да је забележена током овог пројекта на локалитетима у реци Дунав у Мађарској, Румунији и Бугарској.

Врста се налази на списку Европске директиве о стаништима (European Union Habitat and Species Directive EUHSD) (Anex II и IV).

У нашим водама се врсте *Valvata cristata* O.F. Müller, 1774 и *Viviparus acerosus* (Bourguignat, 1862) могу уврстити у категорију скоро угрожених таксона (NT) на основу до сада прикупљених података. Врсту *Valvata cristata* је први у нашем делу Дунава констатовао Hesse (1923), затим Рауновић (2004) у Сави и у Дунаву од 1077 до 1044 km поново наводи налаз ове врсте. Врста *Viviparus acerosus* је забележена у реци Дунав од стране аутора (Арамбашић, 1986; Karaman B, 2001a,b; Рауновић et al., 2010) и у Сави (Рауновић et al., 2007). Провере тих станишта у садашњим истраживањима указују да су популације врсте *V. acerosus* са релативно малим бројем јединки, али с обзиром да су први налази веома стари и да не постоје прецизни подаци о бројности, категорија NT је узета као одговарајућа. Потребно је предузети мере у виду мониторинга популација, с обзиром на сталну претњу од јачег загађења како Дунава, тако и Саве.

Као "hotspot", одосно вруће тачке диверзитета када су гастроподе у питању, наводе се језера Бајкал, Охрид и Тангањика, при чему је највећи број ендемних врста забележен у језеру Бајкал, чак 114 од укупно 147 забележених врста (Strong et al., 2008).

5.2.6. Bivalvia

Глобални диверзитет слатководних шкољки представљен је са 1.026 врста (19 фамилија и 206 родова). Најбројнија је фамилија Unionidae, где је забележено приближно 800 врста (Bogan, 2008; Graf, 2013).

Према подацима из базе (www.freshwaterecology.info) забележено је 66 врста. Највећи број врста бележи се у водама Аустрије и Немачке, док је нешто мањи диверзитет забележен у водама Хрватске (19 врста) и Италије (18 врста).

На основу података из студије о биодиверзитету Републике Македоније, бележи се 15 врста слатководних шкољки, где се као центар диверзитета читаве групе Mollusca наводи Охридско језеро (Smith & Smith, 2003).

У воденим екосистемима Србије је до сада идентификовано 44 таксона, од којих су само 18 са потврђеним таксономским статусом, док је 21 таксон са несигурним таксономским статусом, а 5 такосна је идентификовано до нивоа рода (табела 9, прилог 1).

Мали број аутора је проучавао мекушце, нарочито Bivalvia као посебне компоненте водених екосистема, као што су на пример: Tadić (1976), Radoman (1976, 1983), Arambašić (1994), Jovanović (1995), Karaman B. (2001a,б), Karaman B. & Živić (2001); Tomović et al., (2012, 2013)..

Други аутори дају податке о слатководним шкољкама у Србији у оквиру студија о целокупној заједници макробескичмењака (Jović et al., 2006; Csányi, et al., 2005; Raunović et al., 2005, 2007, 2008, 2010, 2012) или у оквиру радова који се односе на квалитет животне средине (Marković & Miljanović, 1995; Raunović et al., 1999; Simić & Simić, 1999). Проучавања водених екосистема у Србији, нарочито река потамонског типа, су показала се да је читаву групу Mollusca, поред Diptera и Oligochaeta, најразноврснија и најбројнија група (Csányi et al., 2005; Raunović, 2007; Raunović et al., 2006, 2007, 2008; Sommerwerk et al., 2009) у укупној заједници водених макробескичмењака.

Збирка Природњачког музеја у Београду поседује око 700 примерака шкољки, углавном из фамилије Unionidae. Материјал је прикупљен током 50-их година прошлог века претежно на локалитетима река Саве и Дунава. Резултати аутора (Tadić, 1977) указују на постојање знатно већег броја врста шкољки, нарочито из фамилије Unionidae, у односу на данашња сазнања, за шта претпостављамо да су због велике морфолошке варијабилности многе јединке описане као нове врсте. Управо код рода *Unio*, је забележен највећи број таксона за које није потврђен таксономски статус.

Са аспекта конзервације се издваја врста *Unio crassus* Pfeiffer, 1821 која је заштићена на глобалном нивоу и сврстана у категорију угрожених таксона (EN). Налази се на Националној црвеној листи као критично угрожена (CR) у Немачкој, Швајцарској и Аустрији, рањива (VU) у Албанији, док се у Холандији води као изумрли таксон (EX) (Schultes, 2010).

Први пут је ова врста у Србији забележена у рекама Дунав, Сава и Колубара (Tadić, 1977), затим је потврђено њено присуство у Колубари (Marković, 1994). Такође, је констатована у Пустој реци (Јужна Морава) (Živić et al., 2001a), и у Тиси (Paunović, 2004). Према резултатима ITR међународне експедиције (JDS-ITR извештај, 2002), забележен је значајан пад густине насељености врсте *Unio crassus* у доњем току Тисе у Србији. Претпоставља се да је прилив инвазивних врста, поред хидроморфолошких промена и загађења, утицао на смањење бројности популације ове врсте.

Према резултатима најновијих истраживања, уочено је повећање бројности популације *U. crassus*. Последња истраживања на реци Сави током 2011. и 2012. године су показала доминантност ове врсте у заједници на појединим локалитетима (средњи и доњи део тока), а приликом истраживања мањих равничарских забележена је као релативно бројана и у реци Пештан (септембар 2012) (Tomović et al., 2012). Обзиром на податке најновијих истраживања, очекује се да популација ове врсте у наредном периоду постане стабилна.

Тренутно се врста налази на листи строго заштићених врста у Србији према важећем правилнику (Службени гласник РС 05/2010) и за сада је сврстана у категорију скоро угрожених таксона за подручје Србије (NT) (табела 15). Такође се налази и на листи Европске директиве о стаништима (92/43/ЕСС) (Anex II и IV).

За ову врсту постоји велики број синонима и подврста (Graf & Cummings, 2010), неопходна је генетичка анализа и дефинисање конзервационе јединице, па је из тог разлога тренутно веома тешко говорити о њеној даљој конзервацији.

5.2.7. Oligochaeta

Светски диверзиет је представљен са око 1.100 врста слатководних олигохета. Најбројнија је фамилија Tubificidae са 582 описане врсте (Martin et al., 2008). На основу базе (www.freshwaterecology.info) у водама Европе констатоване су 234 врсте из 78 редова и 12 фамилија. Најбројније фамилије су Tubificidae и Naididae. У Србији је на основу досадашњих истраживања забележено укупно 116 таксона, којих је 90 идентификовано до нивоа врсте, а 26 до нивоа рода. Од укупно 8 фамилија забележених у воденим екосистемима Србије, најбројније су Tubificidae и Naididae (табела 9, прилог 1). Истраживањем Oligochaeta у главним рекама у Србији: Дунав, Сава и Тиса, формирана је прва чеклиста на којој је се налази 52 таксона из 32 рода и 9 фамилија (Atanacković et al., 2011). У ово истраживање нису ушли остали водени екосистеми у Србији.

У олигохетној фауни Црне Горе констатоване су 82 врсте из 8 фамилија, од тога је 36 врста по први пут нађено у водама Црне Горе (Šundić et al., 2011). У суседној Хрватској бележи се број од 68 врста из 7 фамилија (Kutuzović & Kutuzović, 2013). Прве податке о налазима олигохета у водама Републике Македоније даје Šarkarev (1956, 1959, 1962, 1965), касније се у оквиру студије о биодиверзитету бележи присуство 123 врсте олигохета (Smith & Smitt, 2003)

Сва поручавања у Србији везана за олигохете односе се углавном на њихов диверзитет и дистрибуцију, тако да још увек не постоје подаци о евентуалној заштити неких врста. На основу наших истраживања издваја се врста *Haplotaxis gordioides* (Hartmann, 1821), која је сврстана у категорију скоро угрожених (NT). Врста је забележена у сливу Тимока (Simić, 1993), затим на Шар планини (Simić, 1996), у реци Јабланица (Kalafatić et al., 1999), касније се бележи њено присуство у сливу Јужне Мораве (Živić et al., 2001a; Рауновић et al., 2003). У реци Колубари је потврђено присуство *H. gordioides* од стране Марковића (Marković et al., 1999) и Стефановића (Stefanović et al., 2009). Врста *H. gordioides* забележена је и у Сави (Рауновић, 2004; Јаковчевић-Тодоровић et al., 2006), што није типично за ову врсту да насељава равничарске реке, јер је до сада углавном налажена у високопланинским рекама и потоцима. Врста је стенотермна и индикатор је олигосапробне класе воде (Sladaček, 1976). Даље разматрање неопходности конзервације и евентуална заштита тек предстоји.

5.2.8. Polychaeta

На светском нивоу забележено је до сада 168 слатководних врста у оквиру 70 родова и 24 фамилије, што је око 2% од укупног броја врста (Glasby & Timm, 2008). У бази (www.freshwaterecology.info) налази се само 13 врста. У водама Србије констатоване су две врсте: *Hurania invalida* и *Manayunkia caspica* (табела 9, прилог 1). Врста *Hurania invalida* је још констатована у водама Аустрије, Чешке и Словачке, а у Србији је забележена у сливним подручјима река Дунав, Сава и Тиса. У делу Дунава који протиче кроз Србију од стране аутора (Jakovčev-Todorović et al., 2006b) описана је врста *Manayunkia caspica* (Annenkova, 1929). Врста је забележена на локалитету код Текије и овај налаз је најсевернији и најновији запис *M. caspica* у Дунаву. Слив реке Дунав у овом случају представља главни коридор за даљу експанзију ове врсте у централни део Европе (Jakovčev-Todorović et al., 2006).

5.2.9 Hirudinea

Пијавице су релативно мала група бескичмењака, до сада је у свету описано приближно 480 врста (Sket & Trontelj, 2008).

Према подацима из базе (www.freshwaterecology.info) забележено је 66 врста из 24 рода и 8 фамилија. Прва податке о диверзитету пијавица на подручју бивше Југославије даје Скет (Sket, 1968). Међутим, касније су покренуте прве молекуларне студије које указују на неочекиване грешке садашње таксономије Hirudinea (Trontelj et al., 1996, 2005; Siddall & Burreson, 1998). На основу досадашњих истраживања у воденим екосистемима Србије забележено је 27 такосна из 5 фамилија, од којих су 22 са валидним таксономским статусом, а 5 је идентификовано до нивоа рода (Simić et al., 2006) (табела 9, прилог 1). Најбројније фамилије су Glossiphoniidae и Eprobdeidae. Сличан број таксона је забележен и у водама Македоније (35, од којих 29 врста и 6 подврста) (Smith & Smith, 2003), у Словачкој (22), а у Хрватској (21 врста) (www.freshwaterecology.info).

Са аспекта конзервације може се издвојити врста *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758, позната као медицинска пијавица, која налази велику примену у лечењу, јер је познато да садржи велики број биолошки активних материја, као што су алфахимоотропсин, хирудин, суптилизин, химазин тако да хирудотерапија (тј. терапија

пијавицама) делује као аналгетик, антикоагуланс и имуностимуланс (Whitaker et al., 2004).

Према подацима из базе по први пут је ова врста констатована у Војводини (Mikuska & Ges, 1970). Касније је забележена у Пустој и Топоничкој реци (слив Јужне Мораве), у Јеленачком потоку (слив реке Саве) (Živić et al., 2001b), као и на Копаонику (Семетешко језеро) (Simić et al., 2006). У свим стаништима на простору Србије популације ове врсте су релативно малобројне и међусобно изоловане, али се на основу досадашњих истраживања не може прецизније проценити њихов тренд. Заузета површина процењена је на приближно 40 km². С обзиром, на овакво стање, популација, врста *Hirudo medicinalis* у Србији сврстана је у категорију рањивих таксона (VU) (прилог 2, извештај 22).

У последње време пијавице се комерцијално гаје на фармама и користе у фармацеутске и терапеутске сврхе. Преовлађује став да варијетети лековитих пијавица у Европи представљају врсту *Hirudo medicinalis*. Истраживања која се заснивају на молекуларним маркерима доказују да врста која се комерцијално производи није медицинска пијавица, већ посебна европска врста *Hirudo verbana* (Trontelj et al., 2004).

Прикупљање пијавица у медицинске сврхе утицало је на пад бројности популације ове врсте (Sawyer 1981; Elliott and Tullett, 1984; Elliott & Kutschera, 2011), посебно у неким земљама југоисточне Европе и у Турској (Wells & Coombes, 1987).

Међународна брига за њено очување види се у међународним конвенцијама и прописима. Налази се на листи IUCN где је сврстана у категорију скоро угрожених таксона (NT). На Националним Црвеним листама статус ове врсте је следећи: Чешка Република крајње угрожена врста (CR) (Farkas et al., 2005); Финска (EN) (Rassi et al., 2001); док је у Пољској и Норвешкој означена као рањива врста (VU) (Głowacinski et al., 2002, Kålås et al., 2006). Заштићена је, такође, Бернском конвенцијом (Council of Europe 1979 Bern Convention (Appendix III), Конвенцијом о међународној трговини угрожених врста дивље фауне и флоре (CITES) (Appendix II), и налази се на листи Европске директиве о стаништима (92/43/ECC) (Anex V).

5.2.10. Crustacea

Ракови, Crustacea, представљају значајну групу акватичних зглавкара. Овим радом су обухваћени представници у оквиру четири реда: Isopoda, Mysida, Amphipoda и Decapoda.

5.2.11. Isopoda

Изоподни ракови су веома бројна група и до сада је описано приближно 950 слатководних врста на светском нивоу, што је свега 9% од укупног броја изопода. Очекивани диверзитет се процењује на 2.625 врста (Wilson, 2008). На основу података из базе у Европи у оквиру овог реда описано је 1.459 врста (www.faunaeuropea.org).

У водама Србије забележене су три врсте: *Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758), *Jaera istri* (Vieuille, 1979) и *Jaera sarsi* Valkanov, 1936, у оквиру две фамилије Asellidae и Janiridae (BAES, Simić et al., 2006) (табела 9, прилог 1). Врста *Asellus aquaticus* је широко распрострањена, како у водама Европе, тако и у воденим екосистемима Србије. Алохтона врста *Jaera istri* је забележена током истраживања Дунава (Joint Danube Survey 2 – JDS 2) (Zorić et al., 2010).

5.2.12. Mysida

Према истраживањима (Porter et al., 2008), у оквиру овог реда од 1.000 забележених врста, само 72 живе у копненим водама. У водама Србије забележено је присуство две врсте из реда Mysida. На основу ранијих истраживања забележена је врста *Paramysis lacustris* (Simić et al., 2006), а током Другог заједничког истраживања Дунава (Joint Danube Survey 2 – JDS 2) констатована је још једна врста, *Limnomysis benedeni* (Czerniavsky, 1882) (Zorić et al., 2010).

5.2.13. Amphipoda

Глобални диверзитет амфиподних ракова је представљен са 1.870 врста и подврста у слатководним екосистемима у оквиру 53 фамилија и 293 родова. Сматра се да је то свега 20% од укупног диверзитета амфипода (Väinölä et al., 2008). На основу података из базе Fauna Europea у Европи је забележена 471 врста из 12 фамилија (www.faunaeuropea.org)

У Србији је према подацима из базе, диверзитет амфиподних ракова представљен са 17 таксона из 2 фамилије (*Gammaridae* и *Corophidae*) од којих је 15 идентификовано до нивоа врсте, а 2 до нивоа рода (BAES, Simić et al., 2006). Највећи број врста је забележен у сливном подручју реке Дунав (17 врста) (табела 9, прилог 1). Током Другог заједничког истраживања Дунава (Joint Danube Survey 2 – JDS 2) испитиван је српски део Дунава, као и његове притоке (Сава, Велика Морава и Тиса) регистровано је 5 алохтоних врста из реда *Amphipoda* које припадају Понто-каспијском фаунистичком комплексу: *Corophium curvispinum* Sars, 1895, *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *Echinogammarus ishnus* (Martynov, 1919) и *Obesogammarus obessus* (Sars, 1894).

Врсте *Gammarus balcanicus* Schäferna, 1922 и *Gammarus fossarum* Koch in Panzer, 1833 су широко распрострањене у воденим екосистемима широм Европе.

Велика бројност нарочито врсте *Gammarus balcanicus*, забележена је и на подручју Србије. Балканско полуострво је интересантно у погледу дистрибуције гамаруса, јер је *G. fossarum* широко распрострањена врста у његовом северозападном делу, док је *G. balcanicus* широко распрострањен у централном и југоисточном делу (Pljakić, 1952). Раније се веровало да се зона контакта између ове две врсте налази у западној Србији, између Мораве и Дрине (Karaman, 1935, Pljakić, 1952). Међутим, на основу истраживања од стране Živić & Marković (2007) дошло се до резултата да је врста *G. fossarum*, за коју се раније сматрало да се само спорадично среће у Србији (посебно у јужној и југоисточној Србији), сада најзаступљенија и најчесталија врста у сливу Јужне Мораве (југоисточна Србија). Мешовите популације ове две врсте амфипода нађене су на већини локалитета у Јужној Морави, чиме је утврђено да је зона контакта за ове врсте проширена и у јужној и југоисточној Србији. Пошто је *G. fossarum* доминантан у односу на *G. balcanicus* у Јужној Морави, може да се очекује даље ширење граница мешовитих популација према југу и југоистоку Балканског полуострва (Živić & Marković, 2007).

5.2.14. Decapoda

Ред Decapoda преставља најбројнији и најразноврснији ред ракова. До данас је у свету описано око 640 врста слатководних декаподних ракова у оквиру три фамилије *Astacidae*, *Cambaridae* и *Parastacidae* (Crandall & Buhay, 2008). На подручју Европе забележене су четири фамилије из реда декаподних ракова: *Astacidae*, *Cambaridae*,

Potamidae и Grapsidae. Из фамилије Astacidae у водама Европе живи пет врста аутохтоних слатководних ракова: *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), *Astacus leptodactylus* (Eschscholz, 1823), *Astacus pachypus* (Rathke, 1837), *Austropotamobius pallipes* Lereboullet, 1858 и *Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803. Из фамилије Cambaridae бележе се 4 врсте, из фамилије Potamidae 3 врсте, док из фамилије Grapsidae само једна врста. У Европи данас поред аутохтоних, живе и алохтоне врсте. Најчешће су то америчке врсте *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), такође из фам. Astacidae, затим припадници фам. Cambridae: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) и *Procambarus clarkii* (Girard, 1852).

У Словенији су нађене 3 врсте аутохтоних ракова и то: *Astacus astacus*, *Austropotamobius torrentium*, *Austropotamobius pallipes*, а од алохтоних забележене су: *Pacifastacus leniusculus* и *Cherax quadricarinatus* (Martens, 1868).

Досадашњим истраживањима у воденим екосистемима Хрватске утврђене су четири аутохтоне врсте ракова и то: *Austropotamobius pallipes*, *Austropotamobius torrentium*, *Astacus astacus* и *Astacus leptodactylus* (Maguire & Gottstein Matocec, 2004) и две алохтоне инвазивне врсте: *Pacifastacus leniusculus* и *Orconectes limosus* пореклом из Северне Америке (Maguire & Klobucar, 2003; Faller et al., 2009).

На подручју Босне и Херцеговине познате су четири врсте декаподних ракова из фамилије Astacidae: *Astacus astacus*, *Astacus leptodactylus*, *Austropotamobius torrentium* и *Austropotamobius pallipes*. Недавна истраживања, такође су потврдила присутност ове четири врсте (Trožić-Vorovac, 2011).

На простору Црне Горе нађене су три врсте слатководних ракова из фамилије Astacidae: *Astacus astacus*, *Austropotamobius pallipes* са подврстом *Austropotamobius italicus meridionalis* и *A. torrentium*, као и једна врста слатководне крабе *Potamon fluviatile* (фам. Potamidae) (Rajković et al., 2012). Досадашња истраживања показала су да је врста *Austropotamobius pallipes* таксономски веома сложена и да представља комплекс врста (Santucci et al., 1997; Largiadè et al., 2000; Fratini et al., 2005; Grandjean et al., 1998, 2000; Cataudella et al., 2006).

На основу досадашњих истраживања на територији Србије су идентификоване три врсте аутохтоних декаподних ракова из фамилије Astacidae и то: *Astacus astacus* (речни рак), *Astacus leptodactylus* (дунавски рак) и *Austropotamobius torrentium* (поточни рак). Поред аутохтоних констатовано је и присуство једне инвазивне врсте из фамилије Cambridae, *Orconectes limosus* (амерички рак).

Током истраживања Дунава (Pavlović et al., 2006), од укупно 14 уловљених јединки, чак 13 јединки је врста *Orconectes limosus*, само једна јединка је била врста дунавског рака *Astacus leptodactylus*. Овај податак доказује да је дошло до потискивања аутохтоне врсте речног рака, инвазивном врстом (Simić et al., 2008).

Из реда Decapoda у Дунаву је забележена и једна врста крабе, тзв. кинеска краба из фамилије Grapsidae *Eriocheir sinensis* Milne-Edwards, 1854 (Paunović et al., 2004).

Аутохтоне врсте ракова забележене на подручју Србије су широко распрострањене европске врсте. Врста *Austropotamobius torrentium* је карактеристична за планинске водотокове и може се наћи од 800 m до чак 1500 m надморске висине, док је врста *Astacus astacus* углавном забележена у брдско-планинским рекама до 800 m надморске висине (Karaman, 1961, 1963). Према Караману (Karaman, 1929) *A. astacus* пронађен је у Дунаву и Сави. Према нашим резултатима (Simić et al., 2008), као и резултатима Maguire & Gottstein-Matoses (2004) у Хрватској, само врста *Astacus leptodactylus* је присутна у поменутиим великим низијским рекама.

Према анализи података из 60-годишњег раздобља, најугроженија врста ракова у Србији јесте управо врста *A. astacus*. Наша истраживања указују на драстично смањење учесталости и укупне бројности популације речног рака у водама Србије. Некадашња популација ове врсте подељена је на неколико субпопулација које су међусобно више или мање изоловане. Субпопулације у сливу Јужне Мораве и Западне Мораве су малобројне. Најбројнија популација је забележена у Бусурским микроакумулацијама (код Свилајнца), где се процењује да бројност зрелих јединки износи од 780 до максимално 1.650 јединки. Међутим, без обзира на велику бројност ова популација је изолована од других субпопулација у Србији, које су по бројности мање. Угрожавајући фактори који утичу на смањење популације ове врсте су: загађење, фрагментација станишта, болести, као и изолације популација. Такође, на њено смањење популација утиче и врста *A. leptodactylus* која је отпорнија на наведене факторе, брзо се шири и потискује врсту *A. astacus* (Petrović et al., 2013).

На основу оваквог стања популације, а према IUCN критеријумима, степен угрожености врсте *Astacus astacus* у Србији је оцењен као угрожен (EN), што је виши ниво него на међународном нивоу где је сврстана у категорију рањивих таксона (VU) (табела 15, извештај 12). Међу декаподним раковима, најмање негативне промене утврђене су у популацијама *A. torrentium*. У Србији је стање ове врсте, према IUCN критеријима, означено као скоро угрожени (NT) (табела 15).

На међународном нивоу *A. torrentium* је за сада сврстан у категорију DD (без довољно података). Иако је ова врста релативно широко распрострањена у Европи, забележен је пад популације током већег дела њеног распрострањења. Због недовољно прецизних података о бројности популација ова врста не може бити оцењена према критеријуму А, тако да предстоје даља истраживања, како би се одредила прецизна категорија и предузеле адекватне мере заштите.

На основу истраживања (Petrović et al., 2013) дошло се до резултата који указују да менаџмент наведених врста ракова, заснован само на праћењу основних структурних карактеристика популација, није потпун и да се мора допуњавати и генетичким карактеристикама популација. Резултати истраживања популација ракова на подручју Србије и Црне Горе (Petrović et al., 2013) коришћењем COI гена mDNA као генетичког маркера, указала су да све популације врсте *Austropotamobius torrentium* су хомогене и да припадају једној хаплогрупи, док су за популације *Astacus astacus* детектоване две хаплогрупе, од којих популација из Србије припада новом хаплотипу и сматра се еволуционо старијом у односу на популацију из Црне Горе и Хрватске.

Популације *A. astacus* из Србије са аспекта генетичких карактеристика, као што су: припадност посебном хаплотипу и низак генетички диверзитет, указују на неопходну конзервацију у *in situ* и *ex situ* условима (Simić et al., 2008; Petrović et al., 2013).

Обе врсте ракова, *A. astacus* и *A. torrentium*, такође су заштићене Бернском конвенцијом (Council of Europe 1979 Bern Convention (Appendix III) по којој је њихово искоришћавање под строгим контролом и надзором сваке државе (Taylor, 2002), а врста *A. torrentium* и Европском директивом о стаништима (92/43/ЕСС) (прилог В). У воденим екосистемима Србије речни рак је заштићен као природна реткост и трајно је забрањен лов и експлоатација (Службени гласник РС, бр. 50/93 и 93/93).

Због економског значаја и опасности од прекомерне експлоатације, готово све врсте слатководних ракова у свету треба да буду под неким видом заштите и да се нађу на IUCN Црвеној листи. Према истраживањима, Taylor et al. (1996) утврђено је да више од 50% слатководних ракова у Америци угрожено до неког степена, али је изненађујуће мали број врста под националном заштитом, само неколико врста је под локалном заштитом.

5.2.15. Collembola

До сада је описано близу 3.778 врста слатководних Collembola (Deharveng et al., 2008). У воденим екосистемима Србије забележена је само врста *Podura aquatica* (прилог 1).

5.2.16. Insecta

Инсекти представљају најразноврснију групу слатководних животиња. Према подацима Valian et al. (2008) од скоро 126.000 описаних слатководних животиња у оквиру класе инсеката описано је чак 76.000 врста, што је 60.4% у односу на укупан број слатководних животиња. Овим радом су обухваћене следеће групе инсеката:

5.2.17. Ephemeroptera

Ларве Ephemeroptera су веома важна компонента слатководних бентосних заједница, како по разноврсности, тако и по широком спектру станишта које заузимају (Merritt & Cummins, 1996; Lock & Geothalm, 2011; Bauernfeind & Soldán, 2012). Глобални диверзитет представљен је са 3.000 врста из 42 фамилије и чак 400 родова (Barber-James et al., 2008). На основу података из база (www.freshwaterecology.info) и Fauna Europea (www.faunaeuropea.org) у воденим екосистемима Европе забележено је приближно 350 врста из 50 родова и 18 фамилија.

У земљама Европе забележен је велики специјски диверзитет Ephemeroptera. Највећи број врста је забележен у водама Словачке 140 (Derka, 2003), Чешке Републике 107 (Zahrádková et al, 2009), затим следи Бугарска 102 (Vidinova, 2003), Мађарска са 91 врстом (Kovács & Bauernfein, 2003), Словенија 75 (Zabrc & Sartori, 1997), Румунија 72 (Curtean-Banaduc, 2010), Грчка 70 (Bauernfeind, 2003) и Македонија 63 врсте (Smith & Smith, 2003).

У Западној Европи у водама Немачке, такође се бележи велики диверзитет од 113 врста (Haubach & Malzacher, 2003), а у Италији 110 врста (Buffagni et al., 2003).

У воденим екосистемима Србије истраживање Ephemeroptera спроведено је од стране бројних аутора (Klapalek, 1898, 1906; Živojinović, 1950; Filipović, 1954, 1968, 1969, 1975, 1976, 1979; Ikononov, 1960, 1962; Marković & Janković, 1989; Marković, 1995; Marković & Mitrović-Tutundžić, 1997; Paunović et al., 1997; Marković, 1998;

Paunović et al., 1999; Simić & Simić, 1999; Marković & Živić, 2002; Simić & Simić, 2003; Simić et al., 2005; Paunović et al., 2006a; Savić et al., 2011).

Први списак врста ове групе инсеката у текућицама на подручју планина Златибор, Копаоник, Кучај и Ртањ дат је од стране аутора (Filipović, 1975). Касније су спроведена фаунистичка истраживања Ephemeroptera у текућим водама брдско-планинских подручја западне Србије од стране аутора (Marković & Živić, 2002), где су забележена 45 таксона у оквиру 8 фамилија.

Према подацима из базе у Србији диверзитет ове групе процењује се на 100 таксона, од којих је 85 са валидним таксономским статусом, а 15 је идентификовано до нивоа рода. Диверзитет Ephemeroptera је прилично висок у нашим водама, зато је веома важно познавати њихову дистрибуцију у воденим екосистемима Србије

На основу ових резултата објављен је списак врста Ephemeroptera у воденим екосистемима Србије од стране аутора (Petrović et al., 2014). Листа тренутно обухвата 85 врста у оквиру 31 рода и 12 фамилија. Према броју врста најзначајније су фамилије Neptageniidae са 27 и Betidae са 24 забележене врсте. Само по једна врста забележена је у фамилијама: Ameletidae, Palingeniidae, Potamanthidae, Siphonuridae и Polymitarciidae. У оквиру родова *Baetis* (14 врста) и *Ecdyonurus* (12 врста) забележен је највећи број врста (табела 9, прилог 1).

Многи научници наводе надморску висину као битан фактор који утиче на распрострањење фауне акватичних макробескичмењака Србије (Simić, 1995; Simić & Simić, 1999; Paunović et al., 2003, 2006b). Brittain et al. (2003) наводе да у европским водотоковима долази до опадања разноврсности са порастом надморске висине. Према ранијим истраживањима бројни аутори (Simić & Simić, 1999; Simić, 1993, 1995; Marković, 1995, 1998; Marković et al., 1997, 1998; Paunović, 2006a) бележе највећу разноврсност ове групе инсеката у брдско-планинским рекама, мању у великим равничарским и најмањи број врста у изворишним деловима рекама.

Ово потврђују и наша истраживања (Petrović et al., 2014) специјског диверзитета Ephemeroptera у воденим екосистемима Србије, у којима је забележен мањи број врста у потамонским рекама (Дунав - 28, Велика Морава - 20, Сава - 8 и Тиса - 4 врсте), док је знатно већа разноврсност управо забележена у брдско-планинским рекама које припадају сливном подручју Јужне Мораве (57 врста) и Западне Мораве (53). Велика разноврсност ове групе је забележена и у сливном подручју реке Тимок (42 врсте), где се посебно се издвајају водотоци са Старе планине.

Подручје Старе планине у Србији представља део главног ланца балканског планинског система и одликује се великом разноврсношћу фауне инсеката (Radović et al., 1995) и представља један од центара биодиверзитета Балканског полуострва. Према ранијим истраживањима утврђено је да се област Старе планине карактерише разноврсном фауном макробескичмењака (Simić, 1995; Živić et al., 2005a).

Према IUCN критеријумима четири врсте из групе Ephemeroptera сврстане су у следеће категорије угрожености: CR (крајње угрожени) - *Epeorus yougoslavicus* (Samal, 1935); EN (угрожени) - *Baetis melanonyx* (Pictet, 1843) и *Baetis pavidus* Grandi, 1949 и рањиви (VU) - *Baetis vardarensis* (Ikononov, 1962).

Врста *Epeorus yougoslavicus* (Samal, 1935) је први пут регистрована у водама Србије 2002. године у Масуричкој реци (слив Јужне Мораве) (Petrović et al, 2006). При поновљеним детаљним истраживањима 2003. и 2004. године потврђен налаз ове врсте. Истраживањем која су спроведена током 2005. године, забележено је просечно 1 - 2 ларве ове врсте на око 500 m речног дна. Друго станиште где је врста констатована је Гобелска река на Копаонику, где је такође забележена мала бројност. Заузета површина се процењује на око 5.5 km² (извештај 4).

Врста је изразито стеновалента у односу на температуру воде, кисеоник, брзину воде и друге абиотичке параметре карактеристичне за горње токове планинских река. Стога било какви фактори (сеча шума на обалама, ерозија, замућење воде, поремећај брзине воденог тока) који изазивају промену абиотичких параметара у станишту су потенцијално неповољни. Сеча шуме регистрована је у неким деловима горњег тока Гобелске реке на Копаонику.

На основу података из базе (www.freshwaterecology.info) и Fauna Europea (www.faunaeuropea.org) врста је веома малобројна и ретка и до сада је констатована у водама Македоније, Грчке, Бугарске, Италије, Босне и Херцеговине. С обзиром, на овако малобројне популације потребно је предузети адекватне мере заштите у виду мониторинга популација и заштите станишта. Станишта у Србији су делом заштићена, јер је Гобелска река је у оквиру НП Копаоник, али је потребно заштитити и популације у Масуричкој реци, у виду евентуалне заштите макростаништа. С обзиром на овакво стање популација, као и смањење ареала распрострањења и заузете површине, врста *Epeorus yougoslavicus* (Samal, 1935) оправдано је сврстана у категорију крајње угрожених таксона (CR) (табела 14).

Категорији угрожених таксона (EN) припадају врсте *Baetis melanonyx* (Pictet, 1843) и *Baetis pavidus* Grandi, 1949. Врста *Baetis melanonyx* забележена је у потоцима на Копаонику, Шар планини и на Власини (BAES, Simić et al., 2006). Укупна заузета површина износи 148 km². На основу досадашњих истраживања не може се прецизније одредити бројност, али је на забележеним стаништима износила максимално до 50 јед/м² речног дна. Изразити је индикатор чисте воде и насељава углавном горњи ритрон и до 1700 м.н.в (табела 14, извештај 10).

Врста *Baetis pavidus* је забележена у сливу Тимока (реке и потоци на Старој планини), Колубаре (Јабланица) и Јужне Мораве (Нишава и Власинска река), где се заузета површина процењује на око 92 km². Током истраживања бележи се велика флукуација у погледу бројности популација, што је констатовано на основу пада бројности ларви забележених током 1990/91. године на стаништима на подручју Старе планине и нових истраживања у периоду од 2004. до 2006. године. У Власинској реци нису потврђене популације током нових истраживања (BAES, Simić et al., 2006) (табела 14, извештај 11).

Категорији рањивих таксона (VU) припада врста *Baetis vardarensis* (Икономов, 1962) чије популације заузимају површину од 160 km² у југоисточним деловима Србије у виду појединачних примерака, изузев на подручју Топлодолске реке и Височице на Старој планини (табела 14, извештај 15).

Све наведене врсте из рода *Baetis* су стеновалентне у односу на кисеоник, температуру воде, брзину воде и веома су осетљиве на промену ових и осталих абиотичких параметара.

Из тог разлога је потребно увести мониторинг, односно праћење стања њихових популација, како би се оне сачувале и предузети мере заштите самог станишта. Врсте *Epeorus yougoslavicus*, *Baetis melanonyx* и *Baetis pavidus* налазе се на листи строго заштићених врста у Србији према важећем правилнику (Службени гласник РС 05/2010).

Поред ових врста издваја се и врста тиски цвет *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791), која је некада била широко распрострањена у равничарским рекама Европе, а данас представља изузетно ретку и угрожену врсту Јужне и Централне Европе. Налази се на Карпатској Црвеној листи угрожене флоре и фауне (Witkowski et al., 2003), док је на Црвеној листи фауне Пољске означена као ишчезла врста. Такође и у Мађарској је ова врста проглашена угроженом.

На основу података из Fauna Europea (www.faunaeuropea.org) присутна је у Бугарској, Чешкој, Хрватској, Немачкој, Мађарској, Македонији, Холандији, Украјини и Србији. Сматра се ендемичном за притоке Дунава у Карпатском басену (http://www.ramsar.org/ris/key_ris_index.htm).

У Србији је констатована на пет станишта дуж реке Тисе. С обзиром да су основна станишта за развој ларви углавном у доњем делу Тисе, станишта у Србији су од великог значаја за очување популација врсте *Palingenia longicauda* (Pil et al., 2009).

У Србији се за сада налази се на листи строго заштићених врста према важећем правилнику (Службени гласник РС 05/2010), док је у Европи заштићена према Директиви о стаништима ЕУ и Бернској конвенцији. Због релативно малог ареала распрострањења ове врсте у Европи, изразите осетљивости на антропогени утицај, као и осетљивости њених животних циклуса, потребно је спроводити мониторинг популација ове врсте.

5.2.18. Odonata

Глобални диверзитет Odonata у слатководним екосистемима је процењен на 5.680 врста (Kalkman et al., 2008). У водама Европе, на основу података из Fauna Europea (www.faunaeuropea.org), диверзитет је представљен са 131 врстом, док према подацима из базе (www.freshwaterecology.info) диверзитет Odonata процењен је на 158 врста у оквиру 43 рода и 10 фамилија. У Србији на основу података из базе, забележено је 64 такосна у оквиру 9 фамилија. Од овог броја 60 је идентификовано до нивоа врсте, само 4 до нивоа рода. Најбројније фамилије су Coenagrionidae и Libellulidae (табела 9, прилог 1).

Упркос дугој традицији проучавања Odonata у Србији, о стварном распрострањењу готово свих врста мало се зна.

Odonata у Србији су први пут проучаване од стране Kohaut (1896), Pongracz (1994), као и у оквиру истраживања осталих група макрзообентоса водених екосистема у Србији од стране бројних аутора (Filipović, 1954; Varačkov, 1973; Adamović, 1949, 1993; Adamović & Andjus, 1983; Simić 1993; Konta, 1997; Marković et al., 1997, 1998; Marković, 1998, 1999; Živić et al., 1999). Значајан допринос у познавању фауне Odonata дају аутори (Santovac, 2002, 2007; Jović, 2002; Jović et al., 2008).

Новија истраживања ове групе од стране аутора (Jović et al., 2009) односе се на податке о ретким и мање познатим врстама Odonata у Србији, а то су: *Lestes viridis*

Kennedy, 1920; *Erythroma linedenii* (Sélys, 1840); *Brachytron pretense* (Müller, 1764); *Anax parthenope* Sélys, 1893; *Anax ephippiger* (Burmeister, 1839); *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979; *Somatochlora flavomaculata* (Van der Linden, 1825); *S. metallica* (Van der Linden, 1825); *Epithea bimaculata* (Charpentier, 1825) и *Sympetrum vulgare* (Charpentier, 1825). Истраживањем колекције Odonata из Природњачког музеја у Београду (Jović et al., 2009) дошло се до закључка да су веома сродне врсте *Lestes parvidens* Artobolevskii, 1929 и *Lestes viridis* које су описане од стране многих аутора у Србији (Adamović, 1949, 1993; Adamović & Andjus, 1983; Jović & Andjus, 2003). Olias et al. (2007) претпостављају да је дистрибуција *Lestes parvidens* у Србији ограничена на северне делове земље (ток Саве и Дунава), док врста *L. viridis* покрива већи део земље. Истраживања Jović et al. (2009) потврђују да је доминантна врста у Србији тренутно *Lestes parvidens*. Налази ове врсте у радовима Adamović (1949) и Jović & Andjus (2003) указују на померање граница дистрибуције ове врсте јужно према централној Србији (Рогот код Крагујевца и језеро Трешњица код Сопота).

На основу тренутних података о дистрибуцији Odonata у воденим екосистемима Србије највећи диверзитет је забележен у рекама Дунав (43), Сава (33) и Јужна Морава (34) (табела 7, прилог 1).

Мали број података о распрострањењу Odonata не пружа могућност да се предузму мере о њиховом очувању у Србији. Врста *Cordulegaster heros* је заштићена Европском директивом о стаништима (92/43/ЕСС) (Апех II и IV), што значи да станишта ове врсте морају бити укључена у националну мрежу заштићених станишта, па и опстанак националне популације мора да се обезбеди. Због тога је ова врста предложена да се нађе на листи заштићених врста дивље флоре и фауне у Републици Србији.

5.2.19. Plecoptera

Plecoptera су мала група инсеката која је у свету представљена са приближно 3.500 описаних врста из 16 фамилија и 286 родова (Fochetti & Tierno de Figueroa, 2008). На основу података из базе (www.freshwaterecology.info) у Европи је забележена 551 врста у оквиру 38 родова и 7 фамилија, док су према подацима из Fauna Europea (www.faunaeuropea.org) забележене 426 врсте.

У оближњим земљама највећи диверзитет је забележен у Словенији (100 таксона) (Sives, 2001), а према последњим истраживањима забележена су 123 таксона

(Ignac Sivec, лична комуникација), затим следи Бугарска са 99 таксона (Hubenov, 1998), Македонија са 93 таксона (Ikononov, 1986; Smith & Smith 2003) и Босна и Херцеговина са 73 таксона (Kačanski, 1976).

Најнижи диверзитет врста је забележен у Хрватској, где је идентификовано 50 таксона из ове групе инсеката (Порџаћ & Sivec 2008 2009a,b,c, 2010, 2011). Према новијим истраживањима у Хрватској овај број је порастао на 90 (Ignac Sivec, лична комуникација). У поређењу са суседним земљама на Балканском полуострву, разноврсност Плесоптера у Србији може се окарактерисати као средњи до високи диверзитет. На територији Косова од стране Dauti (1986) забележено је 73 таксона, а према најновијим истраживањима још 23 таксона је забележено у Приштинској реци (Косово) (Dauti et al., 2007).

До сада, на основу података из базе у воденим екосистемима Србије, као и на основу података из колекције Плесоптера из Природњачког музеја из Словеније, диверзитет Плесоптера у Србији је процењен на 103 таксона, од којих 91 је идентификован до нивоа врсте дистрибуираних у 17 родова и 7 фамилија. Осталих 13 таксона је идентификовано до нивоа рода. Најбројније фамилије су Nemouridae са 30 врста, затим Leuctridae и Perlodidae са по 19 забележених врста. Највећи диверзитет је забележен код родова *Leuctra* и *Isoperla* са 19 и 14 идентификованих врста (табела 9, прилог 1).

Према дугогодишњем истраживању разноврсности Плесоптера, највеће богатство врста у Србији се налази у регионима који укључују брдско-планинаска подручја Јужне Мораве (63 врсте), Западне Мораве (58 врста), као и реке које припадају сливу Егејског мора (Пчиња, Лепенац и Драговиштица) (46 врста) и сливу Тимока (44 врсте) (прилог 1).

Сливна подручја Западне и Јужне Мораве и Тимока карактерише широк спектар станишта и веома висок диверзитет и других група водених макробескичмењака (Filipović, 1979; Marinković - Gospodnetić 1980; Radović et al., 1995; Milošević et al., 2013).

Поред тога, у сливу Дрине је забележен нешто мањи број врста од очекиваног у нашој студији (39 врста), што није реално стање него последица истраживања на мањем броју локалитета. У складу са очекивањима, најнижа разноликост забележена је у потамонским рекама, као што су Дунав (15 врста), Велика Морава (14) и Колубара (10 врста). У Сави и Тиси нису констатоване ларве из ове групе инсеката (прилог 1).

Контраст у еколошким и хидролошким карактеристикама између равничарских система са једне стране и брдско-планинских река, са друге стране, главни је разлог овакве дистрибуције Plecoptera на подручју Србије.

Tierno de Figueroa et al. (2010) истичу да се најмање 324 врсте Plecoptera могу окарактерисати као угрожене у Европи. Од тога, четири врсте (*Nemoura erratica* Claassen, 1936; *Leuctra moselyi* Morton, 1929; *Protonemoura hrabei* Raušer, 1956 и *Rhabdiopteryx navicula* Theischinger, 1974), иако имају широку дистрибуцију, сматрају се ипак ретким и угроженим врстама, јер су стеновалентни организми на бројне еколошке факторе (Tierno de Figueroa et al. 2010).

У воденим екосистемима Србије врсте *Nemoura erratica*, *Leuctra moselyi*, *Protonemoura hrabei* немају широку дистрибуцију, али због старих и недовољно прецизних података о бројности популација за сада у њиховом случају нису примењени IUCN критеријуми (Simić et al., 2006).

Врста *Isogenus nubecula* (Newman 1839) се сматра ишчезлом у западној и централној Европи (Zwick, 1992), али је поново забележена у студијама спроведеним у Аустрији, Мађарској и Словачкој, у виду изолованих и угрожених популација. Резултати нашег истраживања су проширили област дистрибуције ове врсте, јер је присуство *I. nubecula* забележено у четири сливна подручја (слив Јужне и Западне Мораве, Тимока и реке припадају сливу Егејског мора) (BAES, Simić et al., 2006).

Према досадашњим подацима из базе података, а на основу IUCN критеријума, категорији крајње угрожених таксона (CR) припадају следеће врсте: *Marthamea vitripennis*, *Protonemura lateralis* и *Taeniopteryx hubaulti*.

Смањење ареала распрострањења врсте *Marthamea vitripennis* (Burmeister, 1839) забележено је у Европи (Zwick, 1984, 2004), а слична ситуација је забележена и у Србији, где су констатоване само три субпопулације које су међусобно удаљене и изоловане и чија бројност, процењена на основу ларви, не прелази, 1 - 3 јединке/m². Укупна заузета површина је свега 6.7 km². Субпопулација забележена у Лепосавској реци је најугроженија, пре свега, радом рудника олова и цинка Трепча. Врста је хладностенотермна и осетљива на органско загађење и прекомерну еутрофикацију. Остале забележене субпопулације су заштићене с обзиром да су констатоване у реци Рачи која је у оквиру Националног парка «Тара», а налазишта у Божићкој реци су у широј заштићеној зони предела изузетних одлика «Власинско језеро» (табела 13, извештај 1).

Регистроване су две субпопулације врсте *Protonemura lateralis* (Pictet, 1836) у средњим и горњим токовима Власинске и Јеленске реке (Simić, 1996). Заузета површина је само 3 km². Бројност популације током истраживања 1993/95. била је велика (просечно око 100 ларви/m² речног дна). Током истраживања која су спроведена током 2003, 2006 и 2010. године бројност ларви у Власинској реци је опала и износила 3 - 14 јединки/m² речног дна. Субпопулација забележена у Јеленској реци, која је и најбројнија, може бити угрожена радом рудника олова и цинка «Трепча», пре свега отпадним рудничким водама из јаловишта (табела 13, извештај 2).

На основу досадашњих истраживања само једна субпопулација врсте *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 је регистрована виду ларвених облика у горњем току Барске реке на подручју Националног парка «Копаоник». Ранији налаз ове врсте, такође на подручју НП «Копаоник» у горњем и средњем току Лисинког потока из 1963 (Filipović, 1965), ни при детаљним истраживањима ове реке није потврђен. Заузета површина процењена је на само 3 km². Субпопулација у горњем току Барске реке има тенденцију смањивања бројности и/или екстремног колебања. При истраживањима из 1994. бројност популације је износила просечно 34 ларве/m² речног дна, а током 2005/06. у истом периоду забележене су просечно свега по 2 ларве/m² речног дна (Simić et al., 2006). Као фактор угрожавања наводи се порибљавање Барске реке (НП Копаоник) поточном пастрмком. Повећана бројност ове риблије врсте представља предаторски притисак како на ларвене, тако и на адултне облике ове врсте инсекта (Simić, 2003) (табела 13, извештај 3). С обзиром да су наведене врсте Plecoptera хладностенотермне и осетљиве на промене абиотичких и биотичких параметара у станишту, неопходно је предузети стални мониторинг и, у зависности од стања популација, треба предузети строжију заштита макростаништа. Због наведених разлога њихово сврставање у категорију крајње угрожених такосна је оправдано. У Србији ове врсте се налазе на листи строго заштићених врста према важећем правилнику (Службени гласник РС 05/2010).

Категорији угрожених таксона (EN) припадају врсте *Dinocras megacephala*, *Nemoura cambrica*, *Protonemura meyeri*, *Protonemura praecox* и *Taeniopteryx nebulosa*.

Врста *Dinocras megacephala* (Klapálek, 1907) први пут је забележена у Призренској Бистрици (Dauti, 1986), затим током истраживања 2004. године у реци Рачи (НП Тара) и Самоковској реци (НП Копаоник) (Simić et al., 2006). Тренутна заузета површина у Србији је око 70 km².

Углавном су забележене појединачне ларве ове врсте, изузев субпопулације из Призренске Бистрице која није проверавана (табела 13, извештај 5).

Врста *Protonemura meyeri* (Pictet, 1841) је забележена у сливу Јужне и Велике Мораве (Рауновић, 2001; Simić, 2003), затим Западне Мораве (Živić et al., 2009b) и у реци Јабланици (слив Колубаре) (Stefanović et al., 2009), на укупној површини од 240 km². С обзиром на значајну удаљеност станишта, где је ова врста констатована, субпопулације су међусобно изоловане, а вероватно постоји и изразита флукуација њихове бројности. Провером станишта у Власинској реци и реци Ресави током 2006. и 2010. године ларве ни адултни облици ове врсте нису нађени. Као негативни фактори наводе се прекомерна еутрофизација и изливање отпадних вода из околних насеља, што је запажено у току Јужне Мораве, где могу да буду угрожене популације ове врсте (Simić, 2003) (табела 13, извештај 6).

Током истраживања забележено је и присуство врсте *Protonemura praesox* (Morton, 1894), при чему је примећена изразита флукуација бројности популација у стаништима у којима је констатована на површини од 128 km² у Трговишком Тимоку, Големој реци (Стара Планина) (Simić, 1993) и Ломничкој реци (Западна Морава) (Konta, 1997). Врста је први пут забележена у реци Неродимки (Dauti, 1986) где је популација знатно изолована у односу на остале, и у периоду истраживања је била малобројна (2 - 7 ларви/m² речног дна). Касније ова станишта током истраживања нису проверавана (табела 13, извештај 7). Популација у Големој реци може бити угрожена изградњом и употребом ски стазе у близини ове реке, док станиште Трговишког Тимока може бити угрожено канализационим водама из насеља Кална.

Популације врсте *Nemoura cambrica* Stephens, 1836 забележене су на подручју Власине (Власинска река, Манојловица и Тврђанска река) (Simić, 1996), на површини од 104 km². Током истраживања 1993. године бројност ларви ове врсте у поменутих рекама износила просечно 15 јед./m² речног дна, а током 2005/06. ларве ове врсте нису нађене, као ни адултни облици на околној вегетацији. Популација констатована у Тврђанској реци није проверавана, али је током 1995. године забележена густина ларви износила око 7 јед./m² речног дна. Ова популација може бити угрожена отпадним водама из јаловишта и копова рудника олова и цинка «Трепча» (табела 13, извештај 8).

С обзиром да су наведене врсте осетљиве на загађење, а до сада су забележене углавном малобројне и изоловане популације, неопходно је предузети мониторинг популација и адекватну заштиту у виду строжије заштите макростаништа.

Забележене су 3 субпопулације врсте *Taeniopteryx nebulosa* (Linnaeus, 1758) на простору Србије на површини од 140 km² које су међусобно изоловане (Ломничка река, Власинска река и Трговишки Тимок) (Konta, 1997; Simić, 1993; Raunović, 2001). Примећена је изразита флукуација бројности на овим стаништима. Субпопулацији у Трговишком Тимоку прети опасност од органског загађења реке из насеља Кална (табела 13, извештај 9).

Наведене врсте у водама Србије, а према IUCN критеријумима сврстане су у категорију угрожених таксона (EN). У Србији се за сада налазе на листи строго заштићених врста према важећем правилнику (Службени гласник РС 05/2010).

После најновијег леденог доба неки представници врста Plecoptera имају мале и изоловане популације, што је случај са *Perlodes microcephala* (Pictet, 1833) (Fochetti and Tierno de Figueroa, 2006). Ова врста је констатована сливовима у Јужне и Западне Мораве, затим реке Саве, Дрине и Тимока, као и у рекама које припадају сливу Егејског мора. Приликом провере истих станишта у сливу Западне Мораве није потврђено присуство ове врсте. Тренутна заузета површина врсте *P. microcephala* у Србији износи 158 km² (табела 13, извештај 13).

Врста *Amphinemura sulcicollis* (Stephens, 1836) је први пут забележена у Призренској Бистрици (Dauti, 1983), затим током каснијих истраживања у сливу Велике, Западне и Јужне Мораве, као и у сливу Колубаре и Тимока (Konta, 1997; Simić, 2003; Raunović, 2001; Stefanović et al., 2009). Укупна заузета површина процењена је на 364 km². На свим стаништима, изузев оних на простору Косова и Метохије која нису проверавана, забележене су малобројне популације (до максимално 3 ларве/m² речног дна). У Власинској реци и Големој реци забележен је пад бројности ларви ове врсте за 50% у периоду протеклих 10 до 12 година (табела 13, извештај 14).

Према критеријумима IUCN, обе ове врсте су сврстане у категорију рањивих таксона (VU), а такође су укључене и у листу заштићених биљних и животињских врста Републике Србије (Службени гласник РС 05/2010).

Читава група Plecoptera је изложена високом ризику од изумирања. На основу истраживања од стране Fochetti (1994) потврђено је да од 144 врста Plecoptera, чак 22 врсте су већ изумрле из својих водених станишта у Италији [нпр. врсте *Brachiptera trifasciata* (Pictet, 1832), *Isoperla obscura* (Zetterstedt, 1840) и *Brachiptera braueri* (Klapalek, 1900)]. Студијама које су спроведене на фауни Plecoptera у Србији у периоду од 1950. до 1995. године забележено је присуство 33 врста, које нису потврђене у каснијим истраживањима.

5.2.20. Trichoptera

Trichoptera су веома хетерогена група инсеката, која је према светској чек листи (World Checklist, TWC - Morse, 2014) представљена са 13.574 врста дистрибуираних у 608 родова и 47 фамилија. Према подацима из базе (www.freshwaterecology.info) забележен је број од 1.212 врста, а на основу Faune Europea (www.faunaeuropea.org) забележено је 1.049 врста у 69 земаља.

Према литературним подацима велики диверзитет овог реда инсеката је забележен у суседним земљама, па је тако чак 300 врста регистровано у Босни и Херцеговини (Radovanović, 1953, Marinković-Gospodnetić, 1975, 1978, 1980), 240 у Румунији (Arsov, 1991), 237 врста у Словенији (Urbanić, 2004), око 230 врста регистровано у Бугарској (Kumanski, 1985, 1988) и 211 врста у Мађарској (Schmera, 2001). Нешто мањи број је забележен у Македонији, око 140 врста (Arsov, 1991) и у Хрватској 120 врста (Matoničkin, 1959; Pavletić & Matoničkin, 1972; Habdija, 1979). Подручје Косова и Метохије још увек није детаљно истражено, тако да се тренутно бележи присуство од 37 врста (Ibrahimi et al., 2012).

Права истраживања Trichoptera у Србији забележена су у радовима Radovanović (1931, 1935, 1953) и Marinković-Gospodnetić (1975, 1980), који бележе 150 врста регистрованих до 1980. године. Касније су још 22 врсте нове за фауну Србије забележене (у стадијуму ларве) од стране аутора: Baračkov (1973); Konta (1997); Simić (1993); Marković (1998); Marković et al. (1998, 1999); Strahinić (2000); Živić et al. (2000a); Živić et al. (2001a).

Живић и сарадници (Živić et al. 2002a,b, Živić et al., 2006a,b) износе преглед врста Trichoptera у Србији и износе податке о 186 врста у оквиру 70 родова и 19 фамилија (Živić et al., 2006a).

Према подацима из базе (BAES, Simić et al., 2006) у воденим екосистемима Србије забележено је 244 таксона из ове групе инсеката. Од овог броја 208 је идентификовано до нивоа врсте, док је 36 до нивоа рода (табела 9, прилог 1).

Богатство врста Trichoptera је очекивано у фауни Србије управо због велике разноврсности станишта, нарочито у брдско-планинским регионима. Од укупно 208 врста највећи број је забележен у сливном подручју Западне Мораве (125 врста), Јужне Мораве (112) и реке Тимок (84 врста) (прилог 1).

На северу Србије постоји велика Панонска низија, која се одликује специфичним врстама станишта (велике реке, баре, канали), па је овде забележена мања разноврсност Trichoptera у односу на разноврсност у брдско-планинским регионима, тако је у реци Дунав забележено 49 врста, у Сави 31, а у Тиси само 4.

У водама Србије, а на основу IUCN критеријума из групе Trichoptera 4 врсте су сврстане у категорију угрожених таксона (EN) и то врсте: *Beraeodes minutus*, *Drusus discolor*, *Helicopsyche bacescui* и *Thremma anomalum*. Ларвени облици ових врста углавном су пронађени брдско-планинским река и потоцима и одликују се ограниченим ареалом распрострањења у воденим екосистемима Србије и из тог разлога имају статус угрожених врста.

На основу досадашњих налаза врсте *Beraeodes minutus* (Linnaeus, 1761) укупна површина коју заузима на територији Србије је свега 14 km². Током истраживања 1993/94. године у Сврљишком Тимоку забележена је бројна полулација, али при поновним, истраживањима истих станишта нису констатоване нити ларве нити адултни облици ове врсте (Simić, 1993). Први налаз ове врсте је забележен у Радованској реци (слив Тимока) (Marinković-Gospodnetić, 1975), али каснијом провером налаз није потврђен. Врста је констатована још у Црновршкој реци (слив Тимока) и у реци Рачи (НП Тара), где су забележене популације малобројне (појединачни примерци ларви). Врста је осетљива на загађење па је тако станиште у Сврљишком Тимоку због смањења количине воде у летњем периоду и еутрофизације све мање погодно станиште за живот ларви ове врсте (Simić, 2003). Субпопулације у реци Рачи су у оквиру НП «Тара», а у Црновршкој реци у широј заштитној зони парка природе «Стара планина» (прилог 2, извештај 17).

Субпопулације врсте *Drusus discolor* (Rambur, 1842), нађене у потоцима на Шар планини и на Копаонику на површини од 92 km², су забележене, као малобројне свега, 2 - 4 ларве/m² речног дна. За сада нису примећени негативни фактори на стаништима где је врста констатована. Врста је изразито хладностенотерма. Субпопулације на Шар планини и Копаонику су у оквиру истоимених Националних паркова (прилог 2, извештај 18).

Први налази врсте *Helicopsyche bacescui* Orghidan & Botosaneanu, 1953 у рекама у сливу Јужне Мораве дефинишу јужну и југоисточну границу дистрибуције ове врсте у Србији. Западна, југозападна и северна граница дистрибуције ове врсте у Србији до скоро нису биле дефинисане.

Према истраживањима Živić et al. (2009a) врста је пронађена на девет локалитета дуж западне границе Србије, чиме је померена њена граница распрострањења. Врста је на пет локалитета констатована на планини Златибор која представља део Динарског система (који заузима већи део Босне и Херцеговине), тако да се може очекивати да ће испитивања у Босни и Херцеговини довести до даљег проширења западне границе дистрибуције ове врсте. Бројност популација (субпопулација) у неколико станишта на подручју југоисточне Србије се према истраживањима лагано смањује. Просечна густина ларви субпопулација у горњем току Сврљишког Тимока је током 1991. године износила 22 јед./m² речног дна, а током 2004. свега 5 јед./m² речног дна (Simić et al., 2006). Субпопулација у горњем току реке Арнауте (слив Тимока) показује неуједначену бројност због нестанка воде из овог дела реке током сушних година. На основу налаза процењена је заузета површина на 102 km² (прилог 2, извештај 19).

На основу истраживања вероватно се првобитни ареал популације врсте *Thremma anomalum* McLachlan, 1876 простирао на потоке и изворе брдско-планинског дела Србије, јужно од Саве и Дунава (Radovanović, 1931, Marinković-Gospodnetić, 1975, Filipović, 1965, Simić, 1993, Živić et al., 2001b). Ова метапопулација је сада издељена на више субпопулација од којих је најбројнија забележена у врелу Сокобањске Моравице (просечна густина ларви износила око 32 јед./m²) (Živić, 2005; Simić et al., 2006). У субпопулацијама у западној Србији (подручје Златибора, Таре) после провере нису нађени ни ларвени ни адултни облици ове врсте, што је узрок вероватно каптирање извора. Субпопулација на Копаонику, такође је веома проређена и нађена је у једном потоку у горњем току Лисинске реке, али су густине мале и крећу се од 1-2 јед./m² речног дна. На основу ових налаза процењена је заузета површина од свега 27 km² (прилог 2, извештај 20).

Истраживања макрозообентоса водених екосистема у Србији указују да долази до померања западне границе ареала врсте *Thremma anomalum*. Наиме, поновним претраживањем станишта у Западној Србији и у северној Црној Гори на којима је раније налажена, врста није констатована (Živić et al., 2013). Локалитети у Босни и Херцеговини нису проверени, али на основу литературних података (Trožić-Borovac, 2004), као и због сличности еколошких фактора са локалитетима у Црној Гори, Živić et al. (2013) долазе до закључка да је врста вероватно нестала и са ових локалитета што говори о значајном померању западне границе њеног ареала.

С друге стране, исти аутори су ову врсту пронашли на 17 локалитета у источној, југоисточној и јужној Србији, у деловима ареала где до сада није регистрована, а који дефинишу нову северозападну и западну границу њеног ареала.

У категорију рањивих таксона (VU) за сада је сврстана само једна врста и то *Wormaldia subnigra* McLachlan, 1865. Забележена је на подручју Копаоника, Сврљишког Тимока, Златибора, на стаништима у централној Србији (река Грошница) (Marinković-Gospodnetić, 1975; Baračkov, 1973; Simić, 1993). Стварни ареал ове врсте износио је 22.500 km². Међутим, током нових истраживања (2005, 2006 и 2010. године) и провером станишта у централној Србији (Грошница), источној (Сврљишки Тимок) и западној Србији ларве и адулти ове врсте нису констатоване. С обзиром да је дошло до смањења ареала тренутна заузета површина процењена је на 122 km². Забележене популације су малобројне посебно у потоцима на подручју Копаоника (од 3 до 25 ларви/m² речног дна). Врста је осетљива на загађење воде и еутрофикацију (прилог 2, извештај 23).

Živić et al. (2006a) наводе врсту *Drusus serbicus* Marinković као ендемску врсту за фауну Србије, док су врсте *Crunoecia bosniaca* Marinković-Gospodnetić 1970, *Rhyacophila bosnica* Schmid 1970 и *Rhyacophila vranitzensis* Marinković i Botosaneanu 1967 ендемске врсте западног Балкана.

Према Лимнофауни Европе (Botosaneanu & Malicky, 1978) врста *Drusus botosaneanui* Kumanski 1968 је ендемска врста Источног Балкана, али појава ове врсте у Србији (на планини Копаоник у Самоковској реци и на планини Тара) мења ову тврдњу, јер поред Бугарског подручја, ареал распрострањења ове врсте протеже се на запад до сливног подручја реке Дрине (Živić et al., 2006a). Такође је забележена на стаништима на Косову (Ibrahimi et al., 2012), где је веома широко распрострањења. Недавно је врста пронађена и у Албанији (Oláh, 2010).

5.2.21. Coleoptera

Глобални диверзитет акватичних Coleoptera процењен је приближно на 180.00 врста (Jach & Balke, 2008). На основу података из базе (www.freshwaterecology.info) у Европи је забележено 2.228 врста у оквиру 21 фамилије и 127 родова.

Док је у европским земљама ова група инсеката прилично добро истражена, у Србији су истраживања делимична, углавном у оквиру комплексних хидробиолошких истраживања других група макрозообентоса (Baračkov, 1973; Simić, 1996; Živić et al.,

2001a,b; Рауповић, 2007). Из разлога да је веома тешко прикупити ове организме (Caldara & O'Brien, 1995), за сада постоји веома мало података о налазима ове групе инсеката у воденим екосистемима Србије. На основу досадашњих података забележено је 85 таксона од којих 58 је са сигурним таксономским статусом у оквиру 13 фамилија, а осталих 27 је идентификовано до нивоа рода. Највећи диверзитет у Србији забележен је у сливном подручју Јужне и Западне Мораве (са по 41 врстом). Најбројније фамилије су Curculionidae и Elmidae са по 12 врста и Dytiscidae (10 врста) (табела 9, прилог 1).

Најдетаљније је проучена фамилија Curculionidae од стране аутора Пешић (Pešić, 2000, 2004, 2006, 2012). У оквиру ове фамилије забележено је 11 врста и то воденим екосистемима у околини Крагујевца (језеро Гружа, Грошница, Шумарице и језеро Бубањ).

С обзиром на слаб степен истражености ове групе инсеката до сада није примењен ниједан вид конзервације, како на глобалном тако и на локалном нивоу, што је потпуно неоправдано обзиром на њихов еколошки значај.

5.2.22. Diptera

Акватичне Diptera представљају најразноврснију групу инсеката у слатководним екосистемима. На глобалном нивоу описано је до сада 33.000 слатководних врста (Balian et al., 2008). Према подацима из базе (www.freshwaterecology.info) диверзитет Diptera у Европи је представљен са 2.342 врсте у оквиру 29 фамилија и 334 родова, не укључујући фамилију Chironomidae. Глобални диверзитет фамилије Chironomidae је представљен са 4147 описаних врста у оквиру 339 родова (Ferrington, 2008).

На основу досадашњих истраживања у воденим екосистемима Србије, забележено је укупно 326 таксона из 19 фамилија. Најбројнија фамилија је Chironomidae са 182 врсте са валидним таксономским статусом и 18 таксона идентификованих до нивоа рода. Осталих 126 таксона Diptera, од којих је 74 идентификовано до нивоа врсте, а чак 52 таксона до нивоа рода, забележених у оквиру 18 фамилија (табела 9, прилог 1).

Ова група је истраживана током комплексних хидробиолошких истраживања са осталим групама акватичних макробескичмењака. Највише је проучена фамилија Chironomidae. У оквиру реда Diptera, фамилија Chironomidae представља групу која се карактерише широким распрострањењем и највећим диверзитетом у заједници

макробескичмењака (Marziali et al., 2010). Од укупно 11 описаних потфамилија и 4.147 врста, у Европи је до сада забележено присуство 1.258 таксона распоређених у 8 потфамилија (Buchonomyiinae, Chironominae, Diamesinae, Orthoclaadiinae, Podonominae, Prodiamesinae, Tanypodinae и Telmatogetoninae). Са тако високим диверзитетом у Европи ова група одступа од устаљеног тренда повећања диверзитета од полова ка екватору, који је забележен код осталих представника заједнице макробескичмењака. На Балканском полуострву је, према литературним подацима, као и на основу података из Fauna Europaea (<http://www.faunaeur.org>), у Румунији забележено 403 врсте, у Мађарској 350 врста, у Бугарској 179, у Македонији 96, у Хрватској 75 и у Словенији 25. У лотичким екосистемима Србије до сада је регистровано 182 таксона из 6 потфамилија. Највећим бројем таксона одликује се потфамилија Orthoclaadiinae (87), следе Chironominae, са забележених 76 и Tanypodinae са 27 таксона. Са најмање таксона су присутне потфамилије Diamesinae (7), Prodiamesinae (3) и Podonomidae (1).

Прва истраживања фауне хирономида су током 70-их и 80-их година двадесетог века спроведена на рекама Велика Морава, Јужна Морава, Пек и Батлава, као и на акумулацијама Грошница и Међувршје (Janković, 1976, 1978, 1981, 1983, 1998). Као резултат овог истраживања, први пут је представљен квалитативни састав заједнице хирономида по сливовима, где је највећи број врста био забележен у сливу Јужне Мораве (60 регистрованих таксона). На сливу реке Пек је установљено присуство 47, у Великој Морави 35 и сливу реке Батлава 24 таксона. Након паузе од три деценије, у сливу Јужне Мораве је у поновљеној студији 2010. године, са гушћом мрежом локалитета, идентификовано 115 таксона (Milošević et al., 2012; Milošević et al., 2013; Milošević et al., 2014).

Поред тога што је у овом сливу покривен највећи опсег надморских висина, а самим тим и највећи диверзитет станишта, забележено богатство врста се мора узети у обзир са одређеном дозом опреза. С обзиром да је богатство врста у различитим регионима у високом степену повезано са различитом количином напора уложеног у описивању локалне фауне макроинвертебрата, веродостојност овог података о диверзитету је дискутабилна. На исти начин се може објаснити и низак диверзитет забележен на оним водотоковима где то није очекивано (Тимок, Тиса, Млава и Пек, Дрина и Колубара; табела 9, прилог 1). С друге стране дистрибуциони образац хирономида у низијским рекама је очекиван, са умереним вредностима богатства врста хирономида (табела 9, прилог 1).

Узимајући у обзир литературне податке, као и непубликовани материјал, тренутна листа хирономида у Србији се састоји од 182 таксона из 6 потфамилија (табела 9).

У овој студији је регистровано присуство 5 таксона нових за фауну хирономида Србије: *Brillia flavifrons* (Johannsen 1905), *Corynoneura* cf. *antennalis* sensu Schmid (1993), *Endochironomus dispar* (Meigen, 1830), *Micropsectra bidentata* Goetghebuer 1921, *Microtendipes pedellus* agg. sensu Moller Pillot (1984).

Фаунистичка истраживања макробескичмењака у Србији спроводила су се под различитим околностима (величина истраживане области, учесталост узорковања, ларве или егзувије пупа). С обзиром да је фамилија Chironomidae таксономски проблематична група, сталне промене у номенклатури, са једне стране, и временски дисконтинуитет у истраживању фауне хирономида у Србији, са друге стране, доводе у питање тачност приказане квалитативне структуре заједнице хирономида. То упућује на даља истраживања у погледу студија спроведених на неистраженим водотоковима, као и корекције и ревизије свих публикованих чек листа овог подручја.

5.2.23. Heteroptera

Глобални диверзитет водених Heteroptera процењује се на око 4.656 у оквиру 20 фамилија и 326 родова (Polhemus & Polhemus, 2008). На основу базе (www.freshwaterecology.info) у Европи су забележене 124 врсте из 13 фамилија и 30 родова. Фауна водених Heteroptera је недовољно проучена у Србији. Подаци су углавном фрагментисани и јављају се у фаунистичким радовима или у оквиру сложених хидробиолошких студија од стране појединих аутора (Simić, 1993; Marković et al., 1998, 1999; Živić et al., 2001a,b, 2002c, 2002d, 2002e, 2004; Živić, 2005), али посебна пажња није посвећена овој групи организама.

Према бази тренутни диверзитет ове групе у воденим екосистемима Србије представљен је са 30 таксона од којих су 22 идентификовани до нивоа врсте, а 8 до нивоа рода (табела 9, прилог 1).

Од стране аутора (Protić & Živić, 2007; Protić & Živić, 2012) у оквиру хидробиолошких истраживања Јужне Мораве идентификовано је 11 врста хетероптера које су класификоване у 7 фамилија, док је у реци Ситници забележено 12 врста. Овом приликом су утврђене нове врсте за фауну Србије: *Velia caprai* (Tamanini 1947) и *Velia affinis filippii* (Tamanini 1947). Налаз врсте *Aquarius najas* (De Geer, 1773) је у сливу

Јужне Мораве други налаз за Србију, јер је ова врста први пут регистрована на Ђердапу (Бољетинска река) (Protić, 1998).

5.2.24. Neuroptera и Megaloptera

До сада је описано близу 370 врста ларви Megaloptera које живе у води и 73 врста у оквиру 2 фамилије које припадају акватичним представницима Neuroptera (Cover & Resh, 2008). На основу базе (www.freshwaterecology.info) у Европи је констатовано 9 врста Neuroptera у оквиру 3 фамилије и 6 врста Megaloptera. У Србији су забележене по 2 врсте из обе ове групе инсеката (табела 9, прилог 1).

5.3. Стратегија конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу

Напори за развијање модела и стратегије конзервација акватичних макробескичмењака, с обзиром на њихову еколошку (ланци исхране, мониторинг, глобално загревање Tierno de Figueroa et al., 2010), али и економску улогу (користе се у исхрани, медицини, фармацији и сл), су потребни и оправдани.

Једна од главних тешкоћа конзервације ове групе организама је њихова бројност, затим више или мање специфичан животни циклус, мале димензије тела за већину таксона и сл. Са друге стране, јавља се и проблем економске оправданости конзервације, због великих трошкова са једне стране и слабог разумевања друштвених структура, посебно из економске сфере, са друге стране.

Осим ових потешкоћа, чињеница је и да су критеријуми за процену угрожености органских врста првобитно дизајнирани за процену ризика изумирања популације на глобалном нивоу и на тај начин често су се добијале нетачне процене када се примењују на регионалне популације (Gärdenfors, 1996). Значајан допринос у заштити врста на националном нивоу дати су у радовима Hilton-Taylor et al. (2000), Keller et al. (2005), Gärdenfors (2001) и Gärdenfors et al. (2001) где IUCN критеријумима из 1994. године додају и нове критеријуме који се више односе на класификацију угрожених врста на регионалном нивоу (IUCN 2001, вер. 3.1). Иако су нови критеријуми требали да буду применљиви за већину описаних врста, заступљеност акватичних бескичмењака на глобалним и регионалним листама је и даље веома мала, у односу на друге групе организама, пре свега кичмењаке и васкуларне биљке. Док су скоро све врсте сисара, птица и водоземаца процењене на основу критеријума IUCN, само 0.5 % артропода је процењено и то, пре свега, лептири (Lewis & Senior, 2011), вилини коњици (Clausnitzer et al., 2009) и слатководни ракови (Cumberlidge et al., 2009).

Овакво стање указује на пристрасност према крупнијим врстама, са једне стране због њихове способности да имају широк ареал распрострањења, а са друге због лакшег узорковања и праћења њихових популација. Дакле, садашња Црвена листа изоставља ситније организме у које спадају и акватични бескичмењаци. Ови организми често имају: специфичан животни циклус, специфичну динамику бројности популације, често мале и/или ограничене ареале, па је и праћење њихових популација отежано у поређењу са крупнијим организмима.

Поред бескичмењака и многи друге групе се суочавају са сличним потешкоћама, на пример мале зељасте биљке (Lozano et al., 2007), бриофите (Hallingbäck et al., 1998; Hallingbäck, 2007), као и гљиве и лишајеви који су такође занемарени.

Према, Cardoso et al. (2011) разлози за тешку примену критеријума IUCN, када су у питању бескичмењаци, су следећи: 1) већина врста је неописана, 2) дистрибуције описаних врста су непознате, 3) бројност врста и њихове промене у простору и времену су непознате и 4) екологија и осетљивост врста на промене станишта су такође непознате. Ова четири недостатка произилазе из чињенице да основно истраживање бескичмењака, а посебно у вези са њиховом таксономијом и историјом, је дефицитарно и недовољно (Cardoso et al., 2010). Овакви недостаци отежавају прикупљање довољно информација да се врсте сврстају у једну од категорија угрожености. Међутим, чак и ако се прикупи довољно информација садашњи критеријуми нису погодни за већину бескичмењака. Аутори Cardoso et al. (2011) сматрају да је потребно да се ревидирају и модификују постојећи критеријуми како би се повећала њихова ефикасност приликом примене на врстама бескичмењака.

Развијена стратегија конзервације акватичних макробескичмењака која је примењена у овом раду у многоме решава наведене тешкоће, како у научном тако и у економском смислу.

Целокупна структура стратегије уклапа се у широко примењен систем IUCN категоризације угрожености таксона, али представља и нове неопходне елементе за успешну примену овог система у конзервацији акватичних макробескичмењака на локалном нивоу.

Први и неопходан елемент стратегије, који је по трајању најдужи, је специјализована база података која прикупља публиковане историјске и садашње истраживачке податке о просторној и временској дистрибуцији таксона на једној географски или политички дефинисаној локалној територији (Bonada et al., 2006; Statzner et al., 2007).

База као примарна основа стратегије, најпре пружа преглед укупног броја таксона акватичних макробескичмењака на неком локалном подручју. За наше подручје истраживања укупан број до сада верификованих валидних таксона акватичних макробескичмењака износи 995 (што је далеко од коначног броја).

Примена система IUCN категоризације на оволиком броју таксона је тешка и често немогућа, не само због велике бројности већ и због огромне хетерогености података. Хетерогеност података је условљена са једне стране хетерогеношћу група, аутоекологијом појединачних таксона, животним циклусом, као и истраживачким напорима на неком подручју. Као резултат свега наведеног имамо за последицу неоправдано мали број врста акватичних макробескичмењака на глобалним, али и локалним Црвеним листама. У прилог овоме у овом истраживању, према подацима из базе, а на основу критеријума IUCN, без примењене стратегије могућа је процена за само 24 врсте макробескичмењака, што је 2.4 % од укупног броја врста констатованих у воденим екосистемима Србије.

У циљу превазилажења овог проблема, примењена стратегија предвиђа филтрирање базе, односно списка забележених таксона на основу одабраних популационо-еколошких критеријума у циљу препознавања и издвајања оних таксона који имају конзервациони значај и они се означавају као *локално значајне јединице конзервације* ЛЗЈК.

Критеријуми не фаворизују честе таксоне, већ оне који имају особине: опадајућих популација и ареала распрострањења, као и специјализоване и осетљиве таксоне. На овај начин знатно се редукује број таксона за које је потребно даље истраживање у циљу IUCN категоризације, већ се истраживање угрожености најпре врши за оне врсте које су издвојене у процесу филтрирања базе.

Стратегија даље предвиђа још већу селекцију, тако што преко модификованог модела ESHIPPO одређује ниво локалног ризика изумирања и приоритета конзервације ЛЗЈК таксона који су на основу IUCN критеријума одређени као угрожени, али и оних који су означени као DD. Еколошко оправдање за овај поступак је чињеница да локалне популације развијају специфичне адаптивне особине у односу на локалне услове станишта (Schnell et al., 2013). Са аспекта ризика од изумирања и приоритета конзервације, ова чињеница указује да таксони који имају исту категорију угрожености због специфичних еколошких фактора на локалном нивоу могу имати различит ризик од изумирања, а самим тим и приоритет конзервације (Simić et al., 2007, Klobučar et al., 2013).

У прилог овоме види се да врста *Protonemura meyeri*, иако припада категорији EN, има III приоритет конзервације на националном нивоу, за разлику од осталих врста из групе Plecoptera које припадају категоријама CR, EN, VU, па чак и оне које су врстане у DD имају II приоритет конзервације.

Код Ephemeroptera 19 врста које су означене као ЛЗЈК сврстане су у категорију DD, али је помоћу стратегије било могуће одредити ниво ризика од изумирања, као и њихов приоритет конзервације на локалном нивоу.

Осим за конзервацију специјског диверзитета, примењена стратегија има значаја и за очување екосистемског диверзитета. На основу стратегије одређена су сливна подручја која су центри диверзитета појединих група акватичних макробескичмењака, као и водена станишта слива Егејског мора као “hotspot” подручја ових животиња за Србију.

На овај начин у еколошком, али и у економском смислу, финални резултат стратегије је, пре свега, знатно смањење броја таксона којима је конзервација неопходна на неком локалном подручју, а самим тим и велика уштеда средстава коју локалне заједнице или државе треба да издвоје за ову намену.

6. Закључак

На основу целокупних резултата који су изнети у овом раду, могу се донети следећи закључци:

- База података под називом «Биодиверзитет акватичних екосистема Србије» BAES *Ex situ* омогућава преглед стања биодиверзитета акватичних екосистема Србије. Део базе доступан је глобалној мрежи на адреси <http://baes.pmf.kg.ac.rs>, чиме је омогућено праћење података о диверзитету врста, пре свега макробескичмењака, као и макроалги и риба у акватичним екосистемима Србије.
- База података BAES садржи податке двојаког порекла. Са једне стране налазе се библиографски подаци о налазима макробескичмењака у воденим екосистемима на подручју Србије, почевши од првог налаза из 1873. године, а са друге стране су подаци о налазима макробескичмењака прикупљени током 10-годишњих комплексних хидробиолошких истраживања.
- На основу података из базе припремљен је списак врста макробескичмењака забележених у воденим екосистемима Србије у периоду обухваћеном истраживањем (до 2012.). Списак тренутно чине 995 врста, које су сврстане у 23 животињске групе.
- Највећи диверзитет је забележен у групама Diptera и Trichoptera, затим следе Plecoptera, Ephemeroptera Oligochaeta и Odonata. Остале групе су забележене са мањим бројем таксона.
- На основу резултата истраживања одређени су центри диверзитета за поједине групе макробескичмењака. Центри диверзитета за групе Insecta, и то пре свега за групе Diptera, Trichoptera, Plecoptera и Ephemeroptera, су брдско-планинска подручја Србије, на којима се највећим делом налазе сливови Јужне и Западне Мораве. Са друге стране, раничарске реке Дунав и Сава представљају центре диверзитета следећих група акватичних макробескичмењака: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Amphipoda и Odonata.
- Од укупног броја таксона констатованих у водама Србије за само 4.3% таксона је без разрађене стратегије била могућа примена критеријума IUCN. Разлог овакве ситуације су управо критеријуми који су тешко примењиви за већину бескичмењака. Највише коришћен је критеријум Б, који се односи на ареал распрострањења и заузету површину. Ово истраживање потврђује недостатке у

примени IUCN критеријума на акватичне бескичмењаке, што је и многим студијама раније доказано.

- У овој студији дат је предлог стратегије конзервације акватичних макробескичмењака, који се надовезује на категорије IUCN, али омогућава и селективност врста које имају приоритет у заштити.
- Основу стратегије чине елементи чији је значај следећи:
 - база података указује на укупан диверзитет и просторну и временску динамику,
 - филтрирање базе на основу критеријума учесталости и еколошких специфичности таксона, при чему се издвајају таксони који су од локалног конзервационог значаја (*локално значајне јединице конзервације – ЛЗЈК*),
 - процена степена угрожености на основу глобалних и регионалних IUCN критеријума за таксоне са статусом ЛЗЈК и тестирање модификованог модела ESHIPPO у циљу одређивања ризика од изумирања и приоритета конзервације на локалном нивоу.
- Стратегија је примењена на врстама из групе инсеката Plecoptera и Ephemeroptera, као и на декаподним раковима из фамилије Astacidae.
- Применом приказане стратегије за 14 врста из групе Plecoptera и 10 врста из групе Ephemeroptera одређен је умерен ниво ризика од изумирања и II степен приоритета конзервације на националном нивоу. Према моделу ESHIPPO приоритет у конзервацији декаподних ракова има врста *Astacus astacus* у односу на врсту *Austropotamobius torrentium*. Велики број бодова по моделу указује на критичан ризик од изумирања и да врста племенитог речног рака има приоритет у очувању.
- Резултати стратегије указују да врсте са истим степеном угрожености могу имати различит ниво ризика од изумирања, а самим тим и приоритет конзервације на локалном нивоу. На пример, врста *Protonetura meyeri*, иако припада категорији EN према IUCN критеријумима, има III приоритет конзервације на националном нивоу према ESHIPPO моделу. С друге стране, остале врсте реда Plecoptera имају II приоритет конзервације према моделу ESHIPPO, а оцењене су као CR, EN, VU или DD према IUCN критеријумима. На пример, код Ephemeroptera 19 врста које су означене као ЛЗЈК су свртане у

категорију DD, али помоћу стратегије било је могуће одредити ниво ризика од изумирања, као и њихов приоритет конзервације на локалном нивоу.

- Стратегија омогућава да се посебном анализом елемената модела „ES“ и „HIPPO“ могу издвојити фактори на локалном нивоу који највише утичу на угроженост дате врсте, па се на основу тога могу предузети економски најрационалније мере, чиме се смањују трошкови конзервације. Стратегија зато, поред научног, има и економски значај.

7. Референце

- Adamović Ž (1949). La liste des Odonates du Muséum d'Histoire Naturelle du Pays Serbe. Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle du Pays Serbe, Ser. B 1-2: 75-293.
- Adamović Ž, Andjus Lj (1983). Odonata na području Obedske bare [Odonata in the area of Obedska Bara]. In Anonymous: Zaštita, uređivanje i unapređenje Obedske bare, Pokrajinski zavod za zaštitu prirode, Novi Sad, pp. 47-50.
- Adamović Ž, Andjus Lj, Mladenović A (1992). Cordulegaster heros Theischinger, 1979 in Serbia and Macedonia (Odonata: Cordulegastridae). *Opuscula Zoologica Fluminensia*, 101: 1-11.
- Adamović Ž (1993). Distribution of Odonata at Krupačko jezero, Serbia. Bulletin de l'Académie Serbe des Sciences et des Arts, Classe des Sciences mathématiques et naturelles 106 (34): 9-22.
- AQEM (2002). 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. Version 1.0, February 2002, 202 pp.
- Angelov A (2000). Mollusca (Gastropoda et Bivalvia) aquae dulcis. Catalogus faunae bulgaricae, 4. Sofia-Leiden, Pensoft & Backhuys Publishers BV, 57 pp.
- Arambašić M (1994). Composition and structure of mollusc fauna of the Yugoslav part of the Danube and saprobity estimation. In: Janković D, Jovičić M (eds.), The Danube in Yugoslavia: Contamination, protection and exploitation, Beograd: Institute for Biological Research Siniša Stanković, 124-130.
- Arndt W (1920). Untersuchungen an Bachtricliden: Ein Beitrag zur Kenntnis der Paludicolen Korsikas, Rumäniens und Sibiriens. 2 pp.
- Arsov G (1991). Taxonomic-bioecological analysis and altitude distribution on trichoptera larva fauna in the Zrnovska river. M.S.thesis. Faculty of Sciences, Skopje, 1-148.
- Atanacković A, Jakovčev-Todorović D, Simić V, Tubić B, Vasiljević B, Gačić Z, Paunović M (2011). Oligochaeta community of the main Serbian waterways. *Water Research and Management*, 1: 47-54.
- Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart SN (eds.) (2004). 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Baillie JEM, Collen B, Amin R, Akçakaya HR, Butchart SHM, Brummitt N, Meagher TR, Ram M, Hilton-Taylor C, Mace GM (2008). Toward monitoring global biodiversity. *Conservation Letters*, 1: 18-26.

- Balian EV, Segers H, Lévêque C, Martens K (2008). The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*, 595: 627–637.
- Вараћков Z (1973). Ekološka istraživanja faune dna Grošničke reke. PMF Kragujevac. Magistarska teza, 1-100.
- Barber-James HM, Gattolliat JL, Sartori M, Hubbard MD (2008). Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 339–350.
- Baselga A (2008). Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography*, 31: 263-271.
- Bauernfeind E (2003). The mayflies of Greece (Insecta: Ephemeroptera) - A provisional check list. In: Gaino E (ed.), *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*. Italy: The University of Perugia, pp. 99-107.
- Bauernfeind E, Soldán T (2012). The Mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo Books, Ollerup, pp. 781.
- Belfiore C (1983). Efemerotteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. C.N.R., Verona 24: 106 pp.
- Бешовски ВЛ (1994). Фауна на Българија, 23: Insecta, Odonata. Издателство на БАН. Софија, pp. 372.
- Bogan AE (2008). Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 139-147.
- Bonada N, Doledec S, Statzner B (2007) Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and Temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13: 1658-1671.
- Botosaneanu L, Malicky H (1978). Trichoptera. In: Illies J. (eds.) *Limnofauna Europea*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 333-359.
- Bott R (1950). Die Flusskrebse Europas (Decapoda, Astacidae). Proceedings of the Senckenberg Naturalist Society, 483: 1-36.
- Bott R (1972). Besiedlungsgeschichte und systematik der Astaciden West-Europas unter besonderer beruchksichtigung der schweiz. *Revue Suisse de Zoologie*, 79: 387-408.
- Brennan S, Withgott J (2005). Biodiversity and conservation biology. In: *Environment: The Science behind the stories*. Pearson, Bewamin Cumming. San Francisco.
- Brinkhurst RO, Jamieson BGM (1971). *Aquatic Oligochaeta of the World*. 1ed. University of Toronto Press, Toronto, pp. 860.

- Brinkhurst RO, Cook DG (1974). Aquatic earthworms. In: Hart Jr CW, Fuller SLH (eds.) *Pollution Ecology Freshwater Invertebrates*, academic press, New York, pp. 143-156.
- Brittain JE, Castella E, Knispel S, Lencioni V, Lods-Crozet B, Maiolini B, Milner AM, Saltveit SJ, Snook DL (2003).
- Ephemeroptera and Plecoptera communities in glacial rivers. In: Gaino (ed.), *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*, Italy, The University of Perugia, pp. 271-277.
- Buffagni A, Belfiore C, Erba S, Kemp JL, Cazzola M (2003). A review of Ephemeroptera species distribution in Italy: gains from recent studies and areas for future focus. In: Gaino E (ed.), *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*, Italy The University of Perugia, pp. 279-280.
- Caldara R, O'Brien CW (1995). Curculionidae: Aquatic weevils of China (Coleoptera). In: Jäch MA, Ji L (eds), *Water Beetles of China*. Wien I: 389-408.
- Cameron WA, Larson GL (1993). Limnology of a Caldera lake influenced by hydrothermal processes. *Archiv fur Hydrobiologie*, 128 (1): 13-38.
- Cardoso P, Arnedo MA, Triantis KA, Borges PAV (2010). Drivers of diversity in Macaronesian spiders and the role of species extinctions. *Journal of Biogeography*, 37: 1034-1046.
- Cardoso P, Borges PAV, Triantis KA, Ferrández MA, Martín JL (2011). Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation*, 144 (10): 2432-2440.
- Cataudella R, Puillandre N, Grandjean F (2006). Genetic analysis for conservation of *Austropotamobius italicus* populations in Marches Region (central Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381: 991-100.
- Clausnitzer V, Kalkman VJ, Ramc M, Collen B, Baillie JEM, Bedjanic M, Darwall WRT, Dijkstra KB, Dow R, Hawking J, Karube H, Malikova E, Paulson D, Schütte K, Suhling F, Villanuevam RJ, Ellenrieder N, Wilson K (2009). Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142: 1864–1869.
- Council of Europe (1979). ETS 104 - Convention on the Conservation of wildlife and natural habitats (Bern Convention).
- Cover MR, Resh VH (2008). Global diversity of dobsonflies, fishflies, and alderflies (Megaloptera; Insecta) and spongillafly, nevrorthids, and osmylids (Neuroptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 409-417.

- Crandall KA, Buhay JE (2008). Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae - Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 295–301.
- Csányi B (2002). Joint Danube Survey: Investigation of the Tisza River. International Commission for the Protection of the Danube River.
- Csányi B, Makovinská J and Paunović M (2005) The aquatic macroinvertebrate community of the River Danube between (1942-795 km). AquaTerra Report - Project no. 505428 (GOCE) – FP6 EC Project, pp. 47.
- Cumberlidge N, Yeo NgPKL, Magalhães DC, Campos JC, Alvarez MR, Naruse F, Daniels T, Esser SR, Attipoe LJ, Clotilde-Ba FYK, Darwall FL, McIvor W, Baillie A, Collen JEM, Ram B M (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*, 142: 1665–1673.
- Curtean-Banaduc A (2010). Mayfly (Insecta, Ephemeroptera) assemblages in the Iza river/Tisa watershed (Eastern Carpathians, Romania). *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 9: 141-148.
- Dauti E (1986). Distribucija vrsta Plecoptera na uzdužnom profilu rijeke Nerodimke. *Zbornik radova PMF, Priština*, 227-234.
- Dauti E, Ibrahim H, Gashi A, Grapci-Kotori L (2007). Spatial and temporal distribution of Plecoptera larvae in the Prishtina River (Kosova). *Entomologica Romanica*, 12: 223-225.
- Deharveng L, D’Haese CA, Bedos A (2008). Global diversity of springtails (Collembola; Hexapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 329–338.
- Derka T (2003). Súpis druhov vodných bezstavovcov (makrovertebrát) Slovenska-Ephemeroptera [Checklist of Slovak aquatic macroinvertebrates – Ephemeroptera]. In: Šporka F (ed.), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovak aquatic macroinvertebrates, checklist and catalogue of autecological notes, Bratislava, Slovenský hydrometeorologický ústav, pp. 33-37.
- Dolédec S, Stanzner B, Bournaud M (1999). Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42: 737-758.
- Dolédec S, Olivier JM, Stanzner B (2000). Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv für Hydrobiologie*, 148: 25–43.

- Dröscher I, Waringer J (2004). Abundance and distribution of freshwater sponges (Spongillidae) in Danube floodplain waters near Vienna, Austria. (http://www.oen-iad.org/conference/docs/6_invertebrates/droescher_waringer.pdf).
- Đikanović V, Jakovčev-Todorović D, Nikolić V, Paunović M, Cakić P (2008). Qualitative composition of communities of aquatic macroinvertebrates along the course of the Golijska Moravica River (West-Central Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 60 (1): 133-144.
- Đukić N (1975). Oligochaeta nekih stajaćih voda Vojvodine. *Zbornik za Prirodne Nauke Matice Srpske*, 48: 140-178.
- Đukić N (1982). Sastav faune Oligochaeta u nekim vodama Vojvodine u zavisnosti od ekoloških faktora. *Zbornik prirodnih nauka Matice Srpske*, 63: 107-141.
- Đukić N, Maletin S, Kilibarda P, Miljanović B, Jovanović S (1986). Fauna dna u nekim kanalima hidrosistema DTD i njen značaj za ribarstvo. *Godišnjak Jugoslovenskog Društva za Zaštitu Voda*, 138-143.
- Đukić N, Maletin S, Miljanović B, Marković Z (1992). Kvalitet vode i distribucija populacija Oligochaeta u reci Đetinji. *Godišnjak Jugoslovenskog Društva za Zaštitu Voda*, 152-155.
- Đukić N, Karaman S (1994). Qualitative and quantitative structure of the bottom fauna with a special reference to the Oligochaeta community. In: Janković D, Jovičić M (eds.), *The Danube in Yugoslavia – contamination, protection and exploitation* 119-123. Institute for Biological Research, Belgrade, “J. Černi” Institute for Development of Water Resources, Belgrade, commission of the Ec, Brussels.
- Đukić N, Miljanović B, Maletin S, Ivanc A, Zhenjun S (1996). Evaluation of Danube water quality in Yugoslavia according to Oligochaeta community. *Archiv für Hydrobiologie - Supplement*. 113 (10): 523–527
- Đukić N, Maletin S, Tepavčević D, Miljanović B, Ivanc A (1997). Correlation between Oligochaeta community, nutrient concentration in the river Danube. *Ekologija*, 32 (2): 31-36.
- Dunn RR (2005). Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology*, 19: 1030–1036.
- Dunn RR, Harris NC, Colwell RK, Koh LP, Sodhi NS (2009). The sixth mass coextinction: are most endangered species parasites and mutualists? *Proceedings of the Royal Society B*, 276: 3037–3045.

- Džukić G (1995). Diverzitet vodozemaca i gmizavaca Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja – U: Stevanović V, Vasić, V (eds.) Biodiverziteta Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja.- Biološki fakultet Univeziteta u Beogradu i Ecolibri, Beograd.
- Džukić G, Kalezić M (2004). Biodiversity of amphibians and reptiles in the Balkan peninsula. In: Griffiths IH, Krzštofek B, Reed JM (eds): Balkan Biodiversity, Pattern and Process in the European Hotspot, 167-192. Kluwer Academic Publisher.
- Edington JM, Hildrew AG (1995). A revised key to the caseless caddis larvae of the British isles (with notes on their ecology), Freshwater Biological Association, Scientific publication, 53, Ambleside, pp. 173.
- Elliott JM, Tullett PA (1984). The status of the medicinal leech *Hirudo medicinalis* in Europe and especially in the British Isles. *Biological Conservation*, 29: 15-26.
- Elliot JM, Humpesch UH, Macan TT (1988). Larvae of the British Ephemeroptera: A Key with Ecological Notes. FBA *Scientific Publication*, 49: 1-145.
- Elliott JM, Kutschera U (2011). Medicinal leeches: historical use, ecology, genetics and conservation. *Freshwater Reviews*, 4: 21-41.
- EU (2000). Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and fauna, Annex II: animal and plant species of community interest whose conservation requires the designation of special area of conservation; Annex IV: Animal and plant species of community interest in need for strict protection. Office for Official Publication of the European Communities, 1-19.
- Faller M, Hudina S, Klobučar G, Maguire I (2009). Spread of invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in Croatia: filling knowledge gaps and identifying confinement measures. In: Kozák P, Kouba A (eds.) Abstract Book, Future of Native Crayfish in Europe, Regional european crayfish Workshop, 7th-10th September 2009, Písek 17.
- Farkac J, Král D, Škorpík M (eds.) (2005). Cervený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 760.
- Ferrington LC JR. (2008). Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 447–455.
- Filipović D (1954). Ispitivanja živog sveta tekućih voda Srbije. i prilog poznavanju naselja planinskog potoka Katušnice (Zapadna Srbija). SANU Institut za ekologiju i biogeografiju 5: 1-12.

- Filipović D (1968). Limnološka karakteristika izvorskog regiona Lisinskog potoka na Kopaoniku. *Zbornik radova*, 24: 325-337.
- Filipović D (1969). Faunistički sastav izvorskog regiona Crnog Timoka i njegove karakteristike. III Kongres biologov Jugoslavije, Knjiga plenarnih referatov in pouzetkov. Ljubljana, 104.
- Filipović D (1975). Fauna Ephemeroptera SR Srbije. Zbornik radova o entomofauni SR Srbije, SANU, 1: 211-219.
- Filipović D (1976). Istorijat proučavanja Ephemeroptera (Insecta) u našoj zemlji i rezultati dosadašnjih ispitivanja u Srbiji. *Arhiv Bioloških Nauka*, 28: 95-101.
- Filipović D (1979). Biogeographical and faunistical notes on mayflies (Ephemeroptera) of SR Serbia. Proceedings of the 2nd International Conference on Ephemeroptera, pp. 211-219.
- Fochetti R (1994). Plecoptera. In: Minelli A, Ruffo S. La Posta S. (eds.), *Checklist delle specie della fauna italiana* Calderoni, Bologna 37, pp 1-6.
- Fochetti R, Tierno de Figueroa JM (2006). Notes on diversity and conservation of the European fauna of Plecoptera (Insecta). *Journal of Natural History*, 40: 41-43, 2361-2369.
- Fochetti R, Tierno de Figueroa JM (2008). Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 365–377.
- Frank C, Jungbluth J, Richnovszky A (1990). Die Mollusken der Donau vom Schwarzwald bis zum Schwarzen Meer (Eine monographische Darstellung). Budapest, pp. 1-142.
- Fratini S, Zaccara S, Barbaresi S, Grandjean F, Soutly- Grosset C, Crossa G, Gherardi F (2005). Phylogeography of the threatend crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity*, 94: 108-118.
- Füreder L, Machino Y (2002). A revised key of freshwater crayfish in Europe. *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck*, 89: 169-178.
- Gachet S, Véla E, Taton T (2005). BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. *Biodiversity and Conservation*, 14 (4): 1023-1034.
- Gaino E, Rebori M, Corallini C, Lancioni T (2003). The life-cycle of the sponge *Ephydatia fluviatilis* (L.) living on the reed *Phragmites australis* in an artificially regulated lake. *Hydrobiologia*, 495: 127–142.
- Gärdenfors U (1996). Application of IUCN Red List categories on a regional scale. In: Baillie J. Groombridge B (eds.), IUCN Red List of threatened animals. World Conservation Union, Gland, Switzerland, 63-66.

- Gärdenfors U (2001). Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 511-516.
- Gärdenfors U, Hilton-Taylor C, Mace GM, Rodriguez JP (2001). The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206-1212.
- Gaston KJ (1994). *Rarity*. Chapman and Hall, London.
- Gaston KJ (2003). *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University Press, Oxford.
- Gavrilović Lj, Dukić D (2002). *Reke Srbije*. Zavod za udžbenike i nastavna sredstva. Beograd, 208.
- Gentry AH (1988). Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 85: 156-159.
- Glasby JC, Timm T (2008). Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:107-115.
- Glöer P (2002). *Süßwassergastropoden Nord - und Mitteleuropas*. Conchbooks, Hackenheim, 327.
- Głowaciński Z, Makomaska-Juchiewicz M, Polczynska-Konior G (eds.) (2002). *Red List of Threatened Animals in Poland*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Graf DL (2013). Patterns of freshwater bivalve global diversity and the state of phylogenetic studies on the Unionoida, Sphaeriidae, and Cyrenidae. *American Malacological Bulletin*, 31: 135-153.
- Graf DL, Cummings KS (2010). Comments on the value of COI for family-level freshwater mussel systematics: a reply to Hoeh, Bogan, Heard & Chapman. *Malacologia*, 52(1): 191-197.
- Grandjean F, Gouin N, Frelon M, Soutly- Grosset C (1998). Genetic and morphological systematic studies on the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae). *Journal of Crustacean Biology*, 18 (3): 549-555.
- Grandjean F, Bouchon D, Soutly- Grosset C (2000). Systematics of the European endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae) with a reexamination of the status of *Austropotamobius berndhauseri*. *Journal of Crustacean Biology*, 22 (3): 677-681.
- Griffiths RW (1991). Environmental quality assessments of the St Clair River as reflected by the distribution of benthic macroinvertebrates in 1985. *Hydrobiologia*, 219: 143-164.

- Habdija I (1979). Larvae of Trichoptera as indicators of ecological conditions in benthos of karst waters. Proceedings, II congress of ecologists of Yugoslavia, Zadar, 1433–1446.
- Hallingbäck T (2007). Working with Swedish cryptogam conservation. *Biological Conservation*, 135: 334–340.
- Hallingbäck T, Hodgetts N, Raeymaekers G, Schumacker R, Sérgio C, Söderström L, Stewart N, Vana J (1998). Guidelines for application of the revised IUCN threat categories to bryophytes. *Lindbergia*, 23: 6–12.
- Hawkins BA, Field R, Cornell HV, Currie DJ, Guégan JF, Kaufmann DM, Kerr JT, Mittelbach GG, Oberdorf T, Porter EE, Turner JRG (2003). Energy, water and broad scale patterns of species richness. *Ecology*, 84: 3105–3117.
- Haybach A, Malzacher P (2003). Verzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Deutschlands. *Entomofauna Germanica*, 6: 33-46.
- Heino R, Paavola R, Virtanen R, Muotka T (2005). Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation*, 14: 415-428.
- Hellawell JM (1986). Biological Indicators of Freshwater pollution and Environmental Management. In: Meleanby K (ed.), Pollution Monitoring Series. Elsevier, Amsterdam, pp. 546.
- Hesse P (1923). Beiträge zur näheren Kenntnis der Familie Vithnidae. *Archiv für Molluskenkunde*, 55 (1–2): 1–25.
- Hilton-Taylor C, Mace GM, Capper RD, Collar JN, Stuart NS, Bibby JC, Pallock C, Thomson BJ (2000). Assessment mismatches must be sorted out: they leave species at risk. *Nature*, 404:541.
- Holdich DM (1992). Crayfish nomenclature and terminology: recommendations for uniformity. *Finnish Fisheries Research*, 14: 141-155.
- Holdich DM (2002). Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 367: 611-650.
- Hrabě S (1981). Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa. Acta Universitatis Carolinae – Biologica, Praha, pp. 167.
- Hubenov Z (ed.). (1998). Entomofaunistic diversity of the National Park Central Balkan. The Bulgarian Global Environment Facility Biodiversity project. The United States Agency for International Development, The Government of the Republic of Bulgaria, Associates in Rural Development, Inc. Project No. DHR -0039-C-00-5070-00, p.63.

- Hutchings PA, Ponder WF (1999). Criteria for assessing and conserving threatened invertebrates. Conference Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales. 297–315.
- Hynes NBN (1967). A Key to the Adults and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera), Scientific Publication 17, Ambleside, UK: Freshwater Biological Association.
- Ibrahimi H, Kučinić M, Gashi A, Grapci Kotori L (2012). The caddisfly fauna (Insecta, Trichoptera) of the rivers of the Black Sea basin in Kosovo with distributional data for some rare species. *Zookeys*, 182: 71–85.
- ICPDR WFD Roof Report (2004). The Danube River Basin. Part A – Basin-wide overview. International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR) in cooperation with the countries of the Danube River Basin District.
- Ikonomov P (1959). Ephemeroptera na Makedonija - sistematika i faunistika. Doktorska disertacija, Prirodno-matematički fakultet, Skoplje.
- Ikonomov P (1960). Die verbreitung der Ephemeroptera in Mazedonien. *Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium*, 3: 1-73.
- Ikonomov P (1962). Baetidae (Ephemeroptera) na Makedonija. Faculty Sciences Natural University Skopje, *Annales Biologii*, 1: 83-140.
- Ikonomov P (1986). Nov prilog kon poznavanieto na plekopterite (Insecta, Plecoptera) na Makedonija. *Fragmenta Balcanica Musei Macedonici Scientiarum Naturalium*, 13: 1-9.
- Illies J (1978). Limnofauna Europaea. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, pp. 532.
- IUCN (2001). IUCN Red List Categories and Criteria version3.1. <[http://www. redlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria](http://www.redlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria)>
- IUCN (2010). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <<http://www.iucnredlist.org>>
- IUCN (2012). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 17 October 2012.
- IUCN (2013). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. Available from <<http://www.iucnredlist.org>> (accessed 01 June 2013)
- Izveštaj o stanju životne sredine u Republici Srbiji za 2011. godinu (<http://www.sepa.gov.rs>).
- Jäch MA, Balke M (2008). Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 419–442.
- Jakovčev D (1983). Prilog poznavanju Oligohetne faune triju pritoka Južne Morave. Drugi simpozijum o fauni SR Srbije, Beograd. *Zbornik radova*, 47-50.

- Jakovčev D (1984). Die Oligochaeten in den benthos Gemeinshafen der Južna Morava in Bezug auf die Verschmutzungs Bedingungen. 24. Arbeitstagung der IAD, SIL, Szentendre/Ungarn, Wissenschaftliche curzreferate, pp. 155-198.
- Jakovčev D (1986). Prilog poznavanju Oligohetne faune u slivu Velikog Timoka. *Biosistematika*, 12 (1): 67-77.
- Jakovčev D (1989). Saprobiološka analiza reke Save na osnovu faune dna u okviru Beogradskog regiona. Zbornik radova na savetovanju "Rijeka Sava, zaštita i korišćenje voda", JAZU, 442-445.
- Jakovčev D, Marković Z (1989). Oligohetna fauna reke Đetinje. III Simpozijum o fauni SR Srbije, Beograd, Uvodni referati i rezimei, 24.
- Jakovčev D, Kalafatić V, Martinović-Vitanović V (1995). Diverzitet oligoheta (Oligochaeta) kopnenih voda Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. U: Stevanović V, Vasić V (eds.), Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Biološki fakultet i Ecolibri, Beograd.
- Jakovcev-Todorovic D, Djikanovic V, Milošević S, Cakic P (2006a). A new record of *Haplotaxis gordioides* (Hartmann, 1821) (Oligochaeta, Annelida) in the benthocenoses of a potamon-type river (Sava river, Serbian sector). *Archives of Biological Sciences*, 58 (4): 249-252.
- Jakovčev-Todorović D, Đikanović V, Milošević S, Cakić P (2006b). Discovery of Polychaete species *Manayunkia caspica* (Annenkova, 1929) in the Serbian sector of the Danube. *Archives of Biological Sciences* 58(4): 35-36.
- Janković M (1976). Ispitivanje naselja Chironomidae Peka posle zagađenja rudničkom jalovinom. *Archives of Biological Sciences*, 28 (3-4): 153-160.
- Janković M (1978). Fauna Chironomidae (Diptera, Nematocera) Jugoslovenskog dela Dunava i njegovog plavnog područja i karakteristike zajednica koje njihove larve obrazuju na različitim staništima. *Zbornik radova o entomofauni SR Srbije* 2, SANU, Beograd, 29-89.
- Janković M (1981). Sastav i struktura faune Chironomidae (Diptera) donjeg toka Save. *Glas CCCXXIX*, SANU, 48: 111-120.
- Janković M (1983). Proučavanje Chironomidae (Diptera) sliva Velikog Peka. *Zbornik radova o fauni SR Srbije*, 2, SANU, Beograd, 55-146.
- Janković M (1987). Stanje faune dna Velikog Timoka u uslovima datog zagađenja. *Glas CCCXLIX*, SANU, 51, 92-106.

- Janković M (1998). Fauna Chironomidae Velike Morave, *Zbornik radova o fauni SR Srbije*, 5, SANU, 106-139.
- Jennings S, Greenstreet SPR, Reynolds JD (1999). Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68 (3): 617–627.
- Jovanović B (1990). Prilog poznavanju faune Gastropoda (Mollusca) Deliblatske peščare. *Bulletin of Natural History Museum*, 45: 21-26.
- Jovanović B (1995). Vodeni puževi (Gastropoda, Mollusca) područja Bora. III naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine, Zborni radova "Naša ekološka istina", 337-341.
- Jović M (2002). Odonata fauna of the lake Trešnja and Karagača brook. Belgrade University, Faculty of Biology, Belgrade.
- Jović M, Andjus Lj (2003). *Epitheca bimaculata* (Charpentier) recorded from Serbia again (Odonata: Corduliidae). *Opuscula Zoologica Fluminensia*, 214: 1-7.
- Jović A, Paunović M, Stojanović B, Milošević S, Nikolić V (2006). Aquatic invertebrates of the Ribnica and Lepenica rivers: composition of the community and water quality. *Archives of Biological Sciences*, 58 (2): 115–119.
- Jović M, Santovac S, Andjus Lj (2008). *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) a new or an ex dragonfly species in Serbian fauna? *Bulletin of the Natural History Museum*, 1: 161-171.
- Jović M, Andjus Lj, Santovac S (2009). New data on some rare and poorly known Odonata species in Serbia. *Bulletin of the Natural History Museum* 2: 95-108.
- Kaćanski D (1976). A preliminary report of the Plecoptera fauna in Bosnia and Herzegovina (Yugoslavia). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 88: 419-422.
- Kalafatić V, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V (1999). The first record of *Haplotaxis gordioides* (Hartman, 1821) (Oligochaeta, Annelida) in the oligochaetous fauna of Serbia, Yugoslavia. Contribution to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean Region 1, 243-250.
- Kålås JA, Viken Å, og Bakken, T. (red.) (2006). Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway.
- Kalkman JK, Clausnitzer V, Dijkstra KDB, Orr AG, Paulson DR, Tol VJ (2008). Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 351–363.

- Karaman G (1995). Diverzitet Amphipoda (Crustacea) Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. In: Stevanović V, Vasić V (eds.), Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja, Biološki fakultet i Ekolibri, Beograd, pp. 319-328.
- Karaman G (2000). Amphipoda (Crustacea) in the caves of Serbia, Crna Gora (Montenegro). Zbornik radova Ekološka istina, VIII naučno-stručni skup o prirodni vrednostima i zaštiti prirodne sredine, 446-451.
- Karaman G (2002). Novi podaci o fauni Amphipoda istočne Srbije i drugih delova Balkana. Prilog poznavanju Amphipoda). X naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima izaštiti prirodne sredine, Zbornik radova „Ekološka istina“, 21-24.
- Karaman JB (2001a). Prilog poznavanju slatkovodnih puževa (Gastropoda, Mollusca) u jugoslovenskom delu Dunava. - Zbornik radova Ekološka istina, IX Naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti prirodne sredine, Donji Milanovac, 304-309.
- Karaman JB (2001b). Fauna Gastropoda (Mollusca) u plavnim zonama reke Tamiš. Naučni skup "Zasavica 2001", Zbornik radova, 196-200.
- Karaman JB, Živić I (2001). Fauna Gastropoda (Mollusca) nekih fruškogorskih potoka (Vojvodina, Srbija). Naučni skup "Zasavica 2001", Zbornik radova, 201-207.
- Karaman JB, Karaman G (2007). Catalogus of the freshwater snails (Mollusca, Gastropoda) of Serbia. Crnogorska Akademija Nauka i Umjetnosti, Glasnik Odjeljenja prirodnih nauka, 17: 167-222.
- Karaman JB (2012). Fauna of Gastropoda (Mollusca) in Fruška Gora mountain, Vojvodina (Serbia). *Natura Montenegrina*, Podgorica, 11 (1): 7-34.
- Karaman MS (1929). Die Potamobiiden Jugoslawiens. Glasnik Zemaljskog Muzeja, Sarajevo, 41: 147-150.
- Karaman MS (1961). Slatkovodni rakovi Jugoslavije: Publikacije Stručnog udruženja za unapređenje slatkovodnog ribarstva Jugoslavije, 3: 1-33.
- Karaman MS (1963). Studie der Astacidae (Crustacea, Decapoda) II. Teil. *Hydrobiologia*, 22: 111-132.
- Kaufman DM, Willig MR (1998). Latitudinal patterns of mammalian species richness in the New World: the effects of sampling method and faunal group. *Journal of Biogeography*, 25: 795-805.
- Keller V, Zbinden N, Schmid H, Volet B (2005). A case study in applying the IUCN "regional guidelines" for national red lists. *Conservation Biology*, 19: 1827-1834.

- Klapalek F (1898). Zapravao neuropteran chapseudo neuropterach sbironych u Bosne a Hercegovine. *Vestnik Ceske Akad Cisare Frantiska Josefa*, 7: 126-134.
- Klapalek F (1906). Prispck ke znalosti fauny Neuropteroid Chmvatska, Slavonska izemisousednich. *Vestnik Ceske Akad Cisare Frantiska Josefa*, 15: 1-8.
- Koh L, Dunn RR, Sodhi NS, Colwell RK, Proctor HC, Smith VS (2004). Species coextinctions and the biodiversity crisis. *Science*, 305: 1632–1634.
- Kohaut R (1896). A Magyarorszagi szitakötö-felek Termeszetrája (Libellulidae auct. Odonata Fabr.). *Societas Scientiarum Naturalium Hungarica*, Budapest, pp. 76.
- Komarek J (1919). Ueber höhlenbewohnende Tricladen du balkanischen Karste. *Archives of Hydrobiologia*, 12: 822-828.
- Konta S (1997). Analiza uticaja ekoloških faktora na makrozoobentos Lomničke reke. Magistarska teza, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Srbija.
- Kovács T, Bauernfeind E (2003). Checklist of the Hungarian mayfly fauna (Ephemeroptera). *Folia Entomologica Hungarica*, 64: 69-84.
- Kozłowski G (2008). Is the global conservation status assessment of a threatened taxon a utopia? *Biodiversity and Conservation*, 17: 445–448.
- Kryštufek B (2004). A quantitative assessment of Balkan mammal diversity. In: Griffiths IH, Krzštofek B, Reed JM (eds.), *Balkan Biodiversity, Pattern and Process in the European Hotspot*, Kluwer Academic Publisher, 79-133.
- Kumanski KP (1985). Trichoptera, Annulipalpia. *Fauna na Balgaria*, 15: 1-244.
- Kumanski KP (1988). Trichoptera, Integripalpia. *Fauna na Balgaria*, 19: 1-354.
- Kutuzović DH, Kutuzović BH (2013). Checklist of the earthworm fauna of Croatia (Oligochaeta: Lumbricidae). *Zootaxa*, 3710 (1): 1-30.
- Lake PS (1980). Conservation. In: Williams WD (ed.), *An ecological basis for water resources management*. Australian National University Press: Canberra.
- Lamoreux J, Akçakaya HR, Bennun L, Collar NJ, Boitani L, Bräutigam A, Brooks TM, Fonseca GAB, Mittermeier RA (2003). Value of the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 214–215.
- Largiadèr CR, Herger F, Lörtscher M, Scholl A (2000). Assessment of natural and artificial propagation of the white-clawed crayfish (*Austroptamobius pallipes* species complex) in the Alpine region with nuclear and mitochondrial markers. *Molecular Ecology*, 9: 25-37.

- Lei FM, Qu YH, Tang QQ, An SC (2003). Priorities for the conservation of avian biodiversity in China based on the distribution patterns of endemic bird genera. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2487-2501.
- Lévêque C, Balian EV, Martens K (2005). An assessment of animal species diversity in continental water systems. *Hydrobiologia*, 542: 39–67.
- Lewis, O.T., Senior, M.J.M. (2011). Assessing conservation status and trends for the world's butterflies: the Sampled Red List Index approach. *Journal of Insect Conservation*, 15: 121–128.
- Lisický M J (1991). Mollusca Slovenska (Mollusca of Slovakia). Veda, Bratislava, 344.
- Lock K, Geothalm PLM (2011). Distribution and ecology of the mayflies (Ephemeroptera) of Flanders (Belgium). *Annales de Limnologie/International Journal of Limnology*, 47: 159-165.
- Lozano FD Saiz JCM, Ollero HS, Scharz MW (2007). Effects of dynamic taxonomy on rare species and conservation listing: insights from the Iberian vascular flora. *Biodiversity and Conservation*, 16: 4039–4050.
- Ložek V (1956). Klič československých měkkyšů. Vydavatelstvo Slovenskej akademie vied, Bratislava, pp. 435.
- Macan TT, Douglas Cooper R (1994). A Key to the British Fresh - and Brackishwater Gastropods with notes on their ecology. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 13, Reprinted fourth edition, Ambleside, pp. 46.
- Mace GM, Lande R (1999). Assessing Extinction Threats: Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology*, 5 (2): 148-157.
- Mace GM, Collar NJ, Gaston KJ, Hilton-Taylor C, Akçakaya HR, LeaderWilliams N, Milner-Gulland EJ, Stuart SN (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22: 1424-1442.
- Maguire I, Klobucar G (2003). Appearance of *Orconectes limosus* in Croatia. *Crayfish News*, 25 (3):7.
- Maguire I, Gottstein-Matočec S (2004). The distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia. *Crustaceana*, 77 (1): 25-47.
- Manconi R, Pronzato R (2008). Global diversity of sponges (Porifera: Spongillina) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 27–33.
- Mann K H, Watson EV (1964). A Key to the British Freshwater Leeches. Freshwater Biological Association Scientific Publication, 14, Second edition, Ambleside, pp. 50.

- Marinković-Gospodnetić M (1975). Fauna Trichoptera SR Srbije. *Zbornik radova o entomofauni SR Srbije*, 1: 219–236.
- Marinković-Gospodnetić M (1978). Some characteristics of the Yugoslavia fauna of Trichoptera. Proc. of the 2nd Int. Symp. on Trichoptera. Junk, the Hague, 3540.
- Marinković-Gospodnetić M (1980). Fauna Trichoptera SR Srbije. SANU, Odeljenje prirodnih nauka. *Zbornik radova o fauni SR Srbije*, 1: 71-84.
- Marković Z, Janković M (1989). Fauna Ephemeroptera reke Djetinje. III Simpozijum o fauni SR Srbije. Uvodni referati i rezimea, 29.
- Marković Z (1995). Reka Đetinja. Makrozoobentos u oceni kvaliteta vode. Ministarstvo za zaštitu životne sredine Republike Srbije, Beograd, 117.
- Marković Z, Miljanović B (1995). Macrozoobenthos of the Kriveljska Reka river. Book of abstracts “Naša ekološka istina”, 221–225.
- Marković Z, Mitrović-Tutundžić V (1997). Fauna Ephemeroptera izvorišta Dubašnice, Naša Ekološka istina, V Naučno stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine. *Zbornik radova*, pp. 294-298.
- Marković Z (1998). Izvori brdsko-planinskih područja Srbije, ekološka studija makrozoobentosa. Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, 318.
- Marković Z, Miljanović B, Mitrović-Tutundžić V (1998). Makrozoobentos kao pokazatelj kvaliteta vode reke Jablanice. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda. *Zbornik radova*, 369-372.
- Marković Z, Miljanović B, Mitrović -Tutundžić V (1999). Macrozoobenthos as an indicator of the Kolubara Reka river water quality. Annual proceedings of the Yugoslav society for water protection, 261–266.
- Marković Z, Živić I (2002). Fauna of Ephemeroptera in the running waters of West Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 54: 117-124.
- Martin P, Ansemil EM, Pinder P, Timm T, Wetzel MJ (2008). Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 117–127.
- Martín-López B, González JA, Montes C (2011). The pitfall-trap of species conservation priority setting. *Biodiversity and Conservation*, 20: 663–682.
- Martinović-Vitanović V, Kalafatić V, Jakovčev D, Paunović M, Martinović MJ (1998). The Veternica river – composition and structure of biocenosis, saprobiological status and quality of water. *Ecologica* 5: 22–28.

- Marziali L, Lencioni V, Rossaro B (2010). Chironomids (Diptera: Chironomidae) from 108 Italian Alpine springs. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 30: 1467–1470.
- Matonićkin I, Pavletić Z, Zunjić K, Habdija I (1975). Ecosystem of the Piva river and biological valorization of its waters. Archives of Republ. Institute for Natural Protection – Museum of Natural Protection Titograd, 8: 61–79.
- Matonićkin I (1959). Trihopter fauna and its relation to the speed of water in sedge pools and their rapids. *Biological archives*, 12: 3–4, 97–104.
- McCall PL, Soster FM (1990). Benthos responds to disturbance and Western Lake Erie: Regional faunal surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1996–2009.
- McNeely JA, Miller KR, Reid WV, Mittermeier RA, Werner TB (1990). Conserving the World's Biological Diversity. IUCN, World Resources Institute, Conservation International, WWF-US and the World Bank: Washington, DC.
- Merritt RW, Cummins KW (1996). An Introduction to the aquatic Insects of North America. Dubuque, Iowa: Kendall-Hunt.
- Metcalf JL (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.
- Michaelis FB (1986). Conservation of Australian aquatic fauna. In: De Deckker P, Williams WD (eds.), *Limnology in Australia*. CSIRO Dr W. Junk Publishers: Melbourne, Australia Dordrecht, The Netherlands, pp. 600-613.
- Mikuska J, Gec D (1970). Prilog proučavanju Faune Pijavica (Hirudinea) plavnog područja Rijeke Dunava u Baranji. *Ekologija*, 5: 225-233.
- Miljanović B, Đukić N (1989). Fauna Oligochaeta kao indikator kvaliteta vode reke Tamiš. *Zbornik Matice Srpske za prirodne nauke*, 77: 167-179.
- Miljanović B (2001). Makrozoobentos reka Kolubare, Obnice i Jablanice. Biblioteka Academia, Beograd, pp. 80.
- Miljanović B, Maletin S, Đukić N, Marković Z, Teodorović I, Ivanc A, Živić N (2001). Biodiverzitet hodrobionata sliva reke Šumanke. IX naučni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine "Ekološka istina", Donji Milanovac. *Zbornik radova*, pp. 320-324.

- Miljanović B, Jurca T, Novaković A (2003). Analiza faune dna. Nautičko ekološko istraživanje "Tisa 2002". I.K. "Tiski cvet", urednik Milan Knežev, NoviSad, pp 42-51.
- Miljanović B, Živić N, Đukić N, Stešević D, Miljanović M (2004). Macrozoobentos of Borac reservoir, the River Vrbas and its tributaries. 35 Conference IAD, Novi Sad, Serbia and Montenegro, Limnological reports, 35, pp. 331-388.
- Miljanović B, Cvejić V, Živić N, Puzić G (2005). Procena kvaliteta vode Čerevičkog potoka na osnovu Makrozoobentosa. Zaštita životne sredine gradova i prigradskih naselja, "Eko-konferencija 2005", Novi Sad, pp 147 – 153.
- Miljanović B (2006). Biodiverzitet akvatičnih Oligochaeta, njihova distribucija i određivanje ekoregiona u AP Vojvodini. Univerzitet u Novom sadu. Prirodo-matematički fakultet. Doktorska disertacija, 1-185.
- Miller RM, Rodríguez JP, Aniskowicz-Fowler T, Bambaradeniya C (2006). Extinction risk and conservation priorities. *Science*, 313: 441.
- Miller RM, Rodríguez JP, Aniskowicz-Fowler T, Bambaradeniya C (2007). National threatened species listing based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21: 684–696.
- 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 (1): 69-82.
- Milošević Dj (2013). Larve familije Chironomidae (Diptera, Insecta) sliva Južne Morave i njihova primena u proceni ekološkog statusa tekućih vodenih ekosistema. Doktorska disertacija. Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, 1-131.
- Milošević Dj, Simić V, Stojković M, Čerba D, Mancev 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 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 (1): 35-50.
- Mittermeier RA, Robles-Gil P, Hoffmann M, Pilgrim JD, Brooks TB, Mittermeier CG, Lamoreaux JL, Fonseca GAB (2004). Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, Mexico City, Mexico.
- Moor FC, Ivanov VD (2008). Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 393–407.

- Morse JC (ed.) 2014. Trichoptera World Checklist.
<http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm>
- Mosely ME, Kimmins DE (1953). The Trichoptera (caddisflies) of Australia and New Zealand. British Museum Natural History. London.
- Mouthon J (1996). Molluscs and biodegradable pollution in rivers: proposal for a scale of sensitivity of species. *Hydrobiologia*, 317: 221-229
- Mrázek A (1904). Ergebnisse einer von Dr. Al. Mrázek im J. 1902 nach Montenegro unternommenen Sammelreise. *Věstník královské České Společnosti Náuk, Třída mathematicko-přírodovědecká*, for 1903 (15).
- Murányi D (2008). The Stonefly (Plecoptera) fauna of Montenegro. ISEM3 – 3rd International Symposium of Ecologists of Montenegro, Herceg Novi, 7-10 October 2008.
- New TR (1984). Insect conservation - an Australian perspective. Dr W. Junk Publishers: Dordrecht, The Netherlands.
- New TR, Sands DPA (2003). The listing and de-listing of invertebrate species for conservation in Australia. *Journal of Insect Conservation*, 7: 199–205.
- Nilsson A (1997). Aquatic Insects of North Europe. A taxonomic Handbook Vol. 2. Apollo Books, Steenstrup, pp. 440.
- Oláh J (2010). New species and new records of Palaearctic Trichoptera in the material of the Hungarial Natural History Museum. *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 102: 65–117.
- Olias M, Weihrauch F, Bedjanič M, Hacet N, Marinov M, Šalamun A (2007). *Lestes parvidens* and *L. viridis* in southeastern Europe: a chorological analysis (Odonata: Lestidae). *Libellula*, 26 (3/4): 243-272.
- OTA 1987. Technologies to Maintain Biological Diversity.- Washington, D. C.: Office of Technology Assesment, U. S. Congress, OTA-F-330 U. S. Government Printing Office.
- Palmer MA (1992). Incorporating lotic meiofauna into our understanding of faunal transport processes. *Limnology and Oceanography*, 37 (2): 329-341.
- Paunović M, Kalafatić V, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V (1997). Periphyton and Benthos of the Vlasina River. 32. Konferenz der IAD, SIL, Wien, Wissenschaftliche Referate, 193-198.
- Paunović M, Kalafatić V, Martinović JM, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V (1999). Reka Vlasina - kvalitet vode, procena ugroženosti i zaštita. Zbornik radova, 28. Konferencija o aktuelnim problemima zaštite voda "Zaštita voda 1999", 37-46.

- Paunović M (2001). Prostorna i vremenska dinamika makrozoobentosa reke Vlasine. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu. Magistarska teza, 1-200.
- Paunović M, Kalafatić V, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V (2003). Oligochaetes (Annelida, Oligochaeta) of the Vlasina River (South-East Serbia): diversity and distribution. *Biologia*, 58: 903-911.
- Paunović M (2004). Qualitative composition of the macroinvertebrate communities in the Serbian sector of the Sava River. In: Proceedings of the 35th IAD Conference, Limnological reports, 35: 349-354.
- Paunović M, Cakić P, Hegedis A, Kolarević J (2004). A report of *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards, 1854) [Crustacea: Brachyura: Grapsidae] from the Serbian part of the Danube River. *Hydrobiologia*, 529: 275-277.
- Paunović M, Simić V, Cvijan M, Simonović P, Milutinović B, Knežević S, Stojanović B, Veljković A (2005a). Tipologija i definisanje referentnih uslova za tekuće vode Srbije. Studija. Ministarstvo nauke i zaštite životne sredine Republike Srbije, Uprava za zaštitu životne sredine i Institut za biološka istraživanja "Siniša Stanković", Beograd.
- Paunović M, Simić V, Jakovčev-Todorović D, Stojanović B (2005c). Results on macroinvertebrate community investigation in the Danube River in the sector upstream the Iron Gate (1083-1071 km). *Archive of Biological Sciences*, 57 (1): 57-63.
- Paunović M, Simić V, Simonović P, Cvijan M, Subakov G, Simić S, Stojanović B, Petrović A, Gačić Z (2005b). Biološki elementi u procesu primene Direktive o vodama EU za područje Srbije. Institut za biološka istraživanja "Siniša Stanković", Beograd, pp. 254.
- Paunović M, Jakovčev-Todorović D, Simić V, Stojanović B, Veljković A (2006a). Species composition, spatial distribution and temporal occurrence of mayflies (Ephemeroptera) in the Vlasina river (southeast Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 58: 37-43.
- Paunović M, Jakovčev-Todorović D, Simić V, Stojanović B, Petrović A (2006b). Trophic relations between macroinvertebrates in the Vlasina river (Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 58: 105-114.
- Paunović M (2007). Struktura zajednica makroinvertebrata kao indikator tipova tekućih voda Srbije. Doktorska disertacija. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, pp. 134.
- Paunović M, Jakovčev-Todorović D, Simić V, Stojanović B, Cakić P (2007). Macroinvertebrates along the Serbian section of the Danube River (stream km 1429-925). *Biologia*, Bratislava 62 (2): 1-9.

- Paunović M, Borković S, Pavlović S, Saičić Z, Cakić P (2008). Results of the 2006 Sava survey – aquatic macroinvertebrates. *Archives of Biological Sciences*, 60 (2): 265-271.
- Paunović M, Tomović J, Kovačević S, Zorić Žganec K, Simić V, Atanacković A, Marković V, Kračun M, Hudina S, Lajtner J, Gottstein S, Lucić A (2012b). Macroinvertebrates of the Natural Substrate of the Sava River – Preliminary Results. *Water Research and Management*, 2 (4): 33-39.
- Paunović M, Csányi B, Simić V, Đikanović V, Petrović A, Miljanović B, Atanacković A (2010). Struktura zajednice vodenih makrobescičmenjaka reke Dunav i njenih pritoka kroz Srbiju. In: Simonović P, Simić V, Paunović M, Simić S (eds.), The Danube in Serbia Dunav kroz Srbiju. JDS I, 183-205.
- Paunović M, Tubić B, Kračun M, Marković V, Simić V, Zorić K, Atanacković A (2012a). Ecoregions delineation for the territory of Serbia. *Water Research and Management*, 2: 65-74.
- Pavlova M, Ihtimanska M, Dedov I, Biserkov V, Uzunov Y, Pehlivanov L (2013). New Localities of *Theodoxus transversalis* (C. Pfeiffer, 1828) within European Natura 2000 Network on the Islands of the Lower Danube River. *Acta Zoologica Bulgarica*, 65 (1): 121-123.
- Pavlović S, Milošević S, Borković S, Simić V, Paunović M, Žikić R, Saičić Z (2006). A report of *Orconectes (faxonius) limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Astacidea: Cambaridae: Orconectes: Subgenus faxonius] in the Serbian part of the river Danube. *Biotechnology and Biotechnological Equipment*, 20 (1): 53.
- Pescador ML, Rasmussen AK, Harris SC (1995). Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida. State of Florida, Department of Environmental Protection, Division of Water Facilities, Tallahassee, pp. 132.
- Pešić S (2000). Weevils (Coleoptera: Curculionoidea) of the lakes of Kragujevac (first communication). *Acta entomologica Serbica*, 5 (1/2): 13-28.
- Pešić S (2004). Weevils fauna (Coleoptera: Curculionoidea) of Gruža Reservoir (Central Serbia). *Kragujevac Journal of Science*, 26: 115-130.
- Pešić S (2006). Eutrophication and aquatic weevils (Coleoptera, Curculionidae). *Kragujevac Journal of Science*, 28, 129-138.
- Pešić S (2012). Aquatic weevil (Coleoptera: Curculionoidea) assembly response to the different ecological conditions in artificial lakes in central Serbia. *Archives of Biological Sciences* 64 (4): 1523-1531.

- Petrović A, Simić V, Paunović M, Stojanović B (2006). A new records of *Epeorus yougoslavicus* (Šamal, 1935) [Ephemeroptera] in Serbia and Montenegro. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 20 (2): 67-71.
- Petrović A, Rajković M, Simić S, Maguire I, Simić V (2013). Importance of genetic characteristics in the conservation and management of crayfish in Serbia and Montenegro. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 19 (5): 1095-1106.
- Petrović A, Milosević Dj, Paunović M, Simić S, Djorđević 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.
- Pfleger V (2000). A field guide in colour to Molluscs. Silverdale Books. Prague, pp. 216.
- Pil N, Timotić D, Dobretić V (2009). Monitoring of the Tisza mayflower (*Palingenula longicauda* Olivier, 1791) in Serbia. *Protection of Nature*, 60: 245-252.
- Pillot HKMM (2009). Chironomidae Larvae of the Netherlands, adjacent lowlands: biology, ecology of the chironomini. KNNV Publishing, Zeist, pp. 144.
- Plante C, Downing JA (1989). Production of freshwater invertebrate pollution in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1489–1498.
- Pljakić MA (1952). Prilog poznavanju rasprostranjenja *Gammarus* (*Rivulogammarus*) *pulex* u Srbiji. *Archives of Biological Sciences*, 4 (1-2): 81-88.
- Pljakić MA (1962). Prilog poznavanju strukture mešovutih populacija Amphipoda *Gammaru* (*R.*) *balcanicus* i *Gammarus* (*R.*) *pulex fossarum*. *Archives of Biological Sciences*, 14 (1-2): 51-59.
- Poinar GJR (2008). Global diversity of hairworms (Nematomorpha: Gordiaceae) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 79–83.
- Polhemus JT, Polhemus DA (2008). Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 379–391.
- Pongracz S (1944). Faunistische und ökologische Beobachtungen an der Orthopteren - und Odonaten. – Welt des Drauwinkel Albertina Veröffentlichungen aus der Erzherzog Albrecht Biologischen Station des Ungarischen National - museums: 123-134.
- Popijač A, Sivec I (2008). Obalčari (Plecoptera) u entomološkoj zbirci Franje Koščeca u Varaždinu. - In: Vargović E, Bregović A (eds.): Zbornik radova sa znanstvenog skupa „Franjo Koščec i njegovo djelo 1882-1968“. Varaždin, Zagreb, pp. 243-253.

- Popijač A, Sivec I (2009a). Diversity and distribution of stoneflies in the area of Plitvice Lakes National Park and along the Mediterranean river Cetina (Croatia). *Aquatic Insects*, 31: 731-742.
- Popijač A, Sivec I (2009b). First records of the alpine stonefly species *Protonemura julia*, Nicolai, 1983 (Insecta, Plecoptera) in Croatia. *Natura Croatica*, 18: 83-89.
- Popijač A, Sivec I (2009c). Stoneflies (Insecta, Plecoptera) from museum collections in Croatia. *Natura Croatica*, 18: 243-254.
- Popijač A, Sivec I (2010). The stonefly fauna (Insecta: Plecoptera) of the Mediterranean river Cetina, Croatia. *Entomologia Croatica*, 14: 103-120.
- Popijač A, Sivec I (2011). Stonefly (Plecoptera) fauna in the lower reach of the Una river in Croatia. *Entomologia Croatica*, 15: 131-143.
- Porter ML, Meland K, Price W (2008). Global diversity of mysids (Crustacea-Mysida) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 213–218.
- Protić LJ (1998). Catalogue of the Heteroptera fauna of Yugoslav countries. Part one. Prirodnjački muzej u Beogradu, Posebna Izdanja, 38: 1–215.
- Protić LJ, Živić I (2007). New data on water bugs (Heteroptera) in Serbia. *Acta entomologica Serbica*, 12 (2): 17-26.
- Protić LJ, Živić N (2012). Water bugs (Heteroptera) in the catchment area of river Sitnica (Serbia). *Acta Entomologica Serbica*, 17 (1/2): 29-37.
- Pujin V, Stanojević M, Đukić N (1983). Die Oligochätenfauna der Donau und einiger Nebeflüsse in Jugoslawien. *Hidrobiologia*, 17: 411-414.
- Radoman P (1976). Speciation within the family Bythinellidae on the Balkans and Asia Minor. *Zeitschr. zool. Syst. Evolutionsforsch.* 14: 130–152.
- Radoman P (1983). Hydrobioidea a superfamily of Prosobranchia (Gastropoda). I. Systematics. Monographs Serbian Academy of Sciences and Arts, DXLVII, Department Sciences 57: 1–256.
- Radovanović M (1931). Rezultati ispitivanja balkanskih Trioptera. *Glasnik Jugoslovenskog entomološkog društva*, 1-2, 159–192.
- Radovanović M (1935). Trioptera Jugoslavije. *Glasnik Zemaljskog muzeja u Bosni i Hercegovini u Sarajevu*, XLVII, 73–84.
- Radovanović M (1953). Prilog poznavanju Trichoptera Balkanskog poluostrva, prvenstveno u pećinama i planinskim jezerima. *Glas SANCCX*, 7, 11–38

- Radović I, Mesaroš G, Pavićević D, Mihajlović Lj, Protić Lj, Četković A (1995). Diverzitet entomofaune (Insecta) Jugoslavije, sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. U: Stevanović V, Vasić V (eds.). Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Faculty of Biology and Ecolibri, Belgrade, pp. 371-424.
- Rajković M, Petrović A, Maguire I, Simić V, Simić S, Paunović M (2012). Discovery of a new population of the species complex of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes/italicus* (Decapoda, Astacidae) in Montenegro, range extension, endangerment and conservation. *Crustaceana*, 85: 333-347.
- Rassi P, Alanen A, Kanerva T, Mannerkoski I (eds.). (2001). The Red List of Finnish Species. Ministry of the Environment & Finnish Environment Institute, Helsinki, pp. 432.
- Raušer J (1980). Rád Pošvatky – Plecoptera.- In: Rozkošný R (ed.). Klič vodnich larev hmyzu. Československá Akademie Věd, Praha, pp. 86-132.
- Real M, Prat N, Riera JL (1993). Abundance and distribution of profundal zoobentos in Spanish Reservoirs - Differences between 1973/75 and 1987/88 surveys. *Water Science and Technology*, 28: 45-53.
- Régnier C, Fontaine B, Bouchet P (2009). Not knowing, not recording, not listing: numerous unnoticed mollusk extinctions. *Conservation Biology*, 23: 1214-1221.
- Roberts RL, Donald PF, Fisher IJ (2005). Worldbirds: developing a web-based data collection system for the global monitoring of bird distribution and abundance. *Biodiversity and Conservation*, 14: 2807-2820.
- Rodrigues ASL, Pilgrim JD, Lamoreux JF, Hoffmann M, Brooks TM (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 71-76.
- Rosenberg DM, Resh VH (1993). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Champen and Hall, 488 pp, New York.
- Rosso A, Lafont M, Exinger A (1994). Impact of heavy-metals on benthic Oligochaete communities in the River Ill andlts tributaries. *Water Science and Technology*, 29 (3): 241-248.
- Ruginis T (2006). The checklist of mayflies (Insecta: Ephemeroptera) of Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 16 (1): 1392-1657.
- Samways MJ (1993). Dragonflies (Odonata) in taxic overlays and biodiversity conservation. In: Perspectives on insect conservation (Ed. KJ Gaston). pp. 111-123. Intercept Limited: Great Britain.

- Samways MJ (1994). *Insect Conservation Biology*. Chapman & Hall: London.
- Santovac S (2002). The contribution towards the better knowledge of the fauna of Odonata (Insecta) from Divčibare. *Glasnik muzeja Banata* 11-12: 233-237.
- Santovac S, Jović M, Andus Lj (2005). *Sympetrum depressiusculum* (Sélys, 1841) new species in the Odonata fauna of Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 57 (3): 15-16.
- Santovac S (2007). Fauna Odonata (Insecta) Vojvodine. – Magistarska teza, Prirodno-matematički fakultet Univerziteta u Novom Sadu, pp. 166.
- Santucci F, Iaconelli M, Andreani P, Cianchi R, Nascetti G, Bullini L (1997). Allozyme diversity of European freshwater crayfish of the genus *Austropotamobius*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 347: 663-676.
- Saunders DL, Meeuwig JJ, Vincent ACJ (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16: 30-41.
- Savić A, Randelović V, Branković S, Krpo-Ćetković J (2011). Mayfly (Insecta: Ephemeroptera) community structure as an indicator of the ecological status of the Nišava river (Central Balkan Peninsula). *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, 14: 276–284.
- Sawyer RT (1986). *Leech Biology and Behaviour*. Vol. II. Feeding Biology, Ecology and Systematics, Oxford University Press, New York, pp. 374.
- SCG ICPDR National Report (2004). National report of Serbia and Montenegro – ICPDR Roof Report, Part B. www.icpdr.org.
- Schultes, FW (2010). Animal Base species summary: *Unio crassus*. Available at: <http://www.animalbase.unigoettingen.de/zooweb/servlet/AnimalBase/home/species?id=1561>
- Schmera D (2001). Check List of the Hungarian Trichoptera/Magyar Trichoptera fauna. <http://julianki.hu/trichoptera/species.htm>
- Schmidt-Rhaesa A (2010). Considerations on the genus *Gordius* (Nematomorpha, horsehair worms), with the description of seven new species. *Zootaxa*, 2533: 1-35.
- Schnell JK, Harris GM, Pimm SL, Russell GJ (2013). Estimating Extinction Risk with Metapopulation Models of Large-Scale Fragmentation. *Conservation Biology*, 3: 520-530.
- Schockaert ER, Hooge M, Sluys R, Schilling S, Tyler S, Artois T (2008). Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, ‘‘Turbellaria’’) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 41–48.

- Seely MK, Zeidler J, Henschel JR, Barnard P (2003). Creative problem solving in support of Biodiversity conservation. *Journal of Arid Environments*, 54: 155-164.
- Siddall ME, Bureson EM (1998). Phylogeny of leeches (Hirudinea) based on mitochondrial cytochrome c Oxidase Subunit I. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 9: 156-162.
- Simić V (1993). Saprobiološka valorizacija Svrliškog i Trgoviškog Timoka na osnovu sastava makrozoobentosa. Magistarska teza, Biološki fakultet, Univerziteta u Beogradu, Srbija.
- Simić V (1995). Mogućnost ekološkog monitoring rečnih ekosistema Srbije na osnovu makrozoonetosa. Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerziteta u Beogradu, Srbija, 1-135.
- Simić V (1996). A study on the Trgoviski Timok – assessment of the river conditions by ecological benthic fauna analysis. *Archives of Biological Sciences*, 48: 101–109.
- Simić V, Simić S (1999). Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia*, 416: 51-64.
- Simić V (2003). Srednjoročni program za unapređenje ribarstva na ribarskom području NP Kopaonik za period 2003-2006. god. Pravna regulativa, ugovor o saradnji. Verifikacija rezultata – pozitivna ocena resornog Ministarstva - usvojen program.
- Simić V, Simić S (2003). Macroalgae and macrozoobenthos of the Pčinja River. *Archives of Biological Sciences*, 55: 121-132.
- Simić V, Simić S (2004). Macroinvertebrates and fishes in the part of the Danube flowing through the iron gate National Park and possibilities of their protection under *In situ* and *Ex situ* conditions. *Archives of Biological Sciences*, 56 (1-2): 53-57.
- Simić V, Paunović M, Stojanović B, Veljković A (2005). A new record of *Choroterpes picteti* (Eaton, 1871) [Ephemeroptera: Leptophlebiidae] in Serbia. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 19 (3): 89-90.
- Simić V, Simić S, Petrović A, Šorić V, Paunović M, Dimitrijević V (2006). Biodiverzitet akvatičnih ekosistema Srbije i *ex situ* zaštita »BAES *ex situ*«. <http://baes.pmf.kg.ac.rs>
- Simić V, Simić S, Paunović M, Cakić P (2007). Model of the assessment of the critical risk of extinction and the priorities of protection of endangered aquatic species at the national level. *Biodiversity and Conservation*, 16: 2471-2493.
- Simić V, Petrović A, Rajković M, Paunović M (2008). Crayfish of Serbia and Montenegro – the population status and the level of endangerment. *Crustaceana*, 81 (10): 1153-1176.
- Sivec I (1980). Plecoptera. Catalogus Faunae Jugoslaviae. 6 (3): 1-30.

- Sivec I (2001). Stoneflies (Plecoptera). In: Hlad B, Skoberne P (eds.) Biological and Landscape Diversity in Slovenia: an overview. Ministry of the Environment and Spatial Planning - Environmental Agency of the Republic of Slovenia, Ljubljana, pp. 82-83.
- Sket B, Trontelj P (2008). Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 129–137.
- Службени гласник Републике Србије бр. 5/2010. Правилник о проглашењу и заштити строго заштићених и заштићених дивљих врста биљака, животиња и гљива (Прилог 1 и 2).
- Smith AT, Boitani L, Bibby C, Brackett D, Corsi F (2000). Databases tailored for biodiversity conservation. *Science*, 290 (5499): 2073-2074.
- Smith RD, Smith KA (2003). Country Study for Biodiversity of the Republic of Macedonia (First National Report) Ministry of Environment and Physical Planning, Skopje, pp. 213.
- Solymos P, Feher Z (2011). *Theodoxus transversalis* (C. Pfeiffer 1828). – In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Available via www.iucnredlist.org. Cited 02 February 2012.
- Sommerwerk N, Hein T, Schneider-Jakoby M, Baumgartner C, Ostojić A, Paunović M, Bloesch J, Siber R, Tockner K (2009). The Danube River Basin. In: Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT (eds), Rivers of Europe. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. pp. 59-112.
- Sörensen K (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similiarity of species content. *K. danske Vidensk. Selsk.*, 5, pp 1 -34.
- Sowa R (1970). Deux Plècoptères nouveaux de Bulgarie. *Bulletin de l'Académie polonaise des sciences*, 18: 153-157.
- Stanković S (1924). Studija na izvorskim i potočnim planarijama Balkanskog poluostrva. *Glas Srpske Kraljevske Akademije*, CXIII, 50: 39–89.
- Statzner B, Doledec S, Hugueny B (2004). Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27: 470–488.
- Statzner B, Bonada N, Dolédec S (2007). Conservation of taxonomic and biological trait diversity of European stream macroinvertebrates communities: a case for a collective public database. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3609-3632.

- Stefanović K, Nikolić V, Tubić B, Tomović J, Atanacković A, Simić V, Paunović M (2009). Aquatic macroinvertebrates of the Jablanica River, Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 61 (4): 787-794.
- Stevanović V (1999). Crvena knjiga Flora Srbije I, Iščezli i krajnje ugroženi. Ministarstvo za zaštitu životne sredine RS, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Zavod za zaštitu prirode RS, Beograd.
- Stevanović V, Kit T, Petrova A (2005). Size, distribution and phytogeographical position of the Balkan endemic flora. XVII International Botanical Congress, Vienna, Austria, Europe, 17-23 July 2005, 4.71., p. 66.
- Strahinić I, Marković Z, Brajković M (1999). Prilog poznavanju larvi Odonata Puste reke, Simpozijum Entomologa Srbije, Zbornik rezimea, 19.
- Strahinić I (2000). Faunistička i ekološka studija makrozoobentosa Puste reke. Biološki fakultet Beograd. Magistarska teza, 1-185.
- Strong EE, Gargominy O, Ponder WF, Bouchet P (2008). Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 149–166.
- Šapkarev J. (1956). Contribution à la connaissance de la faune des Oligochètes des trois grands lacs Yougoslaves, Prespa, Dojran et Skadar. Société Serbe de Biologie, *Archives des Sciences Biologiques*, 8 (1–2): 135–144.
- Šapkarev J (1959). *Ilyodrilus hammoniensis* Mich. (Oligochaeta) in the large lakes of Macedonia (Ohrid, Prespa and Dojran). Section des Sciences naturelles de l'Université de Skopje, Station Hydrobiologique – Ohrid, Recueil des Travaux, 7 (7) (40): 1–12.
- Šapkarev J (1962). Distribution and ecology of *Ilyodrilus prespaensis* Hrabě (Oligochaeta) in Lake Prespa. Prirodno-matematički fakultet na Univerzitetot – Skopje, *Biologija*, 29-37.
- Šapkarev J (1965). Fauna of Oligochaeta in Lake Ohrid. Godišen zbornik na Prirodno-matematički fakultet na Univerzitetot vo Skopje, 5-161.
- Шишков Г (1905). Бележки по намерените до сега сладководни Tricladidae в България. Годишник на Софийски Университет II, с. 68-82.
- Šundić D, Radujković MB, Krpo-Ćetković J (2011). Catalogue of aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) of Montenegro, exclusive of Naidinae and Pristininae. *Zootaxa*, 2985: 1–25.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P (2002). Invertébrés d'Eau Douce, 2nd corrected impression. CNRS editions, Paris.

- Tadić A (1977). *Dreissensia polymorpha* Pallas i *Pisidium amnicum* Müller. Glasnik prirodnjačkog muzeja, Beograd. Ser B 32, 93-104.
- Taylor CA (2002). Taxonomy and conservation of native crayfish stocks. In: Holdich DM (ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science, 236-257.
- Tierno de Figueroa JM, López-Rodríguez MJ, Lorenz A, Graf W, Schmidt-Kloiber A, Hering D (2010). Vulnerable taxa of European Plecoptera (Insecta) in the context of climate change. *Biodiversity and Conservation*, 19: 1269-1277.
- Tomović J, Zorić K, Kračun M, Marković V, Vasiljević B, Simić V, Paunović M (2012). Freshwater Mussels of the Velika Morava River. *Water Research and Management*, 2 (4): 51-55.
- Tomović J, Simić V, Tubić B, Zorić K, Kračun M, Marković V, Paunović M (2013). Freshwater Mussels of the Serbian Stretch of the Tisa River. *Water Research and Management*, 3 (1): 35-40.
- Triantis KA, Borges PAV, Ladle RJ, Hortal J, Cardoso P, Gaspar C, Dinis F, Mendonça E, Silveira LMA, Gabriel R, Melo C, Santos AMC, Amorim IR, Ribeiro SP, Serrano ARM, Quartau JA, Whittaker RJ (2010). Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*, 33: 285–294.
- Trontelj P, Sket B, Dovč P, Steinbrück G (1996). Phylogenetic relationships in European *Erpobdellid* leeches (Hirudinea: Erpobdellidae) inferred from restriction-site data of the 18S ribosomal gene and ITS2 region. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 34: 85-93.
- Trontelj P, Sotler M, Verovnik R (2004). Genetic differentiation between two species of the medicinal leech, *Hirudo medicinalis* and the neglected *H. verbana*, based on random-amplified polymorphic DNA. *Parasitology Research*, 94: 118–124.
- Trontelj P, Machino Y, Sket B (2005). Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gen sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 34: 212-226.
- Trožić-Borovac S (2004). New record of the caddisflies fauna (Insecta: Trichoptera) from Bosnia and Herzegovina. *Contributions to fauna of Bosnia and Herzegovina* 1: 25–31.
- Trožić-Borovac S (2011). Freshwater crayfish in Bosnia and Herzegovina: the first report on their distribution. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401: 26p1 - 26p13.

- Ulrich W, Buszko J (2005). Detecting biodiversity hotspots using species – area and endemics – area relationships: The case of butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1977-1988.
- Urbanič G (2004). Ekologija in razširjenost mladoletnic (Insecta: Trichoptera) v nekaterih vodotokih v Sloveniji. Univerza v Ljubljani Biotehniška Fakulteta, Oddelek za Biologijo. Doktorska disertacija, 212pp.
- Уредба о заштити природних реткости („Службени гласник РС“, бр. 50/93, 93/93)
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175–205.
- Väinölä R, Witt JDS, Grabowski M, Bradbury MJH, Jazdzewski K, Sket B (2008). Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 241- 255.
- Vallenduuk HJ, Pillot HKMM (2007). Chironomidae larvae of the Netherlands, Adjacent Lowlands: general ecology, Tanypodinae. KNNV Publishing, Zeist, pp. 270.
- Van Swaay CAM, Warren MS (1999). Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera). Nature and Environment No. 99, Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Vasić V (1995). Diverzitet ptica Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. In: Stevanović V, Vasić V (eds.). Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Biološki fakultet i Ekolibri, Beograd, 471-516.
- Vidinova Y (2003). Contribution to the study of mayfly fauna (Ephemeroptera) in Bulgaria. In: Gaino E (ed.). Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera, Italy. The University of Perugia, pp. 159-163.
- Vinson MR, Hawkins CP (2003). Broad-scale geographical patterns in stream insect genera richness. *Ecography*, 26: 751-767.
- Wallace ID, Wallace B, Philipson GN (1990). A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland, Freshwater Biological Association, Scientific publication 51, Ambleside, pp. 237.
- Wallace JB, Webster JR. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115–139.
- Wettzel MJ, Taylor SJ (2001). First records of freshwater oligochaets (Anelida, Clitellata) from Caves in Illinois and Missouri, USA. *Journal of Cave and Karst Studies*, 63 (3): 99-104.

- Wilson DFG (2008). Global diversity of Isopod crustaceans (Crustacea; Isopoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 231–240.
- Witkowski ZJ, Król W, Solarz W (eds.) (2003). Carpathian List Of Endangered Species. WWF and Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Vienna-Krakow.
- Whitaker IS, Izadi D, Oliver DW, Monteath G, Butler PE (2004). *Hirudo medicinalis* and the plastic surgeon. *British Journal of Plastic Surgery*, 57: 348-353.
- Wood CC, Gross MR (2008). Elemental conservation units: communicating extinction risk without dictating targets for protection. *Conservation Biology*, 22 (1): 36–47.
- WFD (2000). Water Framework Directive- Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC - Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy
- Yen A, Butcher R (1997). An overview of the conservation of non-marine invertebrates in Australia. Canberra, Environment Australia.
- Zabric D, Sartori M (1997). First contribution to the mayfly fauna from Slovenia (Ephemeroptera). In: Landolt P, Sartori M (eds.). Ephemeroptera and Plecoptera, Biology-Ecology-Systematics. MTL, Fribourg, pp. 147–151.
- Zahrádková S, Soldán T, Bojková J, Helešic J, Janovská H, Sroka P (2009). Distribution and biology of mayflies (Ephemeroptera) of the Czech Republic: present status and perspectives. *Aquatic Insects*, 31: 629-652.
- Zhadin VI (1965). Mollusks of fresh and brackish waters of the USSR: pp. 365.
- Zorić K, Vranković J, Cakić P, Tomović J, Vasiljević B, Simić V, Paunović M (2010). Introduced species of aquatic macroinvertebrates. In: Simonović P, Simić V, Paunović M, Simić S (eds.), The Danube in Serbia / Dunav kroz Srbiju. JDS I, 267-277.
- Zwick P (1980). Plecoptera (Steinfliegen) - Handbuch der Zoologie 4 (7) Berlin, Walter de Gruyter & Co, pp. 115.
- Zwick P (1984). *Marthamea beraudi* (Navas) and its European congeners (Plecoptera: Perlidae). *Annals de Limnologie*, 20: 129-139.
- Zwick P (1992). Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1: 80-97.
- Zwick P (2004). Key to the West Palearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica*, 34: 315-348.

- Živić I, Marković Z, Brajković M (1999). A contribution to the knowledge of Odonata (Odonata, Insecta) larvae of the Pusta reka River. *Acta Entomologica Serbica*, 4 (1-2): 1-11.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2000a). A contribution to the study of the Trichoptera (Insecta) fauna in the Toplica River. *Acta Entomologica Serbica*, 5 (1/2): 35-46.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2000b). The change of the structure of macrozoobenthos in the Jelenački stream under the influence of pollution. *Ekologija*, 35 (2): 105-114.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2001a). Macrozoobenthos in the Pusta Reka river, left tributary of the south Morava river. *Archives of Biological Sciences*, 53: 109-122.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2001b). Fauna dna Kudoškog potoka. *Zaštita prirode*, 53 (1): 79-87.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2002a). First check list of Serbian Trichoptera. *Folia historico-naturalia musei matraensis*, 26: 269-277.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2002b). A contribution to the study of the Trichoptera fauna in Serbia over the period 1980-2001. *Archives of Biological Sciences*, 54 (1-2): 15-16.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2002c). Fauna akvatičnih beskičmenjaka nekih izvora Stare planine. X naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti prirodne sredine, Zbornik radova "Ekološka istina", Donji Milanovac, 46-48.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2002d). Saprobiological Evaluation of the quality of Water in the Toplica River, the Right Tributary of the Kolubara river (Yugoslavia) *Limnological Reports*, 34: 575-582.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2002e). Dynamics and distribution of macrozoobenthos in the Toplica river, a tributary of the Kolubara. *Archives of Biological Sciences*, 54 (1-2): 19-27.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2003). A contribution to the diversity of the larvae Trichoptera in the Južna Morava river basin. *Archives of Biological Sciences*, 55 (3-4): 33-34.
- Živić I, Marković Z (2004). The effect of trout farm on water quality in the recipient. *Limnological Reports*, 35: 398-395.
- Živić I (2005). Faunistička i ekološka studija makrozoobentosa tekućica sliva Južne Morave sa posebnim osvrtom na taksonomiju larvi Trichoptera (Insecta). Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 1-507.

- Živić I, Marković Z, Brajković M (2005a). Nove vrste Trichoptera (Insecta) za faunu Srbije. Simpozijum entomologa Srbije 2005 sa međunarodnim učešćem, Bajina Bašta 25-29 septembar 2005, Zbornik plenarnih referata i rezimea, pp. 21.
- Živić I, Marković Z, Ilić J (2005b). Composition, structure and temporary dynamics of macrozoobentos in the Temska and Visočica rivers. *Archives of Biological Sciences*, 57 (2): 107-118
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2006a). Contribution to the faunistical list of Trichoptera (Insecta) of Serbia. *Acta Entomologica Slovenica*, 14: 55–88.
- Živić I, Marković Z, Brajković M (2006b). New Trichoptera (Insecta) for the fauna of Serbia. *Acta entomologica Serbica*, 11 (1-2): 51-60.
- Živić I, Protić L, Marković Z (2007). Southern moust finding in Europe of *Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius, 1794) (Hemiptera: Heteroptera: Aphelocheiridae). *Zootaxa*, 1496: 63-68.
- Živić I, Marković Z (2007). Distribution of the Species *Gammarus balcanicus* and *Gammarus fossarum* on the Territory of Serbia (Central Part of the Balkan Peninsula). *Crustaceana*, 80 (1): 67-76.
- Živić I, Marković Z, Filipović-Rojka Z, Živić M (2009b). Influence of a trout farm on water quality, macrozoobenthos communities of the receiving stream (Trešnjica River, Serbia). *International Review of Hydrobiology*, 94: 673-687.
- Živić I, Marković Z, Simić V, Kučinić M (2009a). New records of *Helicopsyche bacescui* (Trichoptera, Helicopsychidae) from Balkan Peninsula with notes on its habitat. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 55 (1): 77-87.
- Živić I, Bjelanović K, Simić V, Živić M, Zikić V, Marković Z (2013). New records of *Thremma anomalum* (Trichoptera: Uenoidae) from Southeastern Europe with notes on its ecology. *Entomological News*, 123 (3): 206-219.
- Živojinović S (1950). Fauna insekata šumske domene Majdanpek (entomoloska monografija) SANU, Institut za ekologiju i biogeografiju, Beograd, 160: 1-262.

Интернет извори и коришћене базе података

www.iucnredlist.org

<http://baes.pmf.kg.ac.rs>

<http://www.nationalredlist.org/>

www.freshwaterecology.info

<http://www.faunaeur.org>

<http://www.cbd.int/>

<http://fada.biodiversity.be/>

<http://www.guadalmed.org>

<http://www.freshwaterlife.org/>

<http://www.leda-traitbase.org/>

<http://www.worldwildlife.org/wildWnder/>

<http://www.sciencemag.org/feature/data/biodiversity2000.dtl#global>

<http://www.gbif.org/>

<http://www.fishbaes.org>

<http://www.eunis.org>

<http://www.gbif.org/>

<http://turbellaria.umaine.edu/>

http://www.ramsar.org/ris/key_ris_index.htm

<http://www.sepa.gov.rs>

8. Прилози

Прилог 1. Табела 1. Списак акватичних макробескичмењака, укључујући и таксоне идентификоване до нивоа рода дистрибуирани по речним сливовима Србије

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
PORIFERA												
<i>Ephydatia fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)					+							
<i>Spongilla lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	+	+										
TURBELLARIA												
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (Müller, 1774)	+											
<i>Dugesia (Planaria) gonocephala</i> (Duges, 1830)		+		+	+	+	+			+		
<i>Dugesia (Planaria) lugubris</i> (Schmidt, 1861)	+	+	+	+	+	+	+			+		
<i>Dugesia (Planaria) polychroa</i> (Schmidt, 1861)			+							+		
<i>Crenobia alpina montenigrina</i> (Mrazek, 1904)				+	+	+	+			+		+
<i>Polycelis nigra</i> Müller, 1774		+										
<i>Polycelis felina</i> Johnston, 1822		+								+		
<i>Polycelis tenuis</i> Ijima 1884	+											
<i>Planaria</i> sp.		+	+	+	+	+				+		
NEMATOMORPHA												
<i>Gordius aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)		+			+							
GASTROPODA												
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	+	+										
<i>Amphimelania holandri</i> (C. Pfeiffer, 1828)	+	+		+	+	+	+			+		
<i>Fagotia acicularis</i> (Ferussac, 1823)	+	+								+		
<i>Fagotia esperi</i> (Ferussac, 1823)	+	+										
<i>Ancylus fluviatilis</i> Müller, 1774	+			+	+	+	+	+		+		+
<i>Anisus leucostoma</i> Millet, 1813	+											
<i>Anisus septemgyratus</i> Rossmässler, 1835	+											
<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	+											
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	+											
<i>Anisus vorticulus</i> (Linnaeus, 1758)	+											
<i>Gyraulus acronicus</i> (Ferussac, 1807)	+											
<i>Gyraulus albus</i> (Müller, 1774)	+											

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1836)	+											
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	+											
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+	+				+		
<i>Planorbis carinatus</i> (Müller, 1774)	+											
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	+					+				+		
<i>Planorbis</i> sp.	+			+								
<i>Planorbis vortex</i> (Linnaeus, 1758)		+				+						
<i>Bythinella austriaca</i> Frauenfeld, 1857					+	+						
<i>Bythinella viridis</i> (Poiret, 1801)					+							
<i>Hydrobiidae</i> sp.						+						
<i>Lithoglyphus apertus</i> Küster, 1852	+	+										
<i>Lithoglyphus fuscus</i> (C. Pfeiffer, 1828)	+	+										
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. Pfeiffer, 1828)	+	+	+	+								
<i>Lithoglyphus</i> sp.				+								
<i>Bithynia leachii</i> (Sheppard, 1823)	+											
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+						
<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)	+	+			+			+				
<i>Radix peregra</i> (O.F. Müller, 1774)	+	+		+	+	+	+	+	+	+		
<i>Radix ovata</i> (O.F. Müller, 1774)	+	+		+								
<i>Lymnaea</i> sp.				+								
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+										
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	+			+	+	+		+			+	
<i>Stagnicola palustris</i> (O.F. Müller, 1774)	+											
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+	+						
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	+	+	+	+		+		+			+	
<i>Physa</i> sp.	+											
<i>Theodoxus danubialis</i> C. Pfeiffer, 1829	+	+			+	+					+	
<i>Theodoxus fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+		+	+					+	

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Theodoxus</i> sp.					+							
<i>Theodoxus transversalis</i> C. Pfeiffer, 1829	+	+		+	+							
<i>Borysthenia naticina</i> (Manke, 1845)	+	+	+			+						
<i>Valvata cristata</i> O.F. Müller, 1774	+	+										
<i>Valvata piscinalis</i> O.F. Müller, 1774	+	+	+			+						
<i>Valvata pulchella</i> Studer, 1820	+	+										
<i>Viviparus acerosus</i> (Bourguignat, 1862)	+	+										
<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	+					+						
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+							
<i>Viviparus</i> sp.	+			+								
<i>Lartetia</i> sp.						+						
BIVALVIA												
<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F.Müller, 1774)	+	+										
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F.Müller, 1774)	+	+		+								
<i>Corbicula</i> sp.	+		+									
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	+	+	+									
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+							
<i>Anodonta anserirostris</i> Küster, 1842	+			+				+				
<i>Anodonta complanata</i> Rossmassler, 1835	+	+										
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+				+			
<i>Anodonta maesica</i>	+	+			+							
<i>Anodonta opalina</i> Küster, 1842					+							
<i>Anodonta rostrata</i> Drouet, 1852	+											
<i>Anodonta savensis</i> Drouet, 1852		+				+			+			
<i>Anodonta</i> sp.						+						
<i>Unio crassus batavus</i> (Maton & Rackett, 1807)	+						+		+			
<i>Unio crassus</i> Pfeiffer, 1821	+	+	+		+			+		+		
<i>Unio pictorum pictorum</i> Linnaeus, 1758	+	+	+		+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Unio timidus timidus</i> Philipsson, 1788	+	+	+	+	+				+	+		
<i>Unio</i> sp.	+				+	+						
<i>Unio amnicus</i>		+			+							
<i>Unio bosnensis</i>					+	+			+			
<i>Unio carneus</i>		+										
<i>Unio consentaneus</i>		+										
<i>Unio crassus cytherea</i> Küster, 1833	+	+			+							
<i>Unio desectus</i>				+								
<i>Unio dokići</i>		+										
<i>Unio gangroenosus</i>						+						
<i>Unio pančići</i>					+	+				+		
<i>Unio pict.plathyrhyncus</i> Linnaeus, 1758	+	+										
<i>Unio pictorum balatonicus</i> Servain, 1881	+	+										
<i>Unio pictorum longirostris</i>		+										
<i>Unio piscinalis</i>		+			+							
<i>Unio reniformis</i>	+	+										
<i>Unio rivalis</i>					+							
<i>Unio savensis</i>				+	+				+			
<i>Unio serbicus</i>					+			+				
<i>Unio stevenianus</i>								+				
<i>Unio striatulus</i>					+							
<i>Unio truncatulus</i>										+		
<i>Sinanodonta woodiana</i> Lea, 1834	+	+	+	+								
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. Müller, 1774)	+	+				+						
<i>Pisidium</i> sp.	+	+		+	+	+		+		+		
<i>Sphaerium corneum</i> Linnaeus, 1758	+	+		+	+	+						
<i>Sphaerium rivicola</i> Lamarck, 1818	+	+	+									
<i>Sphaerium</i> sp.	+				+	+						

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
OLIGOCHAETA												
<i>Aelosoma</i> sp.					+							
<i>Cognetia</i> sp.					+	+				+		+
<i>Cognetia sphagnetorum</i> Vejdovský, 1879												+
<i>Enchytraeus albidus</i> Henle, 1837		+			+					+		
<i>Enchytraeus</i> sp.					+	+		+				
<i>Fridericia perrieri</i> (Vejdovský, 1878)	+											
<i>Fridericia</i> sp.		+					+					
<i>Mesenchytraeus</i> sp.								+				+
<i>Criodrilus lacuum</i> Hoffmeister, 1845		+										
<i>Eiseniella paradoxa</i> (Cognetti de Martiis 1904)				+								
<i>Eiseniella</i> sp.							+					
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	+	+		+	+	+		+	+	+		+
<i>Lumbricus rubellus</i> Hoffmeister, 1843										+		
<i>Lumbricus</i> sp.					+							
<i>Bythonomus lemani</i> Grube, 1880		+										
<i>Bythonomus</i> sp.								+				
<i>Lumbriculus</i> sp.	+	+		+	+	+						
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	+	+		+	+	+	+	+		+		+
<i>Rhynchelmis limosella</i> Hoffmeister, 1843				+	+	+						
<i>Rhynchelmis</i> sp.										+		
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparede, 1862	+	+		+	+	+				+		+
<i>Stylodrilus lemani</i> Grube, 1879	+											
<i>Stylodrilus</i> sp.	+			+	+							
<i>Trichodrilus strandi</i> Hrabec, 1936	+				+			+				

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Шек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Amphichaeta leydigii</i> Tauber, 1879		+										
<i>Amphichaeta rostifera</i> Akinschina, 1984	+											
<i>Amphichaeta sannio</i> Kallstenius, 1892								+				
<i>Aulophorus furcatus</i> (Müller, 1776)	+		+							+		
<i>Chaetogaster cristalinus</i> Vejdovský, 1883		+								+		
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)	+											
<i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828)		+										
<i>Chaetogaster</i> sp.				+		+						
<i>Dero digitata</i> Oken, 1815	+	+	+	+								
<i>Dero dorsalis</i> Ferronière, 1889	+	+	+									
<i>Dero nivea</i> Aiyer, 1930	+											
<i>Dero obtusa</i> D'Udekem, 1855	+	+	+	+		+				+		
<i>Dero</i> sp.			+	+								+
<i>Haemonais waldvogeli</i> Bretscher, 1900		+										
<i>Homochaeta naidina</i> Bretscher, 1900					+							
<i>Nais alpina</i> Sperber, 1948					+							
<i>Nais barbata</i> Müller, 1773	+				+			+		+		
<i>Nais behningi</i> Michaelsen, 1923		+			+			+		+		
<i>Nais bretscheri</i> Michaelsen, 1899					+			+		+		
<i>Nais christinae</i> Kasparzak, 1973								+				
<i>Nais communis</i> Piguët, 1906	+	+	+		+	+		+		+		
<i>Nais elinguis</i> Müller, 1773	+	+	+		+	+		+		+		
<i>Nais pardalis</i> Piguët, 1906		+								+		
<i>Nais pseudobtusa</i> Piguët, 1906	+	+			+			+		+		
<i>Nais simplex</i> Piguët, 1906	+	+			+	+		+		+		
<i>Nais</i> sp.	+	+	+	+	+	+						+
<i>Nais stolci</i> Hrabe, 1979								+				

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Nais variabilis</i> Piguët, 1906	+			+						+		
<i>Ophidonais serpentina</i> Müller, 1773	+	+		+	+	+		+		+		+
<i>Ophidonais</i> sp.	+											
<i>Paranais frici</i> Hrabe, 1941		+			+					+		
<i>Paranais litoralis</i> Müller, 1784			+									
<i>Paranais</i> sp.						+						
<i>Pristina bilobata</i> (Bretscher, 1903)	+			+	+					+		
<i>Pristina foreli</i> (Piguët, 1906)		+			+					+		
<i>Pristina longiseta</i> Ehrenberg, 1828		+										
<i>Pristina menoni</i> (Aiyer, 1906)					+							
<i>Pristina rosea</i> (Piguët, 1906)			+		+			+		+		
<i>Pristina</i> sp.	+											
<i>Pseudonais</i> sp.	+											
<i>Slavina appendiculata</i> (D'Udekem, 1855)					+					+		
<i>Specaria josinae</i> (Vejdovský, 1883)	+											
<i>Stylaria fossularis</i> Leidy, 1852	+											
<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus, 1767)	+	+			+							
<i>Uncinaiis uncinata</i> (Orsted, 1842)	+	+	+		+					+		
<i>Vejdovskiella comata</i> (Vejdovský, 1883)		+								+		
<i>Propappus volki</i> Michaelsen, 1916	+				+							
<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher, 1899	+									+		
<i>Aulodrilus pigueti</i> Kowalewski, 1914	+											
<i>Aulodrilus pluriseti</i> (Piguët, 1906)	+	+			+	+				+		
<i>Aulodrilus</i> sp.	+					+						
<i>Branchiura sowerbyi</i> Beddard, 1892	+	+	+	+		+						
<i>Ilyodrilus perrieri</i> Eisen, 1879			+									
<i>Isochaetides michaelseni</i> (Lastockin, 1937)	+	+	+	+								

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Limnodrilus claparedianus</i> Ratzel, 1868	+	+	+	+		+		+				
<i>Limnodrilus helveticus</i> Piguët, 1913	+		+	+	+	+		+				
<i>Limnodrilus hoffm.f. parva</i> Claparede, 1862			+					+				
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede, 1862	+	+	+	+	+	+		+		+		
<i>Limnodrilus profundicola</i> (Verrill, 1871)	+	+	+			+						
<i>Limnodrilus</i> sp.	+	+	+	+	+	+		+				
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparede, 1862	+	+	+	+		+		+				
<i>Peloscolex albicola</i> (Michaelsen, 1901)	+											
<i>Peloscolex barbatus</i> (Grube, 1891)	+											
<i>Peloscolex ferox</i> (Eisen, 1879)	+				+							
<i>Peloscolex</i> sp.	+	+		+	+	+				+		
<i>Peloscolex speciosus</i> (Hrabe, 1931)			+									
<i>Peloscolex superiorensis</i> Nrinkhurst & Cook, 1966			+									
<i>Peloscolex velutina</i> (Grube, 1879)			+		+							
<i>Potamothrix bavaricus</i> (Oschman, 1913)			+	+		+						
<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	+	+	+	+	+	+		+				
<i>Potamothrix isochaetus</i> (Hrabe, 1931)	+											
<i>Potamothrix moldaviensis</i> Vejdovský & Mrazek, 1902	+	+										
<i>Potamothrix</i> sp.	+							+				
<i>Potamothrix vej dovskyi</i> (Hrabe, 1941)	+											
<i>Psammoryctides albicola</i> (Michaelsen, 1901)	+	+	+		+	+						
<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube, 1891)	+		+			+				+		
<i>Psammoryctides deserticola</i> (Grimm, 1877)		+										
<i>Psammoryctides moravicus</i> (Hrabe, 1934)	+											
<i>Psammoryctides</i> sp.								+				
<i>Rhyacodrilus coccineus</i> (Vej dovský, 1875)		+	+		+	+						+
<i>Rhyacodrilus</i> sp.					+	+						

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Tubifex albicola</i> (Michaelsen, 1901)	+											
<i>Tubifex costatus</i> (Claparede, 1863)	+											
<i>Tubifex filum</i> (Michaelsen, 1901)	+											
<i>Tubifex ignotus</i> (Stolc, 1886)										+		
<i>Tubifex montanus</i> Kowalewski, 1919	+				+			+				
<i>Tubifex nerthus</i> Michaelsen, 1908		+				+						
<i>Tubifex</i> sp.	+	+	+	+		+		+				
<i>Tubifex templetoni</i> Southern, 1909			+									
<i>Tubifex tubifex</i> Müller, 1773	+	+	+	+	+	+		+		+		
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1821)		+			+			+		+		+
<i>Microscolex</i> sp.					+							
POLYCHAETA												
<i>Hypania invalida</i> (Grube, 1860)	+	+	+									
<i>Manayunkia caspica</i> (Annenkova, 1929)	+											
HIRUDINEA												
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i> (Linnaeus, 1758)			+									
<i>Batracobdella algira</i> (Moquin-Tandon, 1846)	+											
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+			+				+		
<i>Glossiphonia heteroclita</i> (Linnaeus, 1761)	+		+	+		+						
<i>Batracobdella paludosa</i> (Carena, 1824)			+	+								
<i>Glossiphonia</i> sp.								+				
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	+		+	+	+	+				+		
<i>Hemiclepsis marginata</i> (O.F. Müller, 1774)			+	+	+					+		
<i>Placobdella costata</i> (O.F. Müller, 1774)	+	+		+								
<i>Theromyzon tessulatum</i> (O.F. Müller, 1774)			+									
<i>Dina absoloni</i> Johansson, 1913											+	
<i>Dina apathyi</i> Gedroyc, 1916	+											

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Dina lineata</i> (O.F. Müller, 1774)			+	+	+	+						
<i>Dina lineata montana</i> (O.F. Müller, 1774)					+						+	
<i>Dina</i> sp.					+	+						
<i>Erpobdella monostriata</i> (Lindenfeld & Pietruszynski, 1890)	+											
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+		+		+		+
<i>Erpobdella</i> sp.					+	+		+				
<i>Erpobdella testacea</i> (Savigny, 1822)	+	+		+	+	+		+		+		
<i>Trocheta bykowskii</i> Gedroyc, 1913	+					+						
<i>Haemopsis sanquisuga</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+				+		
<i>Haemopsis</i> sp.					+							
<i>Hirudo medicinalis</i> Linnaeus, 1758		+			+	+						
<i>Hirudo</i> sp.	+											
<i>Cystobranchus fasciatus</i> Kollar, 1842	+											
<i>Piscicola fadejewi</i> Epshtein, 1961	+											
<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1761)	+		+	+								
ARANEAE												
<i>Argyroneta aquatica</i> (Clerck, 1757)		+										
CRUSTACEA												
Isopoda												
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+		+		+		
<i>Asellus</i> sp.						+						
<i>Jaera sarsi</i> Valkanov, 1936	+											
<i>Jaera istri</i> Veuille, 1979	+											
<i>Jaera</i> sp.			+									
Mysidae												
<i>Paramysis lacustris</i> Czerniavsky, 1882	+											
<i>Lymnomyia benedeni</i> Czerniavsky, 1882	+											

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
Amphipoda												
<i>Chaetogammarus tenellus</i> Sars, 1914	+											
<i>Corophium curvispinum</i> Sars, 1914	+	+	+									
<i>Corophium maeoticum</i> Sowinsky, 1989	+											
<i>Corophium robustum</i> Sars, 1914	+	+										
<i>Dikerogammarus bispinosus</i> Martynov, 1925	+											
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (Eichwald, 1841)	+			+								
<i>Dikerogammarus sp.</i>	+											
<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sowinsky, 1894)	+	+	+	+								
<i>Gammarus balcanicus</i> Schäferna, 1922	+	+		+	+	+		+	+	+		+
<i>Gammarus fossarum</i> Koch in Panzer, 1836		+			+	+		+				
<i>Gammarus pulex</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+	+				+		
<i>Gammarus sp.</i>	+	+	+	+	+	+		+		+		
<i>Pontogammarus crassus</i> (Sars, 1894)	+											
<i>Obesogammarus obessus</i> (Sars, 1894)	+											
<i>Echinogammarus ischnus</i> (Martynov, 1919)	+											
<i>Pontogammarus robustoides</i> (Sars, 1894)	+											
<i>Pontogammarus sarsi</i> (Sars, 1894)	+											
Decapoda												
<i>Argulus sp.</i>												
<i>Astacus astacus</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+		+		+		
<i>Astacus leptodactylus</i> (Eschscholz, 1823)	+		+	+	+	+						
<i>Austropotamobius torrentium</i> Schrank, 1803				+	+	+	+					
<i>Eriocheir sinensis</i> Milne-Edwards, 1854	+											
<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)	+											

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
COLLEMBOLA												
<i>Isotomurus</i> sp.		+			+							
<i>Podura aquatica</i> Linnaeus, 1758		+			+		+					
INSECTA												
EPHEMEROPTERA												
<i>Ameletus inopinatus</i> Eaton, 1887					+	+						
<i>Acenterella sinaica</i> Bogoescu, 1931					+							
<i>Alainites muticus</i> (Linnaeus, 1758)					+	+	+	+	+	+		
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet 1843)				+	+	+	+	+		+		+
<i>Baetis fuscatus</i> (Linnaeus, 1758)	+			+	+	+	+	+		+		+
<i>Baetis buceratus</i> Eaton, 1870		+			+	+	+	+				+
<i>Baetis kozufensis</i> Ikonomov, 1962					+							+
<i>Baetis liebenauae</i> Keffermüller, 1974										+		
<i>Baetis lutheri</i> Muller-Liebenau, 1967					+	+		+		+		+
<i>Baetis melanonyx</i> (Pictet, 1843)					+	+						+
<i>Baetis meridionalis</i> Ikonomov, 1954					+				+			+
<i>Nigrobaetis niger</i> (Linnaeus, 1761)					+	+						
<i>Baetis pavidus</i> Grandi, 1949					+			+		+		
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Baetis scambus</i> Eaton, 1887						+						+
<i>Baetis</i> sp.	+			+	+	+				+		+
<i>Baetis tracheatus</i> Keffermüller and Machel, 1967					+			+		+		
<i>Labiobaetis tricolor</i> Tsheroва, 1928	+				+		+					+
<i>Baetis vardarensis</i> Ikonomov, 1962					+	+		+		+		+
<i>Baetis vernus</i> Curtis, 1834				+	+	+		+		+		
<i>Centropilum luteolum</i> (Müller, 1776)				+	+	+		+		+		

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Centroptilum</i> sp.												+
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	+			+		+		+				
<i>Cloeon simile</i> Eaton, 1870				+		+						
<i>Cloeon</i> sp.		+				+						
<i>Procloeon bifidum</i> (Bengtsson, 1912)					+							
<i>Procloeon pennulatum</i> (Eaton, 1870)										+		
<i>Procloen macronyx</i> (Kluge and Novikova, 1992)	+											
<i>Procloeon</i> sp.					+							
<i>Pseudocentroptiloides</i> sp.					+							
<i>Brachycercus harrisella</i> Curtis, 1834			+									
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)	+		+	+	+	+		+		+		
<i>Caenis lactea</i> (Burmeister, 1839)								+				
<i>Caenis macrura</i> Stephens, 1835	+				+	+		+		+		+
<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)		+			+			+		+		
<i>Caenis pseudorivulorum</i> Keffermüller, 1960								+				
<i>Caenis pusilla</i> Navás, 1913	+				+							
<i>Caenis rivulorum</i> Eaton, 1884	+				+	+						
<i>Caenis robusta</i> Eaton, 1884	+				+							
<i>Caenis</i> sp.				+	+	+						+
<i>Ecdyonurus austriacus</i> Kimmins, 1958	+			+	+	+	+	+		+		
<i>Ecdyonurus dispar</i> (Curtis, 1834)	+	+			+	+	+	+		+		
<i>Ecdyonurus aurantiacus</i> (Burmeister, 1839)					+	+	+			+		
<i>Ecdyonurus epeorides</i> Demoulin, 1955	+				+	+			+	+		+
<i>Ecdyonurus forcipula</i> (Pictet, 1843)		+			+	+		+		+		
<i>Ecdyonurus helveticus</i> (Eaton, 1885)					+	+				+		
<i>Ecdyonurus insignis</i> (Eaton, 1870)	+			+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Ecdyonurus quadrilineatus</i> Landa, 1970								+				

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Ecdyonurus</i> sp.	+	+		+	+	+						+
<i>Ecdyonurus subalpinus</i> Klapálek, 1907							+					
<i>Ecdyonurus submontanus</i> Landa, 1969								+				
<i>Ecdyonurus torrentis</i> Kimmins, 1942						+		+		+		+
<i>Ecdyonurus venosus</i> (Fabricius, 1775)	+	+		+	+	+		+	+	+		+
<i>Ecdyonurus zelleri</i> (Eaton, 1885)						+						
<i>Electrogena affinis</i> (Eaton, 1883)						+		+				
<i>Electrogena lateralis</i> (Curtis, 1834)	+					+		+				
<i>Electrogena macedonica</i> (Ikononov, 1954)	+					+						
<i>Epeorus yougoslavicus</i> (Samal, 1935)					+	+						
<i>Epeorus assimilis</i> Eaton, 1885				+	+	+	+	+		+		+
<i>Epeorus</i> sp.					+	+						
<i>Dacnogenia coreulans</i> Rostock, 1878								+				
<i>Heptagenia flava</i> Rostock, 1878	+											
<i>Heptagenia longicauda</i> (Stephens, 1835)						+						
<i>Heptagenia</i> sp.				+	+	+						
<i>Heptagenia sulphurea</i> (Müller, 1776)	+	+		+	+	+		+				
<i>Kageronia fuscogrisea</i> (Retzius, 1783)						+		+				
<i>Rhithrogena beskidensis</i> AlbaTerced. & Sowa, 1987					+	+	+			+		+
<i>Rhithrogena germanica</i> Eaton, 1885					+							
<i>Rhithrogena fiorii</i> Grandi, 1953							+	+		+		
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)				+	+	+	+	+		+		+
<i>Rhithrogena</i> sp.					+	+						
<i>Ephemera danica</i> Müller, 1764	+			+	+	+	+	+	+	+		
<i>Ephemera glaucops</i> Pictet, 1843					+							
<i>Ephemera hellenica</i> Demoulin, 1955					+	+				+		+
<i>Ephemera lineata</i> Eaton, 1870					+			+				

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Ephemera</i> sp.					+	+						
<i>Ephemera vulgata</i> Linnaeus, 1843					+	+	+	+		+		
<i>Ephemerella mukronata</i> Bengtsson, 1909						+		+				
<i>Ephemerella notata</i> Eaton, 1887				+	+	+	+			+		+
<i>Ephemerella</i> sp.					+	+				+		+
<i>Ephemerella ikonovici</i> Puthz, 1971					+	+	+			+		+
<i>Seratella ignita</i> (Poda, 1761)	+	+		+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Torleya major</i> (Klapálek, 1905)					+	+		+		+		+
<i>Choroterpes picteti</i> (Eaton, 1871)						+						
<i>Habroleptoides modesta</i> (Hagen, 1864)	+				+	+	+	+		+		+
<i>Habroleptoides confusa</i> Sartori and Jacob, 1986						+	+					
<i>Habrophlebia fusca</i> (Curtis, 1834)	+			+	+	+		+		+		
<i>Habrophlebia lauta</i> Eaton, 1884	+				+	+		+		+		
<i>Habrophlebia</i> sp.					+							
<i>Paraleptophlebia cincta</i> (Retzius, 1783)					+		+	+				
<i>Paraleptophlebia lacustris</i> Ikonov, 1962	+											
<i>Paraleptophlebia</i> sp					+							
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	+			+	+	+	+	+		+		+
<i>Oligoneuriella pallida</i> (Hagen, 1855)								+				+
<i>Oligoneuriella rhenana</i> (Imhoff, 1852)				+	+	+		+		+		+
<i>Palingenia longicauda</i> Olivier, 1791			+									
<i>Ephoron virgo</i> (Olivier, 1791)	+											
<i>Potamanthus luteus</i> (Linnaeus, 1767)	+	+		+	+	+			+	+		
<i>Siphonurus aestivalis</i> Eaton, 1903					+					+		
<i>Siphonurus</i> sp.					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Шек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
ODONATA												
<i>Aeshna affinis</i> Van Der Linden, 1820	+	+			+	+						
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)				+								
<i>Aeshna isosceles</i> (Müller, 1767)	+											
<i>Aeshna juncea</i> (Linnaeus, 1758)						+						
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	+	+			+					+		
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	+											
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	+	+										
<i>Anax ephippiger</i> (Burmeister, 1839)	+					+						
<i>Anax parthenope</i> Sélys, 1893	+	+										
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	+	+	+		+	+			+			
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	+	+			+	+			+			
<i>Agrion</i> sp.				+								
<i>Caenagrion hastulatum</i> (Charpentier, 1825)						+						
<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)						+						
<i>Coenagrion ornatum</i> (Selys, 1850)	+	+										
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	+	+			+							
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Van der Linden, 1825)	+	+			+							
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	+				+							
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	+	+		+								
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	+											
<i>Erythromma lindenii</i> (Selys, 1840)	+											
<i>Ischnura elegans</i> (Van der linden, 1820)	+	+	+						+			
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	+		+		+							
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	+	+										
<i>Cordulegaster bidentata</i> Selys, 1843					+							
<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)	+				+	+			+			

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Шек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979		+						+				
<i>Cordulegaster</i> sp.					+	+						
<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+							
<i>Epithea bimaculata</i> (Charpentier, 1825)					+							
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Van der Linden, 1825)	+				+							
<i>Somatochlora metallica</i> (Van der Linden, 1825)	+											
<i>Gomphus flavipes</i> (Charpentier, 1825)	+	+	+				+				+	
<i>Gomphus simillimus</i> Selys, 1840					+							
<i>Gomphus</i> sp.					+	+						
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+		+	+			
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+	+			+	+		+
<i>Onychogomphus uncatulus</i> (Charpentier, 1840)										+		
<i>Ophiogomphus cecilia</i> (Fourcroy, 1785)		+			+	+		+				
<i>Lestes viridis</i> Kennedy, 1920	+	+		+	+							
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)	+	+										
<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)	+	+										
<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890	+	+			+							
<i>Lestes macrostigma</i> (Eversmann, 1836)	+											
<i>Lestes parvidens</i> Artblevskii, 1929				+								
<i>Lestes</i> sp.												
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	+	+			+	+						
<i>Sympecma fusca</i> (Van der Linden, 1820)	+	+	+		+				+			
<i>Leucorrhinia rubicunda</i> (Linnaeus, 1758)							+					
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	+	+			+	+			+			
<i>Libellula fulva</i> Müller, 1764	+											
<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758		+			+	+						
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	+	+			+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	+				+				+			
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	+	+			+							
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	+	+										
<i>Sympetrum flaveolum</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+						
<i>Sympetrum fonscolombei</i> (Selys, 1840)					+							
<i>Sympetrum meridionale</i> (Selys, 1841)	+	+			+				+			
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	+					+						
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Selys, 1841)		+			+							
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758)					+							
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brulle, 1832)	+	+										
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	+	+			+	+			+			
PLECOPTERA												
<i>Capnia bifrons</i> (Newman, 1839)				+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Capnia</i> spp.				+	+	+						+
<i>Capnia vidua</i> Klapálek, 1904					+	+				+		+
<i>Chloroperla</i> sp.						+						+
<i>Siphonoperla torrentium</i> (Pictet 1841)	+					+				+		+
<i>Chloroperla tripunctata</i> (Scopoli, 1763)					+	+						
<i>Siphonoperla neglecta</i> (Rostock 1888)	+				+	+	+			+		+
<i>Siphonoperla transsylvanica</i> (Kis, 1963)						+						
<i>Leuctra albida</i> Kempny, 1899							+					
<i>Leuctra aurita</i> Navás, 1919					+							+
<i>Leuctra autumnalis</i> Aubert, 1948					+							
<i>Leuctra braueri</i> Kempny 1898	+				+	+	+					+
<i>Leuctra bronislawi</i> Sowa, 1970	+				+	+	+			+		+
<i>Leuctra cingulata</i> Kempny, 1899				+	+		+			+		
<i>Leuctra digitata</i> Kempny, 1899	+			+	+	+	+			+		
<i>Leuctra fusca</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+	+	+		+		+

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Leuctra hippopoides</i> Kacanski & Zwick, 1970						+	+	+				+
<i>Leuctra hippopus</i> Kempny, 1899	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Leuctra hirsuta</i> Bogescu & Tabacaru, 1960				+	+	+	+			+		+
<i>Leuctra inermis</i> Kempny, 1899					+	+	+			+	+	+
<i>Leuctra major</i> Brinck, 1949					+	+				+		+
<i>Leuctra moselyi</i> Morton, 1929							+					
<i>Leuctra nigra</i> (Olivier, 1811)					+	+	+			+	+	+
<i>Leuctra prima</i> Kempny, 1899					+	+						+
<i>Leuctra pseudohippopus</i> Raušer 1965						+						+
<i>Leuctra pseudosignifera</i> Aubert, 1954	+				+	+	+			+		+
<i>Leuctra quadrimaculata</i> Kis, 1963						+	+					+
<i>Leuctra spp.</i>				+	+	+				+	+	+
<i>Amphinemura sp.</i>					+	+						+
<i>Amphinemura standfussi</i> (Ris, 1902)					+	+		+				
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stephens, 1836)				+	+		+	+		+	+	+
<i>Amphinemura triangularis</i> (Ris, 1902)				+	+	+	+			+		+
<i>Nemoura avicularis</i> Morton, 1894										+		
<i>Nemoura cambrica</i> Stephens, 1836	+				+	+				+		
<i>Nemoura carpathica</i> Illies, 1963					+					+		
<i>Nemoura cinerea</i> (Retzius, 1783)	+			+	+	+	+			+		+
<i>Nemoura flexuosa</i> Aubert, 1949					+					+		
<i>Nemoura fusca</i> Kis 1963										+		
<i>Nemoura longicauda</i> Kis, 1964					+							
<i>Nemoura marginata</i> Pictet, 1835					+	+	+				+	+
<i>Nemoura minima</i> Aubert, 1946							+					
<i>Nemoura monticola</i> Raušer, 1965					+							
<i>Nemoura spp.</i>	+				+	+					+	+

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Nemoura subtilis</i> Klapálek, 1896					+							+
<i>Nemoura uncinata</i> Despax, 1934										+		
<i>Nemoura zwicki</i> Sivec, 1980					+					+		+
<i>Nemurella pictetii</i> (Klapálek, 1900)					+	+	+			+		+
<i>Protonemura aestiva</i> Kis, 1965					+					+		
<i>Protonemura auberti</i> Illies, 1954						+	+			+		
<i>Protonemura autumnalis</i> Raušer, 1956				+	+		+				+	+
<i>Protonemura beaumonti</i> (Aubert, 1956)					+					+		
<i>Protonemura brevistyla</i> (Ris, 1902)					+							+
<i>Protonemura hrabei</i> Raušer, 1956				+	+	+	+			+		+
<i>Protonemura illiesi</i> Kis, 1963						+				+		
<i>Protonemura intricata</i> (Ris, 1902)	+				+	+	+	+		+		+
<i>Protonemura lateralis</i> (Pictet, 1836)					+	+						
<i>Protonemura meyeri</i> (Pictet, 1841)				+	+		+	+				
<i>Protonemura montana</i> Kimmins, 1941					+	+	+					+
<i>Protonemura nitida</i> (Pictet, 1836)					+	+	+					+
<i>Protonemura praecox</i> (Morton, 1894)						+				+		+
<i>Protonemoura</i> sp.				+	+	+					+	+
<i>Dinocras megacephala</i> (Klapálek, 1907)						+	+				+	+
<i>Dinocras</i> sp.											+	
<i>Marthamea vitripennis</i> (Burmeister, 1839)					+	+	+					
<i>Perla abdominalis</i> Guérin-Méneville, 1838					+	+	+			+		+
<i>Perla bipunctata</i> Pictet, 1833				+	+	+		+		+	+	+
<i>Perla burmeisteriana</i> Claassen, 1936					+	+	+	+		+		+
<i>Perla illiesi</i> Braasch & Joost, 1971						+	+					
<i>Perla marginata</i> (Panzer, 1799)					+	+	+				+	+
<i>Perla grandis</i> Rambur 1842				+	+	+						
<i>Perla pallida</i> Guérin-Méneville, 1838	+				+	+	+					+

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Perla</i> sp.	+				+	+						+
<i>Arcynopteryx dichroa</i> (McLachlan 1872)										+		
<i>Isogenus nubecula</i> Newman, 1833					+	+				+	+	+
<i>Isoperla belai</i> Illies, 1963	+					+				+		+
<i>Isoperla bosnica</i> Aubert, 1964						+						
<i>Isoperla buresi</i> Raušer, 1962											+	+
<i>Isoperla difformis</i> (Klapálek, 1909)					+							+
<i>Isoperla goertzi</i> Illies, 1952					+	+						+
<i>Isoperla gramatica</i> (Poda, 1761)				+	+	+		+		+	+	+
<i>Isoperla graeca</i> Aubert, 1956							+					
<i>Isoperla obscura</i> (Zetterstedt, 1840)						+						
<i>Isoperla oxylepis</i> (Despax, 1936)					+							
<i>Isoperla pawlowski</i> Wojtas, 1961						+						
<i>Isoperla rivulorum</i> (Pictet, 1841)					+	+						
<i>Isoperla</i> sp.					+	+				+		
<i>Isoperla sudetica</i> (Kolenati, 1859)												+
<i>Isoperla tripartita</i> Illies 1954					+	+	+			+		+
<i>Perlodes dispar</i> (Rambur, 1842)	+				+				+			
<i>Perlodes intricatus</i> (Pictet 1841)					+	+						+
<i>Perlodes microcephalus</i> (Pictet, 1833)					+	+	+			+		+
<i>Perlodes</i> sp.					+	+				+		
<i>Brachyptera braueri</i> (Klapálek, 1900)						+						
<i>Brachyptera risi</i> (Morton, 1896)					+	+	+	+		+	+	+
<i>Brachyptera helenica</i> Aubert, 1956					+							
<i>Brachyptera graeca</i> Berthélemy, 1971					+							
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)					+	+				+	+	+
<i>Brachyptera</i> sp.				+	+	+						
<i>Brachyptera trifasciata</i> (Pictet, 1832)					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Taeniopteryx hubaulti</i> Aubert, 1946						+						
<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (Linnaeus, 1758)					+	+				+		
<i>Taeniopteryx schoenemundi</i> (Mertens, 1923)					+							
<i>Taeniopteryx</i> sp.					+							
TRICHOPTERA												
<i>Apatania</i> sp.					+	+						+
<i>Beraea maurus</i> (Curtis, 1834)							+					+
<i>Beraea pullata</i> (Curtis, 1834)					+							
<i>Beraeamyia schmidi</i> Botosaneanu, 1960	+											
<i>Beraeodes minutus</i> (Linnaeus, 1761)							+					+
<i>Ernodes articularis</i> Pictet, 1834	+				+	+						
<i>Brachycentrus maculatus</i> (Fourcroy, 1785)					+					+		+
<i>Brachycentrus montanus</i> Klapalek, 1892					+	+			+	+		
<i>Brachycentrus</i> sp.					+							
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis, 1834					+	+	+					+
<i>Micrasema longulum</i> McLachlan, 1876					+	+						
<i>Micrasema minimum</i> McLachlan, 1876					+	+						+
<i>Micrasema sericeum</i> Klapalek, 1902						+						+
<i>Micrasema</i> sp.				+								
<i>Oligopteryx</i> sp.					+							
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	+	+										
<i>Agapetus ochripes</i> Curtis, 1834	+			+	+	+	+					+
<i>Agapetus fuscipes</i> Curtis, 1834							+				+	
<i>Agapetus laniger</i> (Pictet, 1843)				+		+						
<i>Agapetus slavorum</i> Botosaneanu, 1960						+					+	
<i>Agapetus</i> sp.				+	+	+						
<i>Glossosoma bifidum</i> McLachlan, 1879						+						

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Glossosoma boltoni</i> Curtis, 1834		+			+	+	+			+		+
<i>Glossosoma conformis</i> Neboiss, 1963					+							
<i>Glossosoma discophorum</i> Klapalek, 1902										+		
<i>Glossosoma intermedium</i> Klapalek, 1892						+						
<i>Glossosoma</i> sp.					+	+						+
<i>Synagapetus iridipennis</i> McLachlan, 1879							+			+		
<i>Synagapetus krawanyi</i> Ulmer, 1938					+							
<i>Goera pilosa</i> (Fabricius, 1775)				+	+	+		+		+		
<i>Lithax niger</i> (Hagen, 1859)					+					+		
<i>Lithax obscurus</i> (Hagen, 1859)	+				+	+	+			+		+
<i>Silo nigricornis</i> (Pictet, 1834)				+	+	+	+	+		+		
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	+			+	+	+	+			+		
<i>Silo piceus</i> (Brauer, 1857)					+	+	+			+		+
<i>Silo</i> sp.				+								
<i>Helicopsyche bacescui</i> Orghidan & Botosaneanu, 1953		+			+					+		
<i>Helicopsyche sperata</i> (Benoit, 1857)												
<i>Helicopsyche</i> sp.					+	+						
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pictet, 1834)	+	+		+	+	+	+		+	+		
<i>Diplectrona atra</i> McLachlan, 1878												
<i>Diplectrona felix</i> McLachlan, 1878							+					
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	+		+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Hydropsyche botosaneanui</i> Marinkovic, 1966					+							
<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878				+		+						
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	+	+		+	+	+	+		+			+
<i>Hydropsyche fulvipes</i> (Curtis, 1834)		+			+	+			+			
<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)	+		+	+	+	+		+		+		
<i>Hydropsyche mahrkusha</i> Schmid, 1959						+						
<i>Hydropsyche modesta</i> Navás, 1925		+			+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Hydropsyche ornatula</i> McLachlan, 1878	+											
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis, 1834)	+	+			+	+	+			+		+
<i>Hydropsyche peristerica</i> Botosaneanu & Marinkovic, 1968					+	+						+
<i>Hydropsyche saxonica</i> McLachlan, 1884		+			+	+	+			+		
<i>Hydropsyche siltalai</i> Döhler, 1963					+							
<i>Hydropsyche silfvenii</i> Ulmer, 1906												+
<i>Hydropsyche</i> sp.	+		+	+	+	+		+		+		+
<i>Hydropsyche tabacarui</i> Botosaneanu, 1960							+					
<i>Hydropsyche tjaberi</i> Botosaneanu & Marinkovic, 1966		+										
<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis, 1834					+							
<i>Agraylea sexmaculata</i> Curtis, 1834	+	+										
<i>Hydroptila</i> sp.	+				+							
<i>Hydroptila sparsa</i> Curtis, 1834					+			+		+		
<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman, 1819				+	+	+						
<i>Hydroptila vectis</i> Curtis, 1834				+								
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton 1873				+								
<i>Orthotrichia</i> sp.	+											
<i>Stactobia</i> sp.						+						
<i>Crunoecia</i> sp.						+						
<i>Lasiocephala basalis</i> (Kolenati, 1848)				+		+	+			+		
<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius, 1775)		+										
<i>Crunoecia bosniaca</i> Marinković-Gospodnetić, 1970						+						
<i>Crunoecia kempnyi</i> Morton, 1901						+						
<i>Adicella balcanica</i> Botosaneanu & Novak, 1965						+				+		
<i>Adicella filicornis</i> (Pictet, 1834)	+				+	+				+		
<i>Adicella</i> sp.								+				

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Adicella syriaca</i> Ulmer, 1907					+	+						
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)						+				+		
<i>Athripsodes albifrons</i> (Linnaeus, 1758)						+						
<i>Athripsodes bilineatus</i> (Linnaeus, 1758)					+	+						
<i>Athripsodes commutatus</i> (Rostock, 1874)										+		
<i>Ceraclea annulicornis</i> (Stephens, 1836)	+									+		
<i>Leptocerus interruptus</i> (Fabricius, 1775)	+									+		
<i>Leptocerus</i> sp.		+		+	+	+				+		
<i>Mystacides azurea</i> (Linnaeus, 1761)					+				+	+		
<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)										+		
<i>Mystacides nigra</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+				+		
<i>Oecetis testacea</i> Curtis, 1834										+		
<i>Paroecetis</i> sp.	+											
<i>Paroecetis struckii</i> (Klapalek, 1903)					+							
<i>Setodes hungaricus</i> Ulmer, 1907						+						
<i>Triaenodes kawraiskii</i> (Martynov, 1909)									+			
<i>Triaenodes</i> sp.						+						
<i>Ylodes simulans</i> (Tjeder, 1929)										+		
<i>Allogamus auricollis</i> (Pictet, 1834)						+				+		+
<i>Allogamus</i> sp.	+	+			+							+
<i>Allogamus uncatus</i> (Brauer, 1857)					+							+
<i>Anabolia furcata</i> Brauer, 1857						+						
<i>Anabolia laevis</i> (Zetterstedt, 1840)						+						
<i>Anabolia nervosa</i> (Curtis, 1834)	+			+	+	+		+		+		
<i>Annitella obscurata</i> (McLachlan, 1876)	+				+				+			+
<i>Annitella triloba</i> Marinkovic- Gospodnetic, 1957												
<i>Chaetopteryx cissylvanica</i> Botosaneanu, 1959						+	+					

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Chaetopteryx regulosa schmidi</i> Botosaneanu, 1957												
<i>Chaetopteryx</i> sp.						+						+
<i>Chaetopteryx stankovići</i> Marinkovic- Gospodnetic, 1966												
<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius, 1789)					+	+						
<i>Chaetopteroides maximus</i> Kumanski, 1968						+						
<i>Drusus annulatus</i> (Stephens, 1837)				+	+					+		
<i>Drusus biguttatus</i> (Pictet, 1834)												+
<i>Drusus botasaneanu</i> Botosaneanu, 1965												
<i>Drusus discolor</i> (Rambur, 1842)						+						+
<i>Drusus discophorus</i> Radovanovic, 1943												
<i>Drusus monticola</i> McLachlan, 1876					+							
<i>Drusus serbicus</i> Marinkovic- Gospodnetic, 1971							+					
<i>Drusus</i> sp.					+	+						+
<i>Drusus trifidus</i> McLachlan, 1876				+		+						
<i>Ecclisopteryx madida</i> McLachlan, 1867										+		
<i>Ecclisopteryx guttulata</i> (Pictet, 1834)										+		
<i>Glyphotaelius gripekoveni</i> (Keifer, 1913)					+							
<i>Glyphotaelius pellucidus</i> (Retzius, 1783)	+					+		+		+		
<i>Glyphotaelius polytomus</i> Harting, 1893				+								
<i>Grammotaulius atomarius</i> (Fabricius, 1793)						+						
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (Retzius, 1783)					+	+						
<i>Grammotaulius nitidus</i> (Müller, 1764)	+											
<i>Grammotaulius</i> sp.	+					+						
<i>Halesus digitatus</i> (Schränk, 1781)				+	+	+	+			+		
<i>Halesus interpunctatus</i> (Zetterstedt, 1840)				+		+				+		
<i>Halesus</i> sp.						+						
<i>Halesus tessellatus</i> (Rambur, 1842)				+		+				+		

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Hydatophylax infumatus</i> (McLachlan, 1865)				+								
<i>Limnephilus fuscicornis</i> (Rambur, 1842)						+						
<i>Limnephilus affinis</i> Curtis, 1834		+										
<i>Limnephilus auricula</i> Curtis, 1834					+	+						
<i>Limnephilus bipunctatus</i> Curtis, 1834	+	+			+	+						+
<i>Limnephilus caenosus</i> Curtis, 1834					+					+		
<i>Limnephilus centralis</i> Curtis, 1834	+											
<i>Limnephilus decipiens</i> (Kolenati, 1848)				+						+		
<i>Limnephilus elegans</i> Curtis, 1834						+						
<i>Limnephilus extricatus</i> McLachlan, 1865				+		+				+		
<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	+				+	+						
<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834				+		+	+		+			
<i>Limnephilus marmoratus</i> Curtis, 1834										+		
<i>Limnephilus rhombicus</i> (Linnaeus, 1758)					+	+				+		
<i>Limnephilus</i> sp.				+	+	+		+		+		+
<i>Limnephilus sparsus</i> Curtis, 1834						+						
<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabricius, 1798)		+				+						
<i>Melampophylax mucoreus</i> Hagen, 1861										+		
<i>Mesophylax impunctatus</i> McLachlan, 1884	+				+	+						
<i>Metanoea flavipennis</i> (Pictet, 1834)					+	+						
<i>Micropterna lateralis</i> Stephens, 1874										+		
<i>Micropterna nycterobia</i> (McLachlan, 1875)						+						
<i>Micropterna seguax</i> (McLachlan, 1875)						+						
<i>Micropterna</i> sp.						+						
<i>Micropterna testacea</i> (Gmelin, 1790)				+	+	+				+		+
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i> (Retzius, 1783)					+	+						

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Parachiona picicornis</i> (Pictet, 1834)					+							
<i>Potamophylax cingulatus</i> (Stephens, 1837)				+	+	+	+					
<i>Potamophylax latipennis</i> (Curtis, 1834)		+		+	+	+				+		
<i>Potamophylax luctuosus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	+					+				+		
<i>Potamophylax nigricornis</i> (Pictet, 1834)				+	+	+	+		+	+		+
<i>Potamophylax pallidus</i> (Klapalek, 1899)												+
<i>Potamophylax rotundipennis</i> (Brauer, 1857)	+											
<i>Potamophylax</i> sp.				+	+	+						
<i>Psilopteryx montana</i> Kumanski, 1968		+										
<i>Stenophylax mitis</i> McLachlan, 1875	+											
<i>Stenophylax mucronatus</i> McLachlan, 1880						+						
<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan, 1895				+	+							
<i>Stenophylax</i> sp.		+		+	+							
<i>Stenophylax meridionalis</i> McLachlan, 1875					+				+			
<i>Stenophylax vibex</i> (Curtis, 1834)					+	+						
<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)				+	+	+	+			+		
<i>Odontocerum hellenicum</i> Malicky, 1972											+	
<i>Chimarra marginata</i> (Linnaeus, 1767)										+		
<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan, 1813)	+			+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Philopotamus</i> sp.					+					+		
<i>Philopotamus variegatus</i> (Scopoli, 1763)	+			+	+		+			+		
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	+	+			+	+	+		+			
<i>Wormaldia pulla</i> (McLachlan, 1878)	+				+	+						
<i>Wormaldia</i> sp.												
<i>Wormaldia subnigra</i> McLachlan, 1865				+		+	+			+		
<i>Phryganea grandis</i> Linnaeus, 1758		+				+						
<i>Phryganea</i> sp.					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Cyrnus crenaticornis</i> (Kolenati, 1859)						+						
<i>Cyrnus flavidus</i> McLachlan, 1864					+	+						
<i>Cyrnus</i> sp.					+							
<i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curtis, 1834)	+			+	+					+		
<i>Holocentropus</i> sp.					+							
<i>Holocentropus stagnalis</i> (Albarda, 1874)		+										
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	+				+							
<i>Plectrocnemia conspresa</i> (Curtis, 1834)					+	+			+	+		
<i>Plectrocnemia geniculata</i> McLachlan, 1871		+				+				+		
<i>Plectrocnemia minima</i> Klapalek, 1899	+								+			
<i>Plectrocnemia</i> sp.		+			+			+				
<i>Polycentropus irroratus</i> Curtis, 1835						+						
<i>Polycentropus excisus</i> Klapalek, 1894						+						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	+	+	+		+	+		+		+		
<i>Polycentropus</i> sp.		+			+							+
<i>Lype phaeopa</i> (Stephens, 1836)					+							
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868)	+											
<i>Psychomyia fragilis</i> (Pictet, 1834)												
<i>Psychomyia klapaleki</i> Malicky, 1995						+						
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	+	+			+	+	+		+	+		
<i>Tinodes pallidulus</i> Mclachlan, 1878	+								+	+		
<i>Tinodes rostocki</i> Mclachlan, 1878							+		+	+		
<i>Tinodes</i> sp.							+	+		+		
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)						+						
<i>Tinodes waeneri</i> (Linnaeus, 1758)									+	+		
<i>Rhyacophila aquitanica</i> McLachlan, 1879	+											
<i>Rhyacophila balcanica</i> Radovanovic, 1953							+					+

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Rhyacophila bosniaca</i> Schmid, 1970						+						
<i>Rhyacophila dorsalis</i> (Curtis, 1834)					+			+				+
<i>Rhyacophila evoluta</i> McLachlan, 1879					+	+	+		+	+		
<i>Rhyacophila fasciata</i> Hagen, 1859	+			+	+	+		+	+	+		
<i>Rhyacophila fischeri</i> Botosaneanu, 1957											+	
<i>Rhyacophila furcifera</i> Klapalek, 1904						+						
<i>Rhyacophila glareosa</i> McLachlan, 1867										+		
<i>Rhyacophila intermedia</i> McLachlan., 1868										+		
<i>Rhyacophila hirticornis</i> McLachlan, 1879					+							
<i>Rhyacophila laevis</i> Pictet, 1834	+					+						
<i>Rhyacophila loxias</i> Schmid, 1970												+
<i>Rhyacophila mocsaryi</i> Klapalek, 1894					+	+						+
<i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt, 1840)		+		+	+	+	+		+	+		+
<i>Rhyacophila obliterated</i> McLachlan, 1863				+	+	+	+			+		
<i>Rhyacophila obtusa</i> Klapalek, 1894					+	+						+
<i>Rhyacophila pascoei</i> McLachlan, 1879		+			+	+	+					
<i>Rhyacophila philopotamoides</i> McLachlan, 1879				+	+			+				
<i>Rhyacophila polonica</i> McLachlan, 1879	+				+	+						
<i>Rhyacophila praemorsa</i> McLachlan, 1879						+						
<i>Rhyacophila pubescens</i> Pictet, 1834					+	+						+
<i>Rhyacophila sp.</i>				+	+	+		+		+		+
<i>Rhyacophila stankovići</i> Radovanovic, 1932							+					
<i>Rhyacophila torrentium</i> Pictet, 1834						+						
<i>Rhyacophila trescavicensis</i> Botosaneanu, 1960											+	
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834		+		+	+	+	+			+		+

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Rhyacophila vranitzensis</i> Gospodnetic & Botosaneanu, 1967							+	+				
<i>Rhyacophila vulgaris</i> Pictet, 1834										+		+
<i>Notidobia ciliaris</i> (Linnaeus, 1761)				+						+		
<i>Oecismus monedula</i> (Hagen, 1859)										+		
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1845										+		
<i>Sericostoma personatum</i> Kirby & Spencer, 1826	+			+	+	+	+	+		+		+
<i>Sericostoma</i> sp.					+	+						
<i>Sericostoma timidum</i> Hagen, 1864										+		
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876					+	+	+			+		
DIPTERA												
<i>Atherix ibis</i> (Fabricius, 1798)				+	+	+	+			+		
<i>Atherix</i> sp.					+	+				+		
<i>Atrichops crassipes</i> (Meigen, 1820)						+						
<i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	+	+			+	+	+			+		+
<i>Blepharicera fasciata fasciat</i> (Westwood, 1842)					+	+				+		
<i>Blepharicera</i> sp.						+						
<i>Liponeura brevirostris</i> Loew, 1877						+						
<i>Liponeura cordata</i> Vimmer, 1916						+						
<i>Liponeura decipiens</i> Bezzi, 1913												+
<i>Liponeura cinarasceus minor</i> Bischoff, 1922												+
<i>Liponeura</i> sp.		+		+	+	+	+			+		+
<i>Bezzia</i> sp.	+	+			+							
<i>Ceratopogon</i> sp.					+	+						
<i>Culicoides circumscriptus</i> Kieffer, 1918					+		+					
<i>Culicoides nubeculosus</i> Meigen, 1830						+						
<i>Culicoides</i> sp.				+	+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив	
<i>Dasyhella</i> sp.												+	
<i>Dasyhella versicolor</i> (Winnertz, 1852)													+
<i>Palpomyia lineata</i> (Meigen, 1804)													+
<i>Probezzia seminigra</i> Panzer, 1796)													+
<i>Stilobezzia</i> sp.		+											
<i>Chaoborus crystalinus</i> (De Geer, 1776)				+	+	+							
Chironomidae													
<i>Beckidia zabolotzkyi</i> (Goetghebuer, 1938)		+		+	+								
<i>Chernovskiiia orbicus</i> (Townes, 1945)				+	+								
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+	+							
<i>Chironomus riparius</i> Meigen 1804	+	+	+	+	+	+							
<i>Chironomus bernensis</i> Kloetzli 1973		+			+								
<i>Chironomus acutiventris</i> Wuelker, Ryser & Scholl 1983	+					+							
<i>Chironomus (Chironomus) annularius</i> Meigen 1818					+	+							
<i>Chironomus obtusidens</i> Goetghebuer 1921					+								
<i>Chironomus luridus</i> group					+								
<i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker, 1856)		+		+	+				+				
<i>Cladotanytarsus</i> sp.		+			+								
<i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus 1767)				+									
<i>Cryptochironomus defectus</i> (Kieffer, 1913)	+	+		+	+	+			+				
<i>Cryptochironomus</i> sp.	+	+		+	+				+				
<i>Demicyptochironomus vulneratus</i> (Zetterstedt, 1838)	+	+		+	+	+							
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)	+	+		+	+								
<i>Dicrotendipes notatus</i> (Meigen, 1818)					+								
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830)					+								

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Endochironomus dispar</i> (Meigen, 1830)	+				+							
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)						+						
<i>Glyptotendipes cauliginellus</i> (Kieffer, 1913)				+	+							
<i>Glyptotendipes pallens</i> (Meigen 1804)	+											
<i>Harnischia fuscimanus</i> (Kieffer, 1921)	+			+	+	+						
<i>Harnischia</i> sp.	+			+	+							
<i>Microchironomus tener</i> (Kieffer, 1918)		+		+	+							
<i>Micropstra bidentata</i> Goetghebuer, 1921					+							
<i>Micropstra curvicornis</i> (Chernovskij, 1949)		+		+	+	+						
<i>Micropsectra junci</i> (Meigen, 1818)	+				+	+						
<i>Micropstra</i> sp.					+							
<i>Microtendipes chloris</i> (Meigen, 1818)				+								
<i>Microtendipes pedellus</i> agg. sensu Moller Pillot (1984)					+							
<i>Microtendipes tarsalis</i> agg. sensu Moller Pillot (1984)				+								
<i>Omisus caledonicus</i> (Edwards, 1932)	+											
<i>Parachironomus arcuatus</i> (Goetghebuer, 1921).		+		+								
<i>Parachironomus frequens</i> (Johannsen, 1905)					+							
<i>Parachironomus varus</i> (Goetghebuer 1921)						+						
<i>Paracladopelma camptolabis</i> (Kieffer, 1913)				+								
<i>Paracladopelma doris</i> (Townes, 1945)				+								
<i>Paracladopelma laminatum</i> (Kieffer, 1921)					+							
<i>Paracladopelma nigrifulum</i> (Goetghebuer, 1942)					+							
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i> (Malloch,1915)		+			+							
<i>Paratanytarsus austriacus</i> (Kieffer,1924)		+			+							
<i>Paratanytarsus dissimilis</i> (Johannsen, 1905)		+			+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Paratanytarsus lauterborni</i> (Kieffer, 1909)		+		+	+	+			+			
<i>Paratendipes albimanus</i> (Meigen, 1818)		+			+							
<i>Paratendipes connectens</i> (Meigen, 1830)						+						
<i>Paratendipes nubilus</i> (Meigen, 1830)		+		+		+						
<i>Phaenopsectra</i> sp.					+							
<i>Phaenopsectra flavipes</i> (Meigen, 1818)					+	+						
<i>Polypedilum albicorne</i> (Meigen, 1838)		+			+							
<i>Polypedilum convictum</i> (Walker, 1856)	+	+		+	+	+			+			
<i>Polypedilum cultellatum</i> Goetghebuer, 1931					+							
<i>Polypedilum laetum</i> (Meigen, 1818)				+	+	+			+			
<i>Polypedilum nubeculosum</i> (Meigen, 1804)	+	+		+	+	+						
<i>Polypedilum pedestre</i> (Meigen, 1830)		+		+	+	+			+			
<i>Polypedilum scalaenum</i> (Schrank, 1803)		+		+	+	+			+			
<i>Polypedilum uncinatum</i> Goetghebuer, 1921					+							
<i>Pseudochironomus prasinatus</i> (Staeger, 1839)		+			+							
<i>Rheotanytarsus rivulorum</i> (Kieffer & Thienemann, 1908)	+			+		+						
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		+			+							
<i>Robackia demeijerei</i> (Kruseman, 1933)	+			+								
<i>Saetheria reissi</i> Jackson, 1977					+							
<i>Saetheria</i> sp.					+							
<i>Stempellinella brevis</i> (Edwards, 1929)					+							
<i>Stempellina cornuta</i> Kieffer 1922						+						
<i>Stempellinella edwardsi</i> Spies & Saether 2004					+							
<i>Stictochironomus maculipennis</i> (Meigen, 1818)					+							
<i>Stictochironomus pictulus</i> (Meigen, 1830)					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Stictochironomus sticticus</i> (Fabricius, 1781)	+											
<i>Tanytarsus gregarius</i> (Kieffer, 1909)	+			+								
<i>Tanytarsus</i> sp.		+			+							
<i>Xenochironomus xenolabis</i> (Kieffer 1916)	+	+										
<i>Diamesa</i> sp.	+	+			+	+				+	+	
<i>Potthastia gaedii</i> (Meigen, 1838)	+				+							
<i>Potthastia longimanus</i> Kieffer, 1922	+				+							
<i>Acricotopus lucens</i> (Zetterstedt, 1850)									+			
<i>Brillia flavifrons</i> (Johannsen, 1905)					+							
<i>Brillia longifurca</i> Kieffer 1921		+										
<i>Brillia bifida</i> (Kieffer, 1909)	+			+	+	+						
<i>Bryophaenocladus subvernalis</i> (Edwards, 1929)					+							
<i>Cardiocladius fuscus</i> Kieffer, 1924					+							
<i>Chaetocladius perennis</i> (Meigen, 1830)	+											
<i>Chaetocladius vitellinus</i> (Kieffer, 1908)						+						
<i>Corynoneura</i> cf. <i>antennalis sensu</i> Schmid (1993)					+							
<i>Corynoneura coronata</i> Edwards 1924					+							
<i>Corynoneura celeripes</i> Winnertz, 1852					+							
<i>Corynoneura lobata</i> Edwards, 1924					+							
<i>Corynoneura scutellata</i> Winnertz, 1846				+	+							
<i>Cricotopus annulator</i> (Goetghebuer, 1927)	+	+		+	+							
<i>Cricotopus algarum</i> (Kieffer, 1911)	+		+	+					+			
<i>Cricotopus albiforceps</i> (Kieffer, 1916)		+		+	+				+			
<i>Cricotopus fuscus</i> (Kieffer, 1909)				+	+	+			+			
<i>Cricotopus triannulatus</i> (Macquart 1826)	+	+		+	+	+						
<i>Cricotopus bicinctus</i> (Meigen, 1818)	+	+		+	+	+			+			

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Cricotopus gr. sylvestris sensu</i> Hirvenoja, 1973	+	+		+	+	+			+			
<i>Cricotopus tremulus</i> (Linnaeus, 1758)	+				+							
<i>Cricotopus trifascia</i> Edwards, 1929	+	+		+	+				+			
<i>Epoicocladus ephemerae</i> (Kieffer, 1924)	+				+							
<i>Eukiefferiella brevicealcar</i> (Kieffer, 1911)					+				+		+	
<i>Eukiefferiella clypeata</i> (Kieffer, 1923)					+	+			+			
<i>Eukiefferiella claripennis</i> (Lundbeck, 1898)				+	+	+			+		+	
<i>Eukiefferiella coerulea</i> (Kieffer 1926)	+				+	+						
<i>Eukiefferiella cyanea</i> Thienemann 1936						+						
<i>Eukiefferiella fittkai</i> Lehmann 1972					+							
<i>Eukiefferiella lobifera</i> (Goetghebuer, 1934)	+				+							
<i>Eukiefferiella gracei</i> (Edwards, 1929)					+	+			+			
<i>Eukiefferiella longipes</i> (Chernovskij, 1949)	+				+							
<i>Eukiefferiella ilkleyensis</i> (Edwards, 1929)	+				+							
<i>Eukiefferiella minor</i> (Edwards, 1929)					+							
<i>Heleniella ornatocollis</i> (Edwards, 1929)	+			+	+							
<i>Hydrobaenus</i> sp.					+							
<i>Limnophyes asquamatus</i> (Soeg. Andersen, 1937)	+											
<i>Limnophyes minimus</i> (Meigen 1818)					+	+						
<i>Limnophyes</i> sp.					+							
<i>Microtendipes chloris</i> (Meigen, 1818)						+						
<i>Metriocnemus eurynotus</i> (Holmgren 1883)						+						
<i>Nanocladius dichromus</i> (Kieffer, 1906)	+	+		+	+	+						
<i>Nanocladius rectinervis</i> (Kieffer, 1911)					+							
<i>Orthocladus thienemanni</i> (Kieffer, 1906)	+			+	+	+						
<i>Orthocladus (Euorthocladus)</i> sp.					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Orthocladius frigidus</i> (Zetterstedt, 1838)	+				+							
<i>Orthocladius lignicola</i> Kieffer 1914												
<i>Orthocladius luteipes</i> Goetghebuer 1938						+						
<i>Orthocladius olivaceus</i> (Kieffer, 1911)	+										+	
<i>Orthocladius rivulorum</i> Kieffer, 1909				+	+	+			+			
<i>Orthocladius rubicundus</i> (Meigen, 1818)	+	+		+	+	+						
<i>Orthocladius saxosus</i> (Tokunaga 1939)									+			
<i>Paracladius conversus</i> (Walker, 1856)					+							
<i>Paracricotopus niger</i> (Kieffer, 1913)					+							
<i>Parakiefferiella bathophila</i> (Kieffer, 1912)						+			+			
<i>Parakiefferiella gracillima</i> (Kieffer, 1922)					+				+			
<i>Parametricnemus stylatus</i> (Spaerck, 1923)					+				+			
<i>Paraphaenocladius impensus</i> (Walker, 1856)	+											
<i>Paratrachocladius rufiventris</i> (Meigen, 1830)					+							
<i>Paratrissocladius excerptus</i> (Walker, 1856)					+							
<i>Psectrocladius barbimanus</i> (Edwards, 1929)	+					+						
<i>Psectrocladius calcaratus</i> (Edwards, 1929)					+							
<i>Psectrocladius psilopterus</i> (Kieffer, 1906)	+				+	+			+			
<i>Pseudosmittia danconai</i> (Marcuzzi, 1947)					+							
<i>Pseudosmittia simplex</i> (Strenzke & Thienemann, 1942)	+											
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i> (Edwards, 1929)					+							
<i>Rheocricotopus effusus</i> (Walker, 1856)	+	+			+							
<i>Rheocricotopus fuscipes</i> (Kieffer, 1909)					+							
<i>Rheosmittia spinicornis</i> (Brundin, 1956)					+							
<i>Smittia</i> sp.				+	+							
<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer, 1909)	+			+	+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Thienemanniella clavicornis</i> (Kieffer, 1911)				+	+				+			
<i>Thienemanniella flaviforceps</i> (Kieffer, 1925)					+				+			
<i>Thienemanniella majuscula</i> (Edwards, 1924)		+			+							
<i>Tvetenia bavarica</i> (Goetghebuer, 1934)	+				+							
<i>Tvetenia calvescens</i> (Edwards, 1929)					+							
<i>Tvetenia tshernovskii</i> (Pankratova, 1968)	+			+								
<i>Tvetenia discoloripes</i> (Goetghebuer & Thienemann, 1936)	+				+							
<i>Odontomesa fulva</i> (Kieffer, 1919).					+							
<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen, 1818).		+		+	+	+			+	+		
<i>Prodiamesa rufovittata</i> (Goetghebuer, 1932).	+				+							
<i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittkau 1962				+	+							
<i>Ablabesmyia monilis</i> (Linnaeus, 1758)	+		+	+	+	+						
<i>Ablabesmyia phatta</i> (Egger, 1864)					+							
<i>Anatopynia plumipes</i> (Fries, 1823)					+							
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (Zetterstedt 1838)					+							
<i>Arctopelopia barbitarsis</i> (Zetterstedt, 1850)					+							
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818)		+			+							
<i>Guttipelopia guttipennis</i> (van der Wulp, 1861)	+											
<i>Krenopelopia</i> sp.					+							
<i>Larsia curticalcar</i> (Kieffer, 1918)	+			+	+							
<i>Macropelopia adaucta</i> Kieffer, 1916					+	+						
<i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen, 1804)					+	+						
<i>Monopelopia tenuicalcar</i> (Kieffer, 1918)	+											
<i>Natarsia punctata</i> (Fabricius, 1805)	+											
<i>Nilotanypus dubius</i> (Meigen, 1804)					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Procladius</i> sp.		+		+	+	+						
<i>Rheopelopia</i> sp.		+			+							
<i>Tanyus kraatzi</i> (Kieffer 1912)					+	+						
<i>Tanyus punctipennis</i> Meigen, 1818	+	+		+	+	+						
<i>Tanyus</i> sp.				+					+			
<i>Thienemannimyia lentiginosa</i> (Fries, 1823)	+			+		+						
<i>Zavrelimyia melanura</i> (Meigen, 1804)	+			+								
<i>Thienemannimyia</i> sp.					+							
<i>Trissopelopia flavida</i> (Kieffer, 1923)	+				+							
<i>Zavrelimyia</i> sp.					+							
<i>Syndiamesa hygropetrica</i> (Kieffer 1909)									+			
<i>Diamesa latitarsis</i> (Goetghebuer 1921)					+							
<i>Diamesa insignipes</i> Kieffer 1908						+						
<i>Pseudodiamesa nivosa</i> (Goetghebuer 1928)					+							
<i>Acricotopus lucens</i> (Zetterstedt 1850)	+			+								
<i>Bryophaenocladius subvernalis</i> (Edwards 1929)					+							
<i>Diplocladius cultriger</i> Kieffer 1908					+							
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker 1856)					+							
<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer 1909)				+	+	+			+			
<i>Orthocladius rivicola</i> Kieffer 1911	+											
<i>Psectrocladius obvius</i> (Walker 1856)					+	+						
<i>Trissocladius brevipalpis</i> Kieffer 1908						+						
<i>Trissopelopia flavida</i> Kieffer 1923					+							
<i>Tanyus (Tanyus) vilipennis</i> (Kieffer 1918)		+			+	+						
<i>Psectrotanyus varius</i> (Fabricius 1787)					+							
<i>Chernovskiiia orbicus</i> (Townes 1945)					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Cladopelma gr. laccophila</i>		+										
<i>Cryptotendipes</i> sp.		+										
<i>Lipiniella araenicola</i> Shilova 1961		+										
<i>Culex</i> sp.	+							+				
<i>Dixa dilatata</i> Strobl, 1900								+				
<i>Dixa maculata</i> Meigen, 1818					+							
<i>Dixa</i> sp.				+								
<i>Clinocera nigra</i> (Meigen, 1804)					+	+		+				
<i>Clinocera</i> sp.					+							
<i>Wiedemannia ouedorum</i> Vaillant, 1952					+	+						
<i>Wiedemannia</i> sp.						+						
<i>Chelifera precatorea</i> (Fallen, 1815)					+							
<i>Hemerodromia</i> sp.		+			+	+						
<i>Hemerodromia unilineata</i> Zetterstedt, 1842					+	+		+				+
<i>Ephydra</i> sp.					+							
<i>Scatella stagnalis</i> (Fallen, 1813)	+											
<i>Pelina</i> sp.								+				
<i>Molophilus</i> sp.					+	+						
<i>Ormosia lineata</i> (Meigen, 1804)						+						
<i>Ormosia</i> sp.					+	+						
<i>Scleroprocta</i> sp.					+							
<i>Orimarga attenuata</i> (Walker, 1848)						+						
<i>Orimarga</i> sp.					+							
<i>Dactylolabis</i> sp.					+							
<i>Hexatoma bicolor</i> (Meigen, 1818)					+	+						
<i>Hexatoma</i> sp.					+	+				+		

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Paradelphomyia sp.</i>					+	+						
<i>Limnophila maculata</i> (Meigen, 1804)					+	+						
<i>Limnophila mundata</i> (Loew, 1871)						+						
<i>Limnophila sp.</i>		+			+							
<i>Limnophila submarmorata</i> (Verrall, 1887)	+				+	+				+		
<i>Antocha sp.</i>	+				+	+				+		
<i>Antocha vitripennis</i> (Meigen, 1830)		+			+	+				+		
<i>Limonia maculipennis</i> (Meigen, 1818)						+						
<i>Limonia modesta</i> (Meigen, 1818)						+						
<i>Limonia sp.</i>												+
<i>Limnophora riparia</i> (Fallén, 1824)	+	+		+	+							
<i>Limnophora sp.</i>		+			+	+		+				
<i>Dicronata bimaculata</i> (Schummel, 1829)	+	+			+	+	+		+	+		+
<i>Dicronata sp.</i>				+	+	+				+		
<i>Pedicia straminea</i> (Meigen, 1838)					+	+						
<i>Pedicia immaculata</i> (Meigen, 1804)					+							
<i>Pedicia sp.</i>	+				+	+				+		
<i>Bazarella sp.</i>					+							
<i>Pericoma sp.</i>		+			+	+				+		
<i>Psychoda alternata</i> Say, 1824		+		+								
<i>Psychoda gemina</i> (Eaton, 1904)				+								
<i>Psychoda severini</i> Tonnoir, 1922						+						
<i>Psychoda pusilla</i> Tonnoir, 1922	+	+			+	+			+	+		
<i>Psychoda sp.</i>	+	+			+	+				+		
<i>Satchelliella canescens</i> (Meigen, 1818)						+						
<i>Ulomia (Satchelliella) cognata</i> (Eaton, 1893)	+				+							
<i>Satchelliella mutua</i> (Eaton, 1893)					+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Satcheliella</i> sp.					+							
<i>Satcheliella stammeri</i> (Jung, 1954)					+	+						
<i>Ptychoptera</i> sp.	+	+			+	+						
Scathophagidae 1 sp. Nederm.				+								
<i>Prosimulium hirtipes</i> (Fries, 1824)						+						
<i>Prosimulium</i> sp.		+			+	+						+
<i>Prosimulium tomosvaryi</i> (Enderlein, 1921)												+
<i>Simulium argyreatum</i> Meigen, 1838						+						
<i>Simulium reptans</i> (Linnaeus, 1758)					+				+			+
<i>Simulium angustatum</i> (Rubzov, 1956)						+						
<i>Simulium (Eusimulim) aureum</i> Fries, 1824	+					+						
<i>Simulium costatum</i> Friederichs, 1920					+	+						
<i>Simulium cryophylum</i> (Rubzov, 1959)					+							
<i>Simulim (Wilhelmia) balcanica</i> (Enderlein, 1924)					+							
<i>Simulim (Wilhelmia) lineatum</i> (Meigen, 1804)					+							
<i>Simulium</i> spp.	+	+		+	+	+		+		+		+
<i>Twinnia</i> sp.					+							
<i>Odagmia maxima</i> Knoz, 1961												+
<i>Odagmia</i> sp.												+
<i>Oxycera meigenii</i> Staeger, 1844					+							
<i>Oxycera paradalina</i> Meigen, 1822						+						
<i>Oxycera pygmaea</i> (Fallen, 1817)						+						
<i>Stratiomis longicornis</i> (Scopoli, 1763)				+								
<i>Odontomyia ornata</i> (Meigen, 1822)					+							
<i>Odontomyia</i> sp.						+						
<i>Eristalis</i> sp.	+	+						+				
<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)				+						+		

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Chrysops caecutiens</i> (Linnaeus, 1758)						+						
<i>Chrysops</i> sp.						+						
<i>Hybomitra</i> sp.					+	+						+
<i>Tabanus maculicornis</i> (Zetterstedt, 1842)					+							
<i>Tabanus miki</i> Brauer, 1880					+							
<i>Tabanus</i> sp.	+	+		+	+	+		+		+		
<i>Haematopota</i> sp.	+				+							
<i>Heptatoma pellucens</i> (Fabricius, 1776)		+			+							
<i>Heptatoma</i> sp.	+				+							
<i>Tipula luna</i> Westhoff, 1879						+						
<i>Tipula benesignata</i> Mannheims, 1954						+						
<i>Tipula cheethami</i> Edwards, 1924					+	+						
<i>Tipula rufina rufina</i> Meigen, 1818						+						
<i>Tipula autumnalis</i> Loew, 1864												+
<i>Tipula fulvipennis</i> De Geer, 1776					+							
<i>Tipula grisescens</i> Zetterstedt, 1851						+						
<i>Tipula lateralis</i> Meigen, 1804		+			+							
<i>Tipula maxima</i> Poda, 1761					+	+						
<i>Tipula pruinosa pruinosa</i> Wiedemann, 1817									+			
<i>Tipula saginata</i> Bergroth, 1891					+	+						
<i>Tipula</i> sp.	+	+		+	+	+				+		
<i>Eriocera</i> sp.					+	+						
<i>Helobia</i> sp.						+						
<i>Dolichopeza</i> sp.					+							
<i>Trichocera</i> sp.						+						
<i>Chrysophilus</i> sp.		+			+	+						

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Шек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Sylvicola sp.</i>						+						
HETEROPTERA												
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> (Fabricius, 1794)					+	+				+		
<i>Corixa sp.</i>	+											
<i>Corixa punctata</i> (Illiger 1807)						+						
<i>Glaenocorisa propingua</i> (Fieber, 1860)				+								
<i>Glaenocorisa sp.</i>						+						
<i>Sigara nigrolineata</i> (Fieber 1848)						+						
<i>Sigara limitata</i> (Fieber 1848)						+						
<i>Sigara striata</i> (Linnaeus 1758)						+						
<i>Sigara iactans</i> Jansson 1983						+						
<i>Sigara lateralis</i> (Leach 1817)						+						
<i>Sigara falleni</i> (Fieber 1848)					+							
<i>Sigara sp.</i>						+				+		
<i>Aquarius najas</i> (De Geer 1773)					+							
<i>Aquarius paludum</i> (Fabricius 1794)					+							
<i>Gerris gibbifer</i> Schummel 1832					+							
<i>Gerris thoracicus</i> Schummel 1832					+							
<i>Gerris sp.</i>					+							
<i>Rheumatobates sp.</i>					+							
<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus 1758)					+							
<i>Hydrometra sp.</i>					+							
<i>Ilyocoris cimicoides cimicoides</i> (Linnaeus, 1758)	+			+	+	+						
<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus, 1758				+	+	+				+		
<i>Ranatra linearis</i> (Linnaeus, 1758)	+				+							
<i>Notonecta glauca</i> Linnaeus, 1758	+				+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Шек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Notonecta viridis</i> Delcourt 1909						+						
<i>Notonecta</i> sp.		+			+							
<i>Mesovelia furcata</i> Mulsant & Rey 1852						+						
<i>Velia caprai</i> Tamanini 1947					+	+						
<i>Velia affinis filippii</i> (Tamanini 1947)					+							
<i>Velia</i> sp.					+							
COLEOPTERA												
<i>Donacia crassipes</i> Fabricius, 1775												+
<i>Donacia</i> sp.					+							+
<i>Bagous bagdatensis</i> Pic 1904				+		+						
<i>Bagous collignensis</i> (Herbst 1797)				+		+						
<i>Bagous lutulentus</i> Gyllenhal 1813				+		+						
<i>Pelenomus canaliculatus</i> (Fahaeus 1843)				+								
<i>Pelenomus commari</i> (Panzer 1794)				+		+						
<i>Pelenomus waltoni</i> (Boheman 1843)				+								
<i>Phytobius velaris</i> (Gyllenhal, 1827)				+								
<i>Phytobius leucogaster</i> (Marsham, 1802)				+		+						
<i>Rhinoncus castor</i> (Fabricius 1792)						+						
<i>Rhinoncus inconspectus</i> (Herbst 1795)						+						
<i>Rhinoncus pericarpus</i> (Linnaeus 1758)						+						
<i>Rhinoncus perpendicularis</i> (Reich 1797)				+		+						
<i>Listronotus</i> sp.					+							
<i>Helichus substriatus</i> (Müller, 1806)				+	+	+	+					
<i>Dryops</i> sp.				+								
<i>Helichus</i> sp.				+		+						
<i>Agabus biguttatus</i> (Olivier, 1795)				+		+						
<i>Agabus</i> sp.				+								

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Agabus uliginosus</i> (Linnaeus, 1761)				+								
<i>Deronectes</i> sp.					+							
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1759					+							
<i>Graphodytes</i> sp.					+							
<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (Linnaeus, 1758)						+						
<i>Hydroporus</i> sp.					+							
<i>Hygrotus decoratus</i> (Gyllenhal, 1810)										+		
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)	+											
<i>Ilybius guttiger</i> (Gyllenhal, 1808)					+							
<i>Ilybius</i> sp.					+							
<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)					+							
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	+			+	+	+						
<i>Platambus</i> sp.					+							
<i>Scarodytes halensis</i> (Fabricius, 1787)				+		+						
<i>Elmis aenea</i> (Müller, 1806)	+				+	+	+					+
<i>Elmis maugeti</i> Latreille, 1798				+	+	+	+	+		+		+
<i>Elmis rietscheli</i> Steffan, 1958				+								
<i>Elmis rioloides</i> Kuwert, 1890					+							
<i>Elmis</i> spp.	+				+	+				+		
<i>Esolus angustatus</i> (Müller, 1821)	+				+	+	+			+		
<i>Esolus parallelepipedus</i> (Müller, 1806)												+
<i>Esolus</i> sp.		+						+				
<i>Limnius perrisi</i> (Dufour, 1843)					+	+						
<i>Limnius</i> sp.	+				+	+		+				+
<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	+				+	+		+		+		+
<i>Normandia nitens</i> (Müller, 1817)					+							
<i>Oulimnius</i> sp.					+	+				+		+

Табела 1. наставак

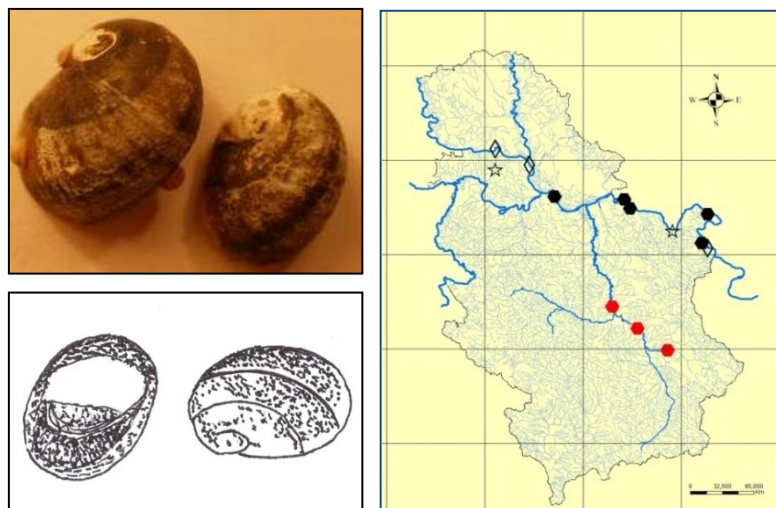
Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Potamophilus acuminatus</i> (Fabricius, 1792)					+							
<i>Potamophilus</i> sp.		+										
<i>Riolus</i> sp.						+		+				
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)					+	+				+		
<i>Stenelmis canaliculata</i> (Gyllenhål, 1808)						+						
<i>Stenelmis</i> sp.		+		+	+	+			+			+
<i>Tanysphyrus lemnae</i> (Fabricius 1792)						+						
<i>Notaris scirpi</i> (Fabricius 1793)						+						
<i>Gyrinus</i> sp.	+				+	+				+		+
<i>Gyrinus substriatus</i> Stephens, 1828				+								
<i>Orectochilus villosus</i> (Müller, 1776)						+						
<i>Brychius elevatus</i> (Panzer, 1794)		+										
<i>Haliplus fulvus</i> (Fabricius, 1801)	+				+	+				+		
<i>Haliplus lineatocollis</i> (Marsham, 1802)				+								
<i>Haliplus lineolatus</i> Mannerheim, 1844					+							
<i>Haliplus ruficolis</i> (De Geer, 1774)				+								
<i>Haliplus</i> sp.					+	+						
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	+	+		+	+	+	+			+		+
<i>Hydraena</i> spp.	+	+	+	+	+							
<i>Limnebius</i> sp.						+						
<i>Ochthebius foveolatus</i> Germar, 1824				+								
<i>Enochrus melanocephalus</i> (Olivier, 1792)				+								
<i>Hydrophilus</i> sp.	+				+							
<i>Laccobius minutus</i> (Linnaeus, 1758)				+		+						
<i>Laccobius</i> sp.				+	+							
<i>Hydrous piceus</i> (Linnaeus, 1758)				+	+							

Табела 1. наставак

Таксон / слив	Дунав	Сава	Тиса	Велика Морава	Јужна Морава	Западна Морава	Дрина	Колубара	Млава и Пек	Тимок	Бели дрим	Егејски слив
<i>Helophorus guttulus</i> Motschulsky, 1860				+		+						
<i>Helophorus</i> sp.				+		+						
<i>Noterus</i> sp.					+							
<i>Hydrocyphon deflexicollis</i> (P.W. J. Müller, 1821)					+							
<i>Hydrocyphon</i> sp.					+							
<i>Spercheus emarginatus</i> (Schaller, 1783)						+						
<i>Ochthera mantis</i> (De Geer, 1776)					+							
<i>Ochrosis ventralis</i> (Illiger, 1807)				+								
<i>Elodes hausmani</i> (Gredler, 1857)						+						
<i>Elodes marginata</i> (Fabricius, 1798)	+	+			+							
<i>Elodes minuta</i> (Linnaeus, 1767)					+			+				
<i>Elodes</i> sp.				+	+	+						
NEUROPTERA												
<i>Osmylus chrysops</i> (Linnaeus, 1758)					+							
<i>Osmylus fulvicephalus</i> (Scopoli, 1763)	+				+							
MEGALOPTERA												
<i>Sialis fuliginosa</i> Pictet, 1836		+			+	+						
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+				+		
Укупан број таксона	414	279	87	292	685	571	128	139	90	292	27	168

Прилог 2.

Крајње угрожене врсте (CR) макробескичмењака у воденим екосистемима Србије

Gastropoda *Theodoxus transversalis* (C.Pfeiffer, 1828) - извештај 16

Статус у међународној заштити (IUCN): EN

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2b(i,ii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Београд-Нови Сад	Не постоји податак	0	1986	Arambasic, M. 1994. The Danube in Yug.
Ђердап II	Не постоји податак	0	1986	Arambasic, M. 1994. The Danube in Yug.
Дунав код Београда	Не постоји податак	52	2001	Karaman, B. 2001. Ekološka istina 304
Дунав-Доњи Милановац	Не постоји податак	48	1994/95	Simić, S. 1997. Ekologija 79
Дунав-Кладово	Не постоји податак	44	1994/95	Simić, S. 1997. Ekologija 79
Дунав-Кладово	Не постоји податак	44	2001	Karaman, B. 2001. Ekološka istina 304
Дунав-Кусјак	Не постоји податак	12	2001	Karaman, B. 2001. Ekološka istina 304
Дунав-Нови Сад	Не постоји податак	0	1985/86	Pujin, V. 1990. Wat. Sci. Tech. 13-30
Дунав-Усје	Не постоји податак	20	2001	Karaman, B. 2001. Ekološka istina 304
Дунав-Велико Градиште	Не постоји податак	40	2001	Karaman, B. 2001. Ekološka istina 304

Јеленачки поток (Сава)	Не постоји податак	10	2000	Živić, I. 2000. Ekologija 35/2, 108-109
Јужна Морава код Алексинца	Појединачно (1, 1-10, <3%)	28	2005	Živić, I. . 2005. Dokt. dis.
Нишава- Просек	Појединачно (1, 1-10, <3%)	28	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Велика Морава -изнад Ћуприје	Средња (3, 51-150, 11-20%)	12	2007	Simić, V. 2007. Neobjavljeni podaci
Велика Морава	Не постоји податак		2007	Paunović M. 2010. The Danube in Serbia (JDSII), 183-205

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 40.000 km², стварни ареал - 19.500 km², укупна заузета површина - 294 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: према последњим истраживањима ICPDR, 2002. године бројност ове врсте у Дунаву је смањена и има тенденцију даљег опадања. У нашем делу Дунава врста није констатована од 2001. године. Популације са већом бројношћу забележене су у Нишави, почетном делу Велике Мораве и у Јужној Морави у подручју Алексинца. Процењује се да бројност популације у сливу Мораве износи око 7.200 јединки.

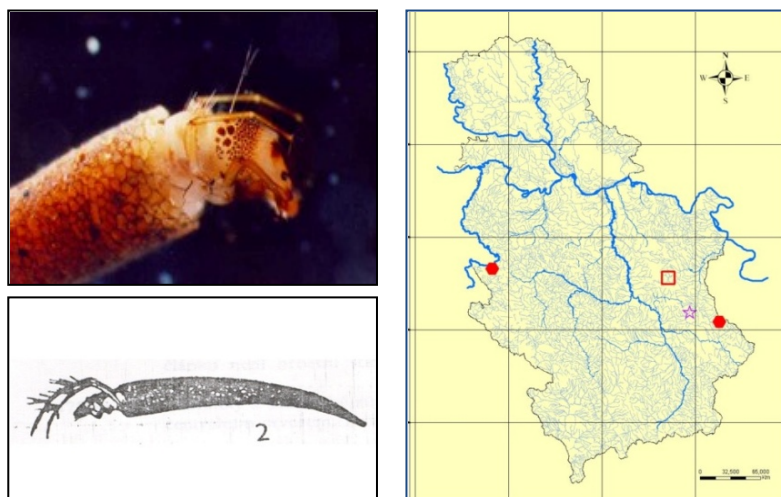
Деловање негативних фактора: врста је осетљива на загађење воде токсичним материјама.

Предузете мере заштите: популације у Сићеву су у оквиру парка природе «Сићевачка клисура».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте који се успешно спроводи у лабораторији Акваријума у Крагујевцу.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису истраживане.

Trichoptera *Beraeodes minutus* (Linnaeus, 1761) - извештај 17

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2ab(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): III

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Црновршка река (слив Тимока)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	2	2006	Paunović, M. 2006. Neobjavljeni podaci
Рача-река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	4	2004	Veljković, A. 2004. Neobjavljeni podaci
Радованска река (слив Тимока)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1971	Marinković-Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Сврљишки Тимок: од села Округлице до Књажевца	Бројна (4, 151-500, 21-40%)	8	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 20.000 km², стварни ареал - 10.000 km², укупна заузета површина - 14 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: запажена је изразита флукуација бројности. Периоду 1993/94. године забележена је најбројнија субпопулација у Сврљишком Тимоку, а током 2005/06. године нису забележене нити ларве нити адултни облици ове врсте. Такође, у Радованској реци нису потврђени ранији налази. У другим забележеним стаништима бројност популација је веома мала (појединачни примерци ларви).

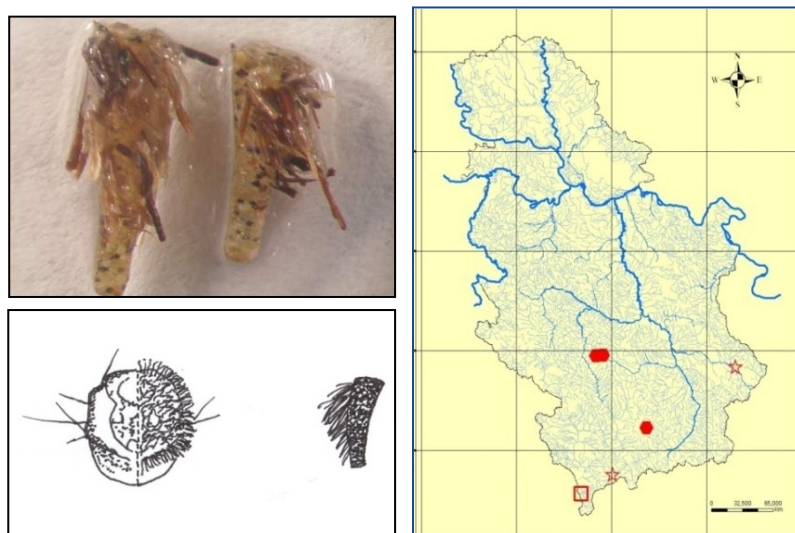
Деловање негативних фактора: Сврљишки Тимок је због мале количине воде у летњем периоду и еутрофизације све мање погодно станиште за живот ларви ове врсте.

Предузете мере заштите: субпопулације у реци Рачи су у оквиру НП «Тара», а у Црновршкој реци у широј заштитној зони парка природе «Стара планина».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ, али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису ближе истраживане.

Trichoptera *Drusus discolor* (Rambur, 1842) - извештај 18

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2b(ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): III

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Брзећка река (Копаоник)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	20	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Градашничка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	1999/00	Paunović, M. 2001. Diplomski rad
Извориште Бродске реке, Шар-планина	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1954	Marinković-Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Крива Река: од изворишта до села Крљева	Појединачно (1, 1-10, <3%)	12	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Самоковска река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	32	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Шар планина река Мурзица	Средња (3, 51-150, 11-20%)	12	1995	Simić, V. 1996. Dokt. dis. 162

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 30.000 km², стварни ареал - 12.500 km², укупна заузета површина - 92 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: субпопулације у потоцима на Шар планини нису провереване током истраживања (2003-06.), али су у претходним (1954, 1995.) означене као малобројне. Бројност субпопулације на Копаонику износи просечно од 2 до 4 ларве/m² речног дна.

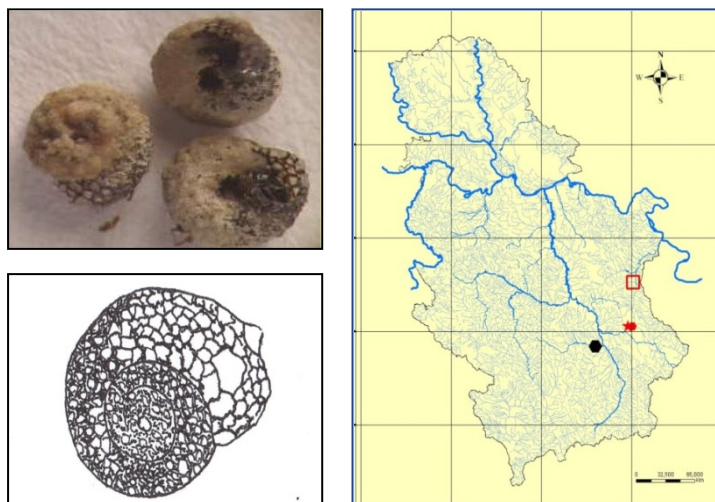
Деловање негативних фактора: нема довољно података.

Предузете мере заштите: субпопулације на Шар планини и на Копаонику су о оквиру истоимених Националних паркова.

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: врста насељава подручје Балканског полуострва и делове Турске. Изразито хладностенотермна врста.

Trichoptera *Helicopsyche bacescui* Orghidan & Botosaneanu, 1953 - извештај 19

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B2b(ii,iii,iv)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Грличка река	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1971	Marinković - Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Река Арнаута (Бољевац)	Мала (2, 11-50, 3-10%)	2	2004/05	Simić, V. 2004/05. Neobjavljeni podaci
Сврљишки Тимок: од извора до Округлице	Мала (2, 11-50, 3-10%)	16	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106
Сврљишки Тимок: од извора до Округлице	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Топлица	Не постоји податак	68	2000/01	Živić, I. 2002. Arch. Biol. Sci., Belgrade 19-27
Топлица - притока Колубаре	Не постоји податак		2000/01	Živić, I. et al. 2006. Biologia 61/2

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 10.000 km², стварни ареал - 5.000 km², укупна заузета површина - 102 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: бројност популација (субпопулација) у неколико станишта на подручју југоисточне Србије се према истраживањима лагано смањује. Просечна густина ларви субпопулација у горњем току Сврљишког Тимока је током 1991. године износила 22 јед/м² речног дна, а током 2004. свега 5 јед/м² речног дна. Субпопулација у горњем току реке Арнауте показује значајне скокове у бројности због нестанка воде из овог дела река током сушних година.

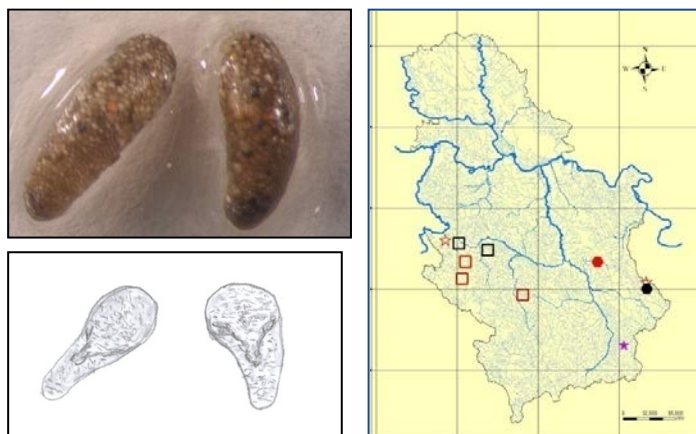
Деловање негативних фактора: није посебно уочено, међутим може се навести: загађење, еутрофизација, притисак рибљих предатора, пресушивање горњих токова река.

Предузете мере заштите: нема предузетих мера заштите.

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: врста насељава воде земаља Југоисточног Балкана (Бугарска, Грчка, Румунија, Македонија), и углавном је ретка.

Trichoptera *Thremma anomalum* Mclachlan, 1876 - извештај 20

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: EN B1,2b(i,ii,iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): III

Подаци о распрострањењу у Србији

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Ђетина код Ужица	Не постоји податак	0	1930	Radovanović, M. 1930/31. Glasnik 161-180
Драгачево- потоци	Не постоји податак	0	1930	Radovanović, M. 1930/31. Glasnik 161-180
Злошница притока Увца (слив Дрине)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1970	Marinković - Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Голема река - Трговишки Тимок	Појединачно (1, 1-10, <3%)	7	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106
Гостиљско врело Катушнице	Мала (2, 11-50, 3-10%)	0	1969	Marinković - Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Копаоник-Лисински поток	Мала (2, 11-50, 3-10%)	0	1961/63	Filipović, D. 1965. Dokt. dis. 27-28
Копаоник-Лисински поток	Појединачно (1, 1-10, <3%)	1.5	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Пећине Србије и Црне Горе	Не постоји податак	0	1930	Radovanović, M. 1930/31. Glasnik 161-180
Пећина Мегаре у Стопарима (слив Рзава)	Не постоји податак	0	1930	Radovanović, M. 1930/31. Glasnik 161
Рудник (извори)	Не постоји податак	0	1930	Radovanović, M. 1930/31. Glasnik 161
Тара- река	Не постоји податак	0	1947	Radovanović, M. 1952. Glasnik 20-32
Топлодолска река: од изворишта до ушца у Темштицу	Не постоји податак	12	2001	Ilić, J. 2001. Zaštita voda 260-261
Врело Моравице	Не постоји податак	0.002	2004?	Živić, I. 2004. Dokt. Dis.
Врело Моравице	Средња (3, 51-150, 11-20%)	0.002	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 30.000 km², стварни ареал - 7.500 km², укупна заузета површина - 27 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: на основу истраживања вероватно се првобитни ареал метапопулације ове врсте простирао на потоке и изворе брдско-планинског дела Србије, јужно од Саве и Дунава. Она је сада очигледно издељена на више субпопулација од којих су оне у Источној Србији, посебно у врелу Сокобањске Моравице најбројније (просечна густина ларви износи око 32 јед/m²). Забрињавају станишта субпопулација у западној Србији (подручје Златибора, Таре) где после провере нису нађени ни ларвени ни адултни облици ове врсте. Субпопулација на Копаонику, такође је веома проређена и нађена је у једном потоку у горњем току Лисинске реке, али су густине мале и крећу се од 1-2 јед/m² речног дна).

Деловање негативних фактора: популације на Копаонику знатним делом су уништене каптирањем изворишта у горњем и средњем току Лисинске реке као и загађењем ове реке отпадним водама из рудничких копова на Копаонику. За нестанак популација на подручју Златибора и Таре вероватно је узрок каптирање. На подручју Големе реке на Старој планини поред саме реке у изградњи је ски стаза и прети опасност од физичког уништавања станишта. Субпопулација око врела Сокобањске Моравице може бити угрожена масовним туризмом.

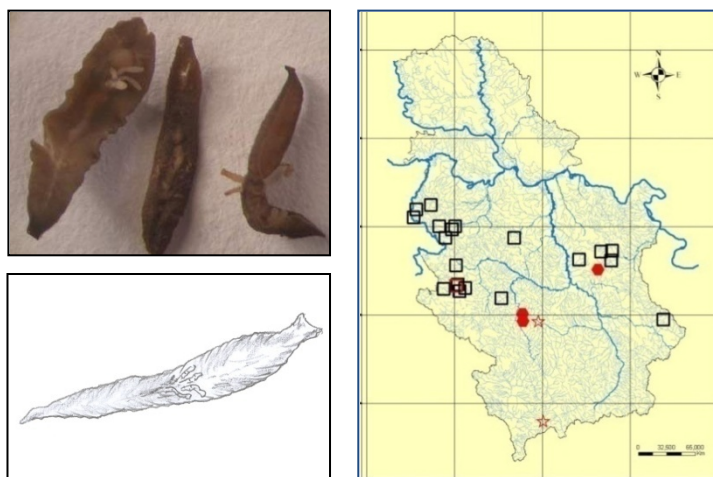
Предузете мере заштите: субпопулација у и око врела Моравице је у оквиру предела изузетних одлика: «Лептерија-Сокоград», док субпопулација у потоку горњег тока Лисинске реке је у оквиру Националног парка «Копаоник».

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања популације може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте (који захтева посебне и специфичне услове).

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: врста насељава подручје Балканског полуострва и делове Турске. Изразито хладностенотермна врста.

Рањиве врсте (VU) макробескичмењака у воденим екосистемима Србије

Turbellaria Crenobia alpina montenigrina (Mrazek, 1904) - извештај 21

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: VU B2b(iii)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Бела река ужичке планине	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 61
Брезовишки поток (извори)	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 51
Црни Тимок- горњи ток	Појединачно (1, 1-10, <3%)	80	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Ћетина код Ужица	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 61
Катушница-Гостиље	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 61
Катушница-Гостиље	Бројна (4, 151-500, 21-40%)	0	1950	Filipović, D. 1954. SANU, 5-8
Крива Река: од изворишта до села Крљева	Појединачно (1, 1-10, <3%)	12	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Паљештички поток (Копаоник)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Река Деспотовица	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 66
Река Јасеница	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 66
Река Љубишница	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 61
Репушки поток (притока горњег тока Лисинске реке)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0,1	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Шар планина река Мурзица	Средња (3, 51-150, 11-20%)	0,2	1993	Simić, V. 1996. Dokt. dis. 159
Слив реке Боговина (извори)	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 51
Слив реке Црнице (извори)	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 51
Слив реке Кленцус (извори)	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 51
Слив Злотске реке (извори)	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 51

Сребрна река	Средња (3, 51-150, 11-20%)	0,2	1994	Simić, V. 1996. Dokt. dis.. 167
Стара Планина Гостушка река	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 66
Увац: од извора до реке Вапа	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 61
Заграђска река	Не постоји податак	0	1923	Stanković, S. 1924. Glas SKA 66
Зап. Србија ваљевске планине Јабланица	Не постоји податак	0	1923/24	Stanković, S. 1924. Glas SKA 59
Зап. Србија ваљевске планине Љубовија	Не постоји податак	0	1923/24	Stanković, S. 1924. Glas SKA 59
Зап. Србија ваљевске планине Трешњица	Не постоји податак	0	1923/24	Stanković, S. 1924. Glas SKA 59
Западна Србија Борањска река	Не постоји податак	0	1922	Stanković, S. 1924. Glas SKA 57
Западна Србија Радаљ	Не постоји податак	0	1922	Stanković, S. 1924. Glas SKA 57
Западна Србија Велика река	Не постоји податак	0	1922	Stanković, S. 1924. Glas SKA 57

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 42.000 km², стварни ареал - 10.000 km², укупна заузета површина - 92,5 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: током истраживања проверено је 95% водених станишта на подручју Србије, при чему није потврђено присуство ове врсте, док према Станковићу (Stanković, 1924) наводе се налази ове врсте. У рекама на Копаонику забележене су најбројније популације ове врсте од просечно 3 јед/м².

Деловање негативних фактора: нема довољно прецизних података, али врста је осетљива на загађење и промену температуре воде.

Предузете мере заштите: субпопулације на Шар планини и на Копаонику су о оквиру истоимених Националних паркова

Неопходне мере заштите: мониторинг популације, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте, који захтева посебне и специфичне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису посебно истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: врста насељава делове јужног и југоисточног дела Балканског полуострва, Апениско полуострво, Сицилију и Корзику. Изразито хладностенотермна врста.

Hirudinea *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758 - извештај 22

Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: VU B2b(ii,iii,iv)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): II

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Бачка Топола	Не постоји податак	0	1959	Mikuška, J. 1983. Zbornik
Јеленачки поток (Сава)	Не постоји податак	20	2000	Živić, I. 2000. Ekologija, 35/2, 108-109
Лудашко језеро	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1966	Mikuška, J. 1983. Zbornik
Лудашко језеро	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1967	Mikuška, J. 1983. Zbornik
Мрсац	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1967	Mikuška, J. 1983. Zbornik
Параћин	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1967	Mikuška, J. 1983. Zbornik
Пуста река	Не постоји податак	4800*	1998/99	Živić, I. 2001. Arch. Biol. Scien. 112
Семетешко језеро (Копаоник)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	1600*	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Топоницка река (пре села Топоница)	Не постоји податак	20	1999	Živić, I. 2001. Zaštita voda 178-179

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 25.000 km², стварни ареал - 6.000 km², укупна заузета површина - 40.0064 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: у свим стаништима на простору Србије популације ове врсте су релативно малобројне, али се на основу досадашњих истраживања не може прецизније проценити њихов тренд. Већина констатованих популација на простору Србије су међусобно изоловане.

Деловање негативних фактора: нема довољно прецизних података, али врста је осетљива на загађење (пре свега токсично) прекомерну еутрофизацију и исушивање влажних станишта.

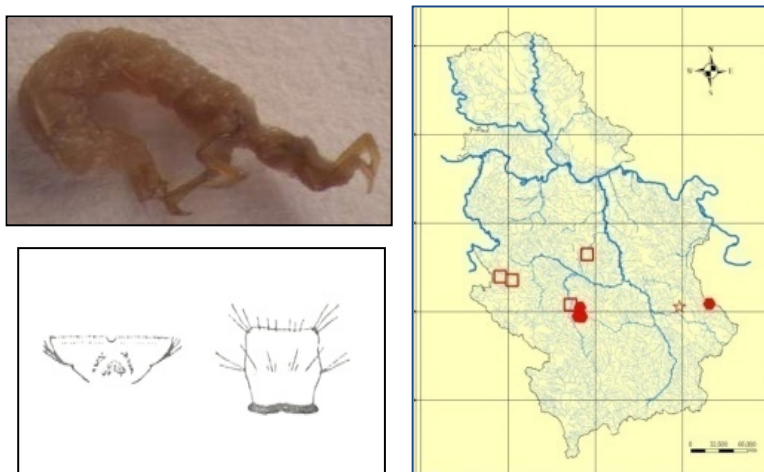
Предузете мере заштите: субпопулације у Лудашком језеру су заштићене у оквиру Специјалног резервата природе «Лудашко језеро».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа и/или *ex situ* третман ове врсте који се посебно успешно спроводи на фармама у САД.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: значајна у хуманој и ветеринарској медицини.

Специфичне карактеристике таксона: свуда у Европи популације су проређене. У Финској је у категорији EN, а у Литванији у категорији VU.

Trichoptera *Wormaldia subnigra* McLachlan, 1865 - извештај 23



Статус у међународној заштити (IUCN): NE

IUCN категорија угрожености у Србији: VU B2ab(ii,iii,iv)

Приоритет заштите на националном нивоу (модел ES HIPPO-PP): III

Подаци о распрострањењу у Србији:

Екосистем	Бројност (индекс, инд-пов, % учешће)	Заузета површина (km ² , *m ²)	Год. налажења	Аутор
Барска река (Копаоник)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	20	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Филипов поток (Копаоник)	Појединачно (1, 1-10, <3%)	10	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Гобелјска река (Копаоник)	Мала (2, 11-50, 3-10%)	12	2005	Simić, V. 2005. Neobjavljeni podaci
Голема река - Трговишки Тимок	Појединачно (1, 1-10, <3%)	16	2004	Simić, V. 2004. Neobjavljeni podaci
Грошничка река	Мала (2, 11-50, 3-10%)	0	1970/71	Baračkov, Z. 1973. Magistarska teza 57-58
Катушница-Гостиље	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1969	Marinković-Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Притока Ибра на путу Краљево-Раска	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1971	Marinković-Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU
Сврљишки Тимок: од села Округлице до Књажевца	Мала (2, 11-50, 3-10%)	64	1990/91	Simić, V. 1993. Magistarska teza 98-106
Златибор, поток на путу за Рибницу	Појединачно (1, 1-10, <3%)	0	1969	Marinković-Gospodnetić, M. 1975. Knjiga IV, SANU

Ареал и заузета површина у Србији: потенцијални ареал - 40.000 km², стварни ареал - 22.500 km², укупна заузета површина - 122 km².

Бројност популације и тенденција њене промене: популације су малобројне у потоцима на подручју Копаоника (од 3 до 25 ларви/m² речног дна). У стаништима централне Србије (Грошница), источне (Сврљишки Тимок) и западне Србије ларве и адулти ове врсте нису констатоване током нових истраживања (2005/06. год.).

Деловање негативних фактора: нису ближе проучавани, али је ларва ове врсте осетљива на загађење воде и еутрофикацију.

Предузете мере заштите: популације на Копаонику су заштићене у оквиру НП «Копаоник».

Неопходне мере заштите: мониторинг популација, и у зависности од стања, може се предузети строжија заштита макростаништа. *Ex situ* третман ове врсте је могућ али захтева посебне услове.

Стварне или потенцијалне вредности таксона: нису ближе истраживане.

Специфичне карактеристике таксона: нису ближе истраживане.

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	Ана Петровић
Ментор	Проф. Др Владица Симић
Наслов рада	Могућности коришћења базе података у стратегији конзервације биодиверзитета макробескичмењака копнених вода на националном нивоу
Језик публикације	Српски (ћирилица)
Језик извода	Српски
Земља публиковања	Србија
Година публикације	2014.
Издавач	Ауторски репринт
Место и адреса	Радоја Домановића 12 34000 Крагујевац, Србија
Научна област	Биологија
Научна дисциплина	Хидробиологија
Предметна одредница/кључне речи	Базе података, акватични макробескичмењаци, стратегија конзервације, биодиверзитет
Чува се	У библиотеци Природно-математичког факултета у Крагујевцу, Р. Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија
Важна напомена	
Извод	
<p>За ефикасно управљање различитим областима, па и активностима везаним за заштиту биолошке разноврсности, веома је важан квалитет, квантитет и организација података. Из тог разлога су формиране бројне базе података које омогућавају складиштење, проверу и анализу</p>	

података. Досадашња истраживања указују да су базе података важне за конзервацију биодиверзитета.

Циљеви овог истраживања били су: формирање базе података на основу које се стиче увид о биодиверзитету акватичних екосистема Србије, са посебним освртом на акватичне макробескичмењаке; израда списка свих врста макробескичмењака констатованих у копненим водама Србије; одређивање центара диверзитета макробескичмењака по речним сливовима и, коначно, дата је концепција стратегије и приоритет конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу.

Како би се применила разрађена стратегија конзервације акватичних макробескичмењака на националном нивоу, формирана је база података под називом **Биодиверзитет Акватичних Екосистема Србије, *ex situ* заштита, BAES *ex situ***. База података BAES садржи податке о налазима макробескичмењака у воденим екосистемима на подручју Србије, почевши од првог библиографског налаза из 1873. године до данас. На основу података из базе формиран је и конципиран списак врста макробескичмењака забележених у воденим екосистемима Србије у периоду обухваћеном истраживањем (до 2012. године). Списак тренутно чине 995 врста, које су сврстане у 23 животињске групе. Највећи диверзитет је забележен у групама Diptera и Trichoptera, затим следе Plecoptera, Ephemeroptera Oligochaeta и Odonata.

Анлизом базе података одређени су центри диверзитета за поједине групе макробескичмењака. Брдско-планинска подручја Србије, на којима се највећим делом налазе сливови Јужне и Западне Мораве су центри диверзитета за групе Insecta, и то пре свега за групе Diptera, Trichoptera, Plecoptera и Ephemeroptera, док су равничарске реке Дунав и Сава центри диверзитета: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Amphipoda и Odonata.

Предлог стратегије се огледа у надовезивању на IUCN категорије, али филтрирањем података из базе врши се селекција и издвајају се врсте које су означене као *локално значајне јединице конзервације* (ЛЗЈК). На основу глобалних и регионалних IUCN критеријума извршена је процена степена угрожености за таксоне са статусом ЛЗЈК. Као резултат добија се локална Црвена листа угрожених врста акватичних макробескичмењака. Како би се одредио ризик од изумирања и приоритет конзервације на локалном нивоу извршено је тестирање модификованог модела ESHIPPO. Модел ESHIPPO је примењен на следећим групама организама: Plecoptera, Ephemeroptera и декаподни ракови из фам. Astacidae.

Применом стратегије показало се да 14 врста из групе Plecoptera и 10 врста из групе Ephemeroptera имају умерен ниво ризика од изумирања и II степен приоритета конзервације на националном нивоу. Приоритет у конзервацији и I степен заштите има врста племенитог речног рака *Astacus astacus* у односу на врсту *Austropotamobius torrentium*. Стратегија је показала да врсте са истим степеном угрожености могу имати различит ниво ризика од изумирања, а самим тим и приоритет конзервације на локалном нивоу.

Крајњи резултат нашег истраживања су финални извештаји базе за угрожене врсте акватичних макробескичмењака у којима се предлажу мере конзервације које се прописују на основу IUCN критеријума, као и на основу процене степена локалног ризика од изумирања.

Стратегија не само да има научни, већ и економски значај, јер се посебном анализом елемената модела „ES“ и „SHIPPO“ издвајају фактори који највише утичу на угроженост дате врсте и на тај начин се предузимају најрационалније мере конзервације на националном нивоу.

Датум прихватања теме од стране ННВ	
Датум одбране	
Чланови комисије	Проф. др Владица Симић Проф. др Александар Остојић Виши научни сарадник др Момир Пауновић



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	Ana Petrović
Mentor	Prof. Dr Vladica Simić
Title	Possibilities of using a database in the strategy of conserving the biodiversity of inland water macroinvertebrates at a national level
Language of text	Serbian (Roman) (scr)
Language of abstract	Serbian (Roman) / English
Country of publication	Serbia
Publication year	2014.
Publisher	Copyright reprint
Publisher place	Radoja Domanovića 12 34000 Kragujevac, Serbia
Scientific field	Biology
Scientific discipline	Hydrobiology
Key words	Database, aquatic macroinvertebrates strategy of conserving, biodiversity
Holding data	In library of Faculty of Science, Kragujevac 34000 Kragujevac, Serbia, R. Domanovića 12
Note	
Abstract	
<p>For effective management of diverse areas and activities related to biodiversity conservation, the quality as well as quantity and organization of data are very important. For this reason a number of databases that allow storing, testing and analysis were formed. Previous researches suggest that databases are important for biodiversity conservation.</p> <p>The objectives of this study were: the establishment of a database based on which an insight into the biodiversity of aquatic ecosystems of Serbia is acquired, with special emphasis on aquatic macroinvertebrates; the creation of a list of all identified species of macroinvertebrates in the inland</p>	

waters of Serbia; the determination of the centers of diversity of macroinvertebrates on river basins, and finally, presenting a strategy concept and a conservation priority in regard to aquatic macroinvertebrates at the national level.

In order to implement the developed conservation strategy for aquatic macroinvertebrates at the national level, a database was created under the title **Biodiversity of Aquatic Ecosystems of Serbia**, *ex situ* conservation, BAES *ex situ*. The BAES database contains information on the findings of macroinvertebrates in aquatic ecosystems in Serbia, starting from the first bibliographic findings in 1873 until today. Based on the data from the database a list of macroinvertebrates was designed and constructed, with all the species recorded in the aquatic ecosystems of Serbia during the survey period (up to 2012). The list currently consists of 995 species, which are divided into 23 groups of animals. The highest diversity was recorded in groups of Diptera and Trichoptera, followed by Plecoptera, Ephemeroptera, Oligochaeta and Odonata.

By analysing the database specific centers of diversity for each group of macroinvertebrates were determined. The mountainous areas of Serbia, where the basins of South and West Morava are mostly situated, are centers of diversity for the group of Insects, primarily for groups of Diptera, Trichoptera, Plecoptera and Ephemeroptera, whereas the plains of the Danube and Sava are centers of diversity: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Amphipoda and Odonata.

The proposed strategy can be seen in reference to the IUCN categories, but by filtering the data from the database, the selection is made and the species, which are designated as significant to *local units of conservation (lokalno značajne jedinice konzervacije - LZJK)*, are allocated. Based on the global and regional IUCN criteria levels of threat to the taxa with LZJK status were assessed. The result is a local Red List of endangered species of aquatic macroinvertebrates. In order to determine the risk of extinction and the priority of conservation on a local level the testing of a modified ESHIPPO model was carried out. The ESHIPPO model was applied to the following groups of organisms: Plecoptera, Ephemeroptera, and decapod crustaceans from the family of Astacidae.

By applying the strategy it became clear that 14 species of the Plecoptera group and 10 species of the Ephemeroptera group have a moderate level of extinction risk and a degree II conservation priority at the national level. A species of the noble crayfish *Astacus astacus* has the conservation priority and protection level I in regard to the type *Austropotamobius torrentium*. The strategy has shown that species with the same degree of vulnerability may have a different level of extinction risk, and therefore a conservation priority at the local level.

The end result of our research are the final reports of the base for endangered species of aquatic macroinvertebrates in which conservation measures are proposed that are prescribed based on the IUCN criteria, and based on the assessment of the degree of risk of local extinction.

The strategy is not only of scientific, but also of economic importance. By separately analysing elements of the models "ES" and "HIPPO", the factors were identified that most influence the vulnerability of the given species and thus take the most rational conservation measures at the national level.

Accepted by Scientific Board on	
Defended on	
Commission	Prof. dr Vladica Simić Prof. dr Aleksandar Ostojić Scientific Associate dr Momir Paunović

New data on the distribution and ecology of the mayfly larvae (Insecta: Ephemeroptera) of Serbia (central part of the Balkan Peninsula)

Ana PETROVIĆ^{1*}, Djuradj MILOŠEVIĆ², Momir PAUNOVIĆ³, Snežana SIMIĆ¹,
Nevena ĐORĐEVIĆ¹, Milica STOJKOVIĆ², Vladica SIMIĆ¹

¹Institute of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Kragujevac, Serbia

²Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Nis, Nis, Serbia

³Institute for Biological Research, "Siniša Stanković" University of Belgrade, Belgrade, Serbia

Received: 01.04.2013 • Accepted: 16.02.2014 • Published Online: 00.00.2013 • Printed: 00.00.2013

Abstract: This work is a contribution to the knowledge of the Ephemeroptera (Insecta) fauna of the central Balkan Peninsula. A total of 85 mayfly species (31 genera and 12 families) were reported. The largest number of mayfly species was recorded within the Južna and Zapadna Morava river basins, while the lowest taxa richness was observed within the Sava basin. The highest diversity was observed in hilly mountainous regions due to the general environmental requirements of the majority of mayfly taxa, as well as the distribution of anthropogenic stress. Lowland areas have been more exposed to different stress factors that could reduce mayfly taxa richness in comparison to the hilly mountainous region located south of the Danube and Sava rivers. Compared with species richness in neighbouring countries, the expected mayfly diversity for Serbia is certainly higher; it has been estimated that over 100 taxa should occur in different types of aquatic ecosystems.

Key words: Ephemeroptera, mayfly larvae, distribution, Serbia

1. Introduction

Due to the increase in anthropogenic impact on surface water resources, the main challenge for decision-makers in river management is to restore and maintain the health of river ecosystems (Norris and Thoms, 1999). This is especially true for priority watercourses with rare species and high species richness, where additional effort for their protection is needed (Lock and Goethals, 2011). It is generally recognised that Ephemeroptera larvae are commonly used as water-quality indicators in determining such priority water ecosystems. Mayflies are one of the most diverse groups of macrozoobenthos, occupying a wide variety of niches (Merritt and Cummins, 1996). Their high sensitivity to environmental changes makes them a prime candidate for water quality assessment (Lenat, 1988; Metcalfe, 1989; Kerans and Karr, 1994). Knowledge of mayfly diversity and distribution patterns is the first step for their inclusion in bioassessment programs.

Global species diversity of Ephemeroptera is represented by over 3000 described species distributed in 42 families and 400 genera (Barber-James et al., 2008). Studies presenting the diversity and distribution pattern of lotic systems mainly provide data about mayflies in

Western and Central Europe (Grandi, 1960; Belfiore, 1983, 1994; Belfiore and D'Antonio, 1990, 1991; Belfiore et al., 1992; Zabrcic and Sartori, 1997; Bauernfeind, 2003; Buffagni et al., 2003; Derka, 2003; Haybach and Malzacher, 2003; Ruginis, 2006; Zahrádková et al., 2009). However, the Balkan Peninsula has been a relatively unexplored area, where previous research on the mayfly fauna has been conducted only on particular rivers (Klapalek, 1898, 1906; Živojinović, 1950; Filipović, 1954, 1968, 1969, 1975, 1976, 1979; Ikononov, 1960, 1962; Marković and Janković, 1989; Marković, 1995; Marković and Mitrović-Tutundžić, 1997; Paunović et al., 1997; Marković, 1998; Paunović et al., 1999; Simić and Simić, 1999; Marković and Živić, 2002; Simić and Simić, 2003; Paunović et al., 2006a; Savić et al., 2011).

It seems that the diversity of macroinvertebrates for the central Balkan Peninsula is extremely high because the lotic systems in this area belong to the drainage basins of 3 seas (Black Sea, Adriatic Sea, and Aegean Sea). Due to its central position in the Balkan Peninsula, Serbia is characterised by high diversity concerning overall abiotic factors (diverse climate, petrographic and pedological variety, orographic characteristics) (Radović et al., 1995).

* Correspondence: anapetrovic@kg.ac.rs

It has a great heterogeneity of watercourses in terms of elevation stream orders and habitat diversity, which consequently affects the diversity of aquatic insects in the central Balkan Peninsula. For the purpose of better knowledge of the Ephemeroptera community, their diversity and distribution patterns were investigated for 10 drainage basins that encompass the diversity of the central Balkan Peninsula. In addition, we present here the first checklist of Ephemeroptera for the central Balkan Peninsula, with notes on ecology and IUCN Red List categories at a regional level.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The Ephemeroptera review presented in this work covers the territory of the Republic of Serbia. Serbia is a landlocked country located in south-eastern Europe, covering the central part of the Balkan Peninsula and partially covering Central Europe (the southern part of the Pannonian Plain). All surface waters in Serbia belong to the drainage basins of 3 seas: the Black Sea, Adriatic Sea, or Aegean Sea.

Practically the entire territory of Serbia (92%) belongs to the Danube (Black Sea) drainage basin (81,700 km²) (Gavrilović and Dukić, 2002). The entire basin is drained by only one river, the Danube, which flows into the Black Sea. All major rivers in Serbia belong to it, including the Sava, Velika, Zapadna and Južna Morava, Kolubara, Timok, and Drina.

The Adriatic Sea drainage basin covers an area of 4732 km², or 5.36% of the territory of Serbia (Gavrilović and Dukić, 2002). It comprises the western half of Kosovo and Metohija, and it is mostly drained by one river, the White Drin, which in Albania meets the Black Drin to create the Drin River, which flows into the Adriatic Sea. However, these rivers have not been investigated recently due to the current political situation in Serbia.

The Aegean Sea basin is the smallest in the area (1926 km², which is approximately 3% of the territory of Serbia), and covers the southern parts of Serbia to the Macedonian and Bulgarian borders. It is drained by 3 rivers: the Lepenac, the Pčinja, and the Dragovištica.

Aquatic ecosystems where the Ephemeroptera species have been found were classified into 1 of 3 drainage areas existing in the territory of Serbia. In addition, the aquatic ecosystems were divided into the following, according to the size of the catchment area (near or above 4000 km²): Dunav, Sava, Kolubara, Velika, Zapadna and Južna Morava, Timok, Drina, and rivers belonging to the Aegean Sea basin (Pčinja, Lepenac, and Dragovištica). We followed this classification in presenting the checklist of Ephemeroptera. Furthermore, in this paper, we classified sampling points in accordance with elevation gradient,

expressed as 4 a priori defined categories: 1. lowland (up to 200 m a.s.l.); 2. submontane (200–500 m a.s.l.); 3. mountain (500–800 m a.s.l.); and 4. highland (over 800 m a.s.l.) (SCG ICPDR National Report, 2004; Paunović et al., 2005a, 2005b).

2.2. Sampling and data analysis

To construct the checklist and to investigate the distribution and ecology pattern of mayflies, the results of the long-term investigation of Ephemeroptera diversity in Serbia from the informative database BAES ex situ, at <http://baes.pmf.kg.ac.rs> (Simić et al., 2006), were used. BAES ex situ was developed as a result of biodiversity investigation into surface waters in Serbia, within the scope of the project "Ex situ biodiversity protection of aquatic ecosystems of Serbia".

This database presents a new, innovative relational model that, using the appropriate tools, enables monitoring of aquatic species data (macroalgae, macroinvertebrates, and fish) found in surface waters in Serbia from 1860 until now. BAES ex situ consists of 2 types of data: 1) literature data since 1950, and 2) data resulting from our field research during the period 2003–2011. The data for each species are presented as follows: taxonomy of species, ecosystem where this species has been found, year of the particular record, frequency of each record, abundance, and other literature data.

In this study, we have presented the distribution and diversity of the Ephemeroptera community according to data for the period 1950–2011. We used only presence/absence data here, since BAES ex situ has been created from studies with unknown or different sampling methods.

Our field research was conducted during the period 2003–2011. Benthic samples were taken with a 0.0625 m² Surber sampler of 250-µm mesh or Eckman dredge, depending on the aquatic ecosystem type. Ephemeroptera larvae were separated from the remainder and identified up to the genus or species level with established keys (Ikononov, 1959; Belfiore, 1983; Elliott et al., 1988).

According to Schmedtje and Colling (1996) and AQEM classification (AQEM, 2002), database feeding type, current preference, and temperature range preference were defined for each Ephemeroptera species.

In addition, to determine the level of threat, we used the IUCN 2012 IUCN Red List Categories and Criteria, version 2012.2. Finally, conservation status was estimated for those taxa for which precise and accurate data were available, and whose population status had been revised.

3. Results

Based on the analysed data, a total of 85 species distributed into 31 genera and 12 families were recorded in Serbia. The most represented family is Heptageniidae (27), followed by Betidae (24) species. The following families have only 1

species present: Ameletidae, Palingeniidae, Potamanthidae, Siphonuridae, and Polymitarciidae. *Baetis* and *Ecdyonurus* are the most diverse mayfly genera at the species level with 14 and 12 recorded species, respectively. The rest of the genera are represented by fewer species (fewer than 10). During this investigation of lotic systems in Serbia, 2 species were recorded for the first time: *Epeorus yougoslavicus* (Samal, 1935) (Petrović et al., 2006) and *Choroterpes picteti* (Eaton, 1871) (Simić et al., 2005).

The distribution pattern is presented in Table 1. When species richness was estimated by river basins, the Južna Morava (57 taxa) and Zapadna Morava (53) had the highest values. A significantly high number of species was also recorded in the Kolubara (46) and Timok (42) catchments. Species richness decreased in the Danube's small direct tributaries (28 taxa), the Aegean Sea basin (27), Drina basin (23), Velika Morava (20), Danube's main course and flooded zone (8), Sava (8), and Tisa (4).

Table 1. Ephemeroptera larvae of the Republic of Serbia: distribution of species within the main river and the elevation class.

River basin											
Species	Danube: small direct tributaries	Danube main course and flooded zone	Sava	Tisa	Kolubara	Velika Morava	Južna Morava	Zapadna Morava	Timok	Drina	Aegean Sea
Ameletidae											
<i>Ameletus inopinatus</i> Eaton, 1887							4	4			
Baetidae											
<i>Acentrella sinaica</i> Bogoescu, 1931							4				
<i>Alainites muticus</i> (Linnaeus, 1758)	2				2		4,2,1	4,3,2	4,3,2	2	
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1843)					2	2	4,2	4,3,2	4,3,2	2	2
<i>Baetis fuscatus</i> (Linnaeus, 1761)	2,1	1			2	2,1	4,2,1	4,3,2,1	4,3,2	2	4,2
<i>Baetis buceratus</i> Eaton, 1870			1		1		1	2		1	2
<i>Baetis kozufensis</i> Ikononov, 1962							2				2
<i>Baetis liebenauae</i> Keffermüller, 1974									3		
<i>Baetis lutheri</i> Müller-Liebenau, 1967					2		4	3,2	4,3,2		
<i>Baetis melanonyx</i> (Pictet, 1843)							4,3	4			4
<i>Baetis meridionalis</i> Ikononov, 1954	2						4,2				2
<i>Nigrobaetis niger</i> (Linnaeus, 1761)							4,2	4			
<i>Baetis pavidus</i> Grandi, 1949					2		2		4,2		
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	2,1		1	1	2,1	2,1	4,2	4,3,2	4,3,2,1	4,2	3,2
<i>Baetis scambus</i> Eaton, 1870								4			4
<i>Baetis tracheatus</i> Keffermüller and Machel, 1967					2		2		4		
<i>Labiobaetis tricolor</i> Tshernova, 1928	2						3			3	3,2
<i>Baetis vardarensis</i> Ikononov, 1962					3		2	2	3,2		2
<i>Baetis vernus</i> Curtis, 1834					2	2,1	4,2	4,2	4,2,1		
<i>Centroptilum luteolum</i> (Müller, 1776)					1	2,1	4,2	4	2		
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	2	1			1	2,1		4,2			

Table 1. (continued).

Species	Danube: small direct tributaries	Danube main course and flooded zone	Sava	Tisa	Kolubara	Velika Morava	Južna Morava	Zapadna Morava	Timok	Drina	Aegean Sea
<i>Cloeon simile</i> Eaton, 1870						2		4			
<i>Procloeon bifidum</i> (Bengtsson, 1912)							4				
<i>Procloeon macronyx</i> (Kluge and Novikova, 1992)	1	1									
<i>Procloeon pennulatum</i> (Eaton, 1870)									4		
Caenidae											
<i>Brachycercus harrisella</i> Curtis, 1834				1							
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)	2,1	1		1	2	1	2	4,2	4,2		
<i>Caenis lactea</i> (Burmeister, 1839)					2						
<i>Caenis macrura</i> Stephens, 1835	2				2		2	4,2	2		2
<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)			1		2		3,2		2		
<i>Caenis pseudorivulorum</i> Keffermüller, 1960					2						
<i>Caenis pusilla</i> Navás, 1913		1					2				
<i>Caenis rivulorum</i> Eaton, 1884							2	2			
<i>Caenis robusta</i> Eaton, 1884	1						1				
Heptageniidae											
<i>Ecdyonurus austriacus</i> Kimmins, 1958					1		3,2		3		
<i>Ecdyonurus dispar</i> (Curtis, 1834)	1		1		2		4,2	4,3,2	3,2	3	
<i>Ecdyonurus aurantiacus</i> (Burmeister, 1839)	1						4	4,2	2	3,2	
<i>Ecdyonurus epeorides</i> Demoulin, 1955	1						4,3,2	4	4		4,2
<i>Ecdyonurus forcipula</i> (Pictet, 1843)			1		2,1		1	2	3,2,1		
<i>Ecdyonurus helveticus</i> (Eaton, 1885)							2	4,3	3,2		
<i>Ecdyonurus insignis</i> (Eaton, 1870)	1,2				2	2,1	3,2,1	3,2	3,2,1	3	2
<i>Electrogena quadrilineata</i> Landa, 1970					1						
<i>Ecdyonurus subalpinus</i> Klapálek, 1907										2	
<i>Ecdyonurus submontanus</i> Landa, 1969					3						
<i>Ecdyonurus torrentis</i> Kimmins, 1942					4,3			4	3		3
<i>Ecdyonurus venosus</i> (Fabricius, 1775)	2,1		1		2	2,1	4,2	4,3	4,2		3,2
<i>Ecdyonurus zelleri</i> (Eaton, 1885)								4			
<i>Electrogena affinis</i> (Eaton, 1883)					2			4			
<i>Electrogena lateralis</i> (Curtis, 1834)	1				1			2			
<i>Electrogena macedonica</i> (Ikononov, 1954)	1							2			

Table 1. (continued).

River basin											
Species	Danube: small direct tributaries	Danube main course and flooded zone	Sava	Tisa	Kolubara	Velika Morava	Južna Morava	Zapadna Morava	Timok	Drina	Aegean Sea
<i>Epeorus yougoslagicus</i> (Samal, 1935)							4	4			
<i>Epeorus assimilis</i> Eaton, 1885					2	3	4,1	4,2,1	4,3	3,2	2
<i>Dacnogenia coeruleans</i> Rostock, 1878					2						
<i>Heptagenia flava</i> Rostock, 1878	1										
<i>Heptagenia longicauda</i> (Stephens, 1835)								4			
<i>Heptagenia sulphurea</i> (Müller, 1776)	1				2,1	1	3,2,1	2			
<i>Kageronia fuscogrisea</i> (Retzius, 1783)					2			2			
<i>Rhithrogena beskidensis</i> Alba-Tercedor and Sowa, 1987							3,2	4	3,2,1	3	2
<i>Rhithrogena germanica</i> Eaton, 1885							2				
<i>Rhithrogena fiorii</i> Grandi, 1953					3				4	4	
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)					3,2	3	4,2	4,3,2	4,3	4	4
Ephemeroidea											
Ephemeridae											
<i>Ephemera danica</i> Müller, 1764	1				3,2	2	4,2	4,2	4,3,2	4	
<i>Ephemera glaucops</i> Pictet, 1843							4				
<i>Ephemera hellenica</i> Demoulin, 1955							4,2	4	3		3,2
<i>Ephemera lineata</i> Eaton, 1870					2		2				
<i>Ephemera vulgata</i> Linnaeus, 1843					2		2	3	3	4,3	
Ephemerellidae											
<i>Ephemerella mukronata</i> Bengtsson, 1909					2			4			
<i>Ephemerella notata</i> Eaton, 1887						2,1	4,2,1	4,2	3,2	4	2
<i>Ephemerella ikonovici</i> Puthz, 1971							4,2	4	2	4	2
<i>Serratella ignita</i> (Poda, 1761)	1	1	1		2	2,1	4,2	4,2	4,2	4,2	3,2
<i>Torleya major</i> (Klapálek, 1905)					2		2	3,2	1		2
<i>Choroterpes picteti</i> (Eaton, 1871)								3			
Leptophlebiidae											
<i>Habroleptoides modesta</i> (Hagen, 1864)	1				2		2	4,2	4,2,1	4	1
<i>Habroleptoides confusa</i> Sartori and Jacob, 1986							4	4		3	
<i>Habrophlebia fusca</i> (Curtis, 1834)	1				2	2	2	4,2	4,2		
<i>Habrophlebia lauta</i> McLachlan, 1884	1				2		2	4,2	3,2		
<i>Paraleptophlebia cincta</i> (Retzius, 1783)					2		4,2			4	

Table 1. (continued).

River basin											
Species	Danube: small direct tributaries	Danube main course and flooded zone	Sava	Tisa	Kolubara	Velika Morava	Južna Morava	Zapadna Morava	Timok	Drina	Aegean Sea
<i>Paraleptophlebia lacustris</i> Ikonomov, 1962	1										
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	1				2	2	4,2	4,2	3	4,3	2
Oligoneuriidae											
<i>Oligoneuriella pallida</i> (Hagen, 1855)					2						2
<i>Oligoneuriella rhenana</i> (Imhoff, 1852)					2	2	4,2	4,2	4,3,2		3,2
Palingeniidae											
<i>Palingenia longicauda</i> Olivier, 1791				1							
Potamanthidae											
<i>Potamanthus luteus</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	1			2	3,2	2	3,2,1		
Siphonuridae											
<i>Siphonurus aestivalis</i> Eaton, 1903							1		2		
Polymitarcyidae											
<i>Ephoron virgo</i> (Olivier, 1791)	1	1									
Total number species	28	8	8	4	46	20	57	53	42	23	27

1. Lowland (up to 200 m a.s.l.); 2. submontane (200–500 m a.s.l.); 3. mountain (500–800 m a.s.l.); 4. highland (over 800 m a.s.l.).

Mayfly fauna were recorded in all 4 types of elevation classes (Table 1). Species richness as a function of elevation gradient had the following pattern: 38 for the first class, 62 for the second class, 37 for the third class, and 52 for the fourth class.

The number of species per family per river basin and elevation class is presented in Tables 2a and b. The most diverse families, Heptageniidae and Baetidae, were present with the highest number of species in the Zapadna Morava (19) and Južna Morava (18), respectively. Considering the elevation gradient, Baetidae and Heptageniidae were the most diverse in submontane regions (200–500 m a.s.l.; see Table 2b).

Out of 86 species recorded in this study, 13 species were found at a single site: *Baetis liebenauae* Keffermüller, 1974; *Brachycercus harrisella* Curtis, 1834; *Caenis pseudorivulorum* Keffermüller, 1960; *Electrogena quadrilineata* Landa, 1970; *Ecdyonurus submontanus* Landa, 1969; *Ecdyonurus zelleri* (Eaton, 1885); *Ephemera glaucops* Pictet, 1843; *Heptagenia flava* Rostock, 1878;

Heptagenia longicauda (Stephens, 1835); *Choroterpes picteti* (Eaton, 1871); *Rhithrogena germanica* Eaton, 1885; *Paraleptophlebia lacustris* Ikonomov, 1962; *Palingenia longicauda* Olivier, 1791.

Information on ecological guilds is presented in Table 3. According to our data, the most common feeding guilds were grazers–scrapers (typically for the genus *Rhithrogena*, and the species *Epeorus assimilis* Eaton, 1885 and *Acentrella sinaica* Bogoescu, 1931) and gatherers–collectors (e.g., Caenidae and Leptophlebiidae). Representative species for other feeding types included some species of family Siphonuridae and Ephemerellidae (shredders), and *Ephemera glaucops* Pictet, 1843 and *Ephemera vulgata* Linnaeus, 1843 as active and *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff, 1852) as passive filter feeders.

As for current velocity preferences (Table 3), we considered the following categories: RB (rheobiont, e.g., Baetidae and Heptageniidae); RP (rheophil); RL (rheo- to lithophil, e.g., *Ameletus*, *Baetis*, *Centroptilum*); LR (limno- to rheophil, e.g., *Cloeon dipterum* [Linnaeus, 1761]; *Cloeon simile* Eaton, 1870; *Caenis robusta* Eaton, 1884);

Table 2a. Number of species per family per river basin.

River basin											
Families	Danube: small direct tributaries	Danube main course and flooded zone	Sava	Tisa	Kolubara	Velika Morava	Južna Morava	Zapadna Morava	Timok	Drina	Aegean Sea
Ameletidae	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Baetidae	7	3	3	1	12	7	18	14	13	6	10
Caenidae	3	2	1	2	5	1	6	3	3	0	1
Heptageniidae	9	-	3	1	12	7	14	19	13	6	10
Ephemeridae	1	-	-	-	3	1	5	3	3	2	1
Ephemerellidae	1	1	1	-	3	2	4	6	4	3	4
Leptophlebiidae	5	-	-	-	5	2	5	5	4	4	2
Oligoneuriidae	-	-	-	-	2	1	1	1	1	-	2
Palingeniidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Potamanthidae	1	1	1	-	-	1	1	1	1	-	-
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
Polymitarciidae	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Table 2b. Number of species per family per elevation class.

Families												
Elevation classes	Ameletidae	Baetidae	Heptageniidae	Caenidae	Ephemeridae	Ephemerellidae	Leptophlebiidae	Oligoneuriidae	Palingeniidae	Potamanthidae	Siphonuridae	Polymitarciidae
Lowland (up to 200 m a.s.l.)	-	8	14	5	1	3	5	-	1	1	1	1
Submontane (200–500 m a.s.l.)	-	18	20	7	4	5	5	1	-	1	1	-
Mountain (500–800 m a.s.l.)	-	9	14	-	3	4	3	1	-	1	-	-
Highland (over 800 m a.s.l.)	1	15	15	3	4	4	6	1	-	-	-	-

LP (limnophil, e.g., *Caenis horaria* [Linnaeus, 1758], *Caenis lactea* [Burmeister, 1839]). Considering current preferences, the most dominant were rheophilic (41), rheo- to lithophilic (13), and rheobiontic (11).

Finally, in terms of temperature, out of 86 species, 6 were cold stenothermal (*Ameletus inopinatus* Eaton, 1887; *Baetis alpinus* [Pictet, 1843]; *Caenis robusta*; *Ecdyonurus*

austriacus Kimmins, 1958; *Ecdyonurus subalpinus* Klapálek, 1907; *Ecdyonurus zelleri* [Eaton, 1885]), 10 hot stenothermal (some Baetidae, Caenidae, *Cloeon simile* Eaton, 1870, *Ecdyonurus insignis* [Eaton, 1870], *Oligoneuriella rhenana*), and 45 eurytherm, while for the rest of the recorded species (26) temperature preference was unknown (Table 3).

Table 3. Ecological features of Ephemeroptera fauna in Serbia: feeding type and current preference (Schmedtje and Colling, 1996), temperature range preference (AQEM 2002), and conservation status (IUCN 2012).

Species	Feeding type						Current preference ¹	Temperature range preference ²			IUCN
	Grazers-Scrapers	Shredders	Gatherers-Collectors	Active filter feeders	Passive filter feeders	Predators		COS	WAS	EUT	
<i>Ameletus inopinatus</i>	7	0	3	0	0	0	RL	1			
<i>Acentrella sinaica</i>	9	0	1	0	0	0	RP			1	
<i>Alainites muticus</i>	5	0	5	0	0	0	RP			1	
<i>Baetis alpinus</i>	5	0	5	0	0	0	RB	1			
<i>Baetis fuscatus</i>	5	0	5	0	0	0	RP			1	
<i>Baetis buceratus</i>	5	0	5	0	0	0	RP		1		
<i>Baetis kozufensis</i> [†]											
<i>Baetis liebenauae</i>	4	0	6	0	0	0	RL			1	
<i>Baetis lutheri</i>	5	0	5	0	0	0	RB			1	
<i>Baetis melanonyx</i>	5	0	5	0	0	0	RB			1	EN
<i>Baetis meridionalis</i>	5	0	5	0	0	0			1		
<i>Nigrobaetis niger</i>	4	0	6	0	0	0	RP			1	EN
<i>Baetis pavidus</i>	5	0	5	0	0	0	RP				
<i>Baetis rhodani</i>	5	0	5	0	0	0	RP			1	
<i>Baetis scambus</i>	5	0	5	0	0	0	RP			1	
<i>Baetis tracheatus</i>	4	0	6	0	0	0	RL				
<i>Labiobaetis tricolor</i>	5	0	5	0	0	0			1		
<i>Baetis vardarensis</i>	5	0	5	0	0	0	RB				VU
<i>Baetis vernus</i>	4	0	6	0	0	0	RL			1	
<i>Centroptilum luteolum</i>	6	0	4	0	0	0	RL			1	
<i>Cloeon dipterum</i>	2	0	8	0	0	0	LR			1	
<i>Cloeon simile</i>	2	0	8	0	0	0	LR		1		
<i>Procloeon bifidum</i>	6	0	4	0	0	0	RP				
<i>Procloeon macronyx</i> [†]											
<i>Procloeon pennulatum</i>	6	0	4	0	0	0	RP				
<i>Brachycercus harrisella</i>	+	0	10	0	0	0	RP		1		
<i>Caenis horaria</i>	+	0	10	0	0	0	LP		1		
<i>Caenis lactea</i>	+	0	10	0	0	0	LP				
<i>Caenis macrura</i>	2	0	8	0	0	0	RP			1	
<i>Caenis luctuosa</i>	2	0	8	0	0	0	RP			1	
<i>Caenis pseudorivulorum</i>	3	0	7	0	0	0	RP		1		

Table 3. (continued).

Species	Feeding type						Temperature range preference ²			IUCN	
	Grazers- Scrapers	Shredders	Gatherers- Collectors	Active filter feeders	Passive filter feeders	Predators	Current preference ¹	COS	WAS		EUT
<i>Caenis pusilla</i>	2	0	8	0	0	0	RL			1	
<i>Caenis rivulorum</i>	3	0	7	0	0	0	RP			1	
<i>Caenis robusta</i>	+	0	10	0	0	0	LR	1			
<i>Ecdyonurus austriacus</i>	7	0	3	0	0	0	RP	1			
<i>Ecdyonurus dispar</i>	5	0	5	0	0	0	RP			1	
<i>Ecdyonurus aurantiacus</i>	5	0	5	0	0	0	RP				
<i>Ecdyonurus epeorides</i> [*]											
<i>Ecdyonurus forcipula</i> [*]							RP			1	
<i>Ecdyonurus helveticus</i>	5	0	5	0	0	0	RP			1	
<i>Ecdyonurus insignis</i>	6	0	4	0	0	0	RP		1		
<i>Electrogena quadrilineata</i> [*]											
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	5	0	5	0	0	0		1			
<i>Ecdyonurus submontanus</i>	6	0	4	0	0	0	RP			1	
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	6	0	4	0	0	0	RP			1	
<i>Ecdyonurus venosus</i>	7	0	3	0	0	0	RP			1	
<i>Ecdyonurus zelleri</i>								1			
<i>Electrogena affinis</i>	5	0	5	0	0	0	RL				
<i>Electrogena lateralis</i>	7	0	3	0	0	0	RP			1	
<i>Electrogena macedonica</i> [*]										1	
<i>Epeorus yougoslavicus</i>							RB			1	CR
<i>Epeorus assimilis</i>	10	0	+	0	0	0	RB			1	
<i>Dacnogenia coerulans</i>	6	0	4	0	0	0	RP				
<i>Heptagenia flava</i>	6	0	4	0	0	0	RP			1	
<i>Heptagenia longicauda</i>	6	0	4	0	0	0	RP				
<i>Heptagenia sulphurea</i>	6	0	4	0	0	0	RP			1	
<i>Kageronia fuscogrisea</i>	5	0	5	0	0	0	LP			1	
<i>Rhithrogena beskidensis</i>	10	0	+	0	0	0	RB				
<i>Rhithrogena germanica</i>	10	0	+	0	0	0	RB			1	
<i>Rhithrogena fiorii</i> [*]											
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	10	0	+	0	0	0	RB			1	
<i>Ephemera danica</i>	+	0	+	8	2	+	RP			1	
<i>Ephemera glaucops</i>	+	0	+	10	0	+	RL			1	

Table 3. (continued).

Species	Feeding type						Temperature range preference ²				
	Grazers- Scrapers	Shredders	Gatherers- Collectors	Active filter feeders	Passive filter feeders	Predators	Current preference ¹	COS	WAS	EUT	IUCN
<i>Ephemera hellenica</i> [*]											
<i>Ephemera lineata</i>	+	0	+	8	2	+	RP				
<i>Ephemera vulgata</i>	+	0	+	10	0	+	RL				
<i>Ephemerella mukronata</i>	6	+	4	0	0	0	RB				
<i>Ephemerella notata</i>	6	+	4	0	0	0	RP			1	
<i>Ephemerella ikonovici</i>	5	0	5	0	0	0					
<i>Serratella ignita</i>	5	0	5	0	0	0				1	
<i>Torleya major</i>	5	+	5	0	0	0	RP			1	
<i>Choroterpes picteti</i>	4	0	6	0	0	0	RP			1	
<i>Habroleptoides modesta</i>							RP			1	
<i>Habroleptoides confusa</i>	0	0	10	0	0	0	RL			1	
<i>Habrophlebia fusca</i>	+	0	10	0	0	0	RL			1	
<i>Habrophlebia lauta</i>	+	0	10	0	0	0	RL			1	
<i>Paraleptophlebia cincta</i>	+	0	10	0	0	0	RP			1	
<i>Paraleptophlebia lacustris</i>											
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	+	0	10	0	0	0	RP			1	
<i>Oligoneuriella pallida</i>							RP		1		
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	0	0	0	0	10	0	RB			1	
<i>Palingenia longicauda</i>	0	0	+	8	2	0	RP				
<i>Potamanthus luteus</i>	0	0	9	1	0	0	RP			1	
<i>Siphonurus aestivalis</i>	1	+	9	0	0	+	RL			1	
<i>Ephoron virgo</i>	0	0	0	10	0	0	RL		1		

¹Current preference: RB (rheobiont), RP (rheophile), RL (rheo- to limnophile), LR (limno- to rheophile), LP (limnophile).

²Temperature range preference: COS – coldstenotherm, WAS- warmstenotherm, EUT- eurytherm.

^{*}Species for which there are no data for the given characteristics.

According to IUCN criteria (Table 3), 4 species were assessed and classified into 1 of 3 categories. *Epeorus yougoslavicus* (Samal, 1935) has been categorised as critically endangered, since this species has a very small distribution with a restricted area of occupancy (5.5 km²). A similar pattern of distribution has been recorded for the threatened species *Baetis melanonyx* (Pictet, 1843) and *Baetis pavidus* Grandi, 1949. With an area of occupancy

less than 150 km², these species have been categorised as endangered. Finally, the vulnerable species *Baetis vardarensis* Ikonov, 1962, distributed in south-eastern Serbia, covers an area of occupancy of 160 km².

4. Discussion

In comparison with neighbouring countries in the Balkan Peninsula, the recorded diversity of Ephemeroptera in

Serbia could be characterised as intermediate to high. The highest number of species was 102, listed in Bulgaria (Vidinova, 2003), followed by Slovenia (75) (Zabrc and Sartori, 1997), Romania (72) (Curtean-Banaduc, 2010), Greece (70) (Bauernfeind, 2003), Macedonia (63) (Smith and Smith, 2003), and Bosnia and Hercegovina (51) (Bauernfeind and Soldán, 2012). In Central European countries, the number of species is generally higher with the following pattern: Slovakia with 140 (Derka, 2003), Czech Republic with 107 (Zahrádková et al., 2009), and Hungary with 91 species (Kovács and Bauernfein, 2003). Finally, with regard to Western Europe, Germany showed the highest diversity with 113 species (Haybach and Malzacher, 2003), and Italy had 110 species (Buffagni et al., 2003).

Concerning the Ephemeroptera fauna of the Danube drainage system, some species from the surrounding countries (Slovenia 20, Czech Republic 18, and Hungary 21 species) have not been found in the lotic system of Serbia. In comparison to other drainage systems in Serbia, the Danube basin has been not completely explored in terms of Ephemeroptera diversity. Therefore, there is a possibility that the species recorded in surrounding countries may be found in Serbia in the future.

The presented pattern of Ephemeroptera taxa richness distribution according to the European countries is not only a consequence of the real number of the species that could be expected within a particular unit (administrative, geographical, or hydrological), but also the result of unequal levels of knowledge about this insect order in different countries. Keeping in mind the Ephemeroptera checklists presented for neighbouring countries, as well as the discussion on the general characteristics of insect distribution in Serbia (Radović et al., 1995), the checklist of Ephemeroptera for Serbia is still not complete.

According to long-term research, diversity hotspots of Ephemeroptera in Serbia are situated in submontane regions that encompass the Južna and Zapadna Morava river basins. In line with expectations, the lowest diversity was recorded in potamal rivers, such as the Danube, Sava, and Velika Morava rivers. The contrast in ecological and hydrological features between lowland lotic systems on the one hand and submontane rivers on the other hand is the main reason behind the observed distribution pattern of mayflies. In addition, the Drina River basin presented an unexpectedly low number of species in our study (23), which was presumably caused by the lower density of the network of study sites. Thus, the investigation on mayfly fauna has to be intensified in order to provide better knowledge on this insect order within the country, primarily to be able to provide information on the level of vulnerability of the taxa, as well as conservation priorities and effective protection measures.

Elevation, as a factor which significantly affects macroinvertebrate fauna, forms an important environmental gradient: longitudinal zonation (Vannote et al., 1980; Helson et al., 2006). To what extent elevation gradient affects the macroinvertebrate community has been well documented by many authors (Allan, 1995; Simić, 1995; Simić and Simić, 1999; Lorenz et al., 2004; Paunović et al., 2003, 2006b). Brittain et al. (2003) pointed out that species richness decreased with increasing elevation gradient. In contrast to the conclusions of Brittain et al. (2003), a different diversity pattern emerged in our study. To be precise, the highest diversity was recorded in submontane regions (200–500 m a.s.l.), with 62 species. In a study of Ephemeroptera fauna in the Czech Republic (Zahrádková et al., 2009), it was claimed that when considering species richness viewed against elevation gradient, submontane areas were the most significant.

Rivers in submontane regions generally provide optimal environmental conditions for the survival of many mayfly species. Midsections of running waters are characterised by the greatest species richness and abundance of mayflies, which has been confirmed not only globally many times (Stanković, 1962; Hynes, 1970; Allan, 1995), but also for the waters in the region of Central Europe (Zahrádková et al., 2009) and Serbian waters (Filipović, 1975, 1979; Simić, 1995; Paunović et al., 2006a, 2006b; Paunović, 2007). A combination of different bottom types typically represented in the streams of hilly and lower mountain areas creates a variety of micro- and mesohabitats, thus contributing to taxa richness. In addition, the natural physical and chemical characteristics of water within hilly mountainous streams are in general favourable for the survival and development of mayfly larvae (Bauernfeind and Soldán, 2012). Moreover, the streams of the submontane region of Serbia are under less anthropogenic influence compared to watercourses at lower elevations due to demographic distribution. Namely, the hilly–mountainous region is characterised with lower population density and consequently lower industrialisation (<http://www.sepa.gov.rs>, Report on the State of the Environment in the Republic of Serbia for Year 2011), and thus the aquatic ecosystems are not under the influence of various stress factors arising from human activity. This greatly contributes to the recorded diversity pattern.

Similar results in this country were presented by Simić (1993, 1995), Marković (1995, 1998), Marković and Mitrović-Tutundžić (1997), Marković et al. (1998), and Paunović et al. (2006a), with the highest diversity observed in submontane regions as well, but with the lowest number of species in highland areas, which was not in accordance with our results. High diversity in watercourses of over 800 m could be explained by the fact that all study sites

are near-pristine to reference, which mainly refers to the Timok and Južna and Zapadna Morava river basins. It is also necessary to emphasise that these river basins have been systematically explored in the past (Simić, 1995), which could be a causative factor for such a high number of recorded species.

Besides the natural characteristics of potamon-type rivers in lowland areas (substrate type, flow velocity, microhabitat diversity, physicochemical features of water and sediment, etc.), the presented distribution is certainly a consequence of the presence of stress factors. Namely, in comparison to hilly and mountainous areas, the lowland part of the country is under higher anthropogenic pressure (ICPDR WFD Roof Report 2004; SCG ICPDR National Report, 2004). Human population density, agricultural activities, and industry are mainly located in lowland areas of the country (CORINE Land Cover, 2006). The organic and nutrient pollution and hydromorphological degradation, as the most prominent factors influencing the aquatic ecosystems in Serbia, were consequently found to be the most intensive in northern, lowland parts of the country (ICPDR WFD Roof Report 2004; SCG ICPDR National Report, 2004).

In comparison with the study of Ephemeroptera fauna in the Czech Republic (Zahrádková et al., 2009), the presence of ecological guilds was similar. Concerning the feeding types, in both studies the majority of species belonged to grazers–scrapers and gatherers–collectors. The coincidence in the results also refers to current velocity preferences with the dominance of rheophilic and rheobiontic species.

Four species classified as critically endangered, endangered, or vulnerable are referred to as threatened (Table 3). Besides these, there is one more species with a small distribution area, *Palingenia longicauda* Olivier,

1791, where more information about extinction risk is needed.

The species *Palingenia longicauda*, as a Ponto-Caspian faunal element, used to be widely distributed in almost all European countries as far west as the Netherlands, and it has been recorded in all large rivers in the east (Danube, Volga, and Dniepr) (Haybach and Haase, 2004), and in the north (Lab, Oder, and Vistula) (Klonwska-Olejnik). In Serbia, *P. longicauda* has been found in only one river, the Tisa (Pil et al., 2009), and in neighbouring Hungary, the species has been declared as endangered. However, threat assessment of this species has not been established yet in Serbia. Since this species is already protected in Europe (Habitats Directive EU 2000; Council of Europe 1979 Bern Convention), it is necessary to estimate the level of threat to this species.

Regarding the aquatic ecosystems of Serbia, an intermediate to high diversity of Ephemeroptera larvae has been recorded in comparison with the other Balkan countries. The highest diversity was observed in submontane regions, while the lowest was detected in potamal rivers. The majority of species in this study belong to grazers–scrapers and gatherers–collectors. Out of the total number of species, 4 were categorised as threatened based on IUCN criteria. In addition, it is observed that *Palingenia longicauda* has a small distribution area. Bearing this in mind, we think that further investigation in Serbia should be focused on the necessity of estimating the level of threat to this species.

Acknowledgements

This study was supported by the Ministry of Education and Science of the Republic of Serbia (Projects Nos. 43002 and 31011). We also want to thank Sonja Dix (UK) for the final English correction.

References

- Allan D (1995). Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. London, UK: Chapman and Hall.
- AQEM (2002). 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. Version 1.0, February 2002.
- Barber-James MH, Gattolliat JL, Sartori M, Hubbard MD (2008). Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 339–350.
- Bauernfeind E (2003). The mayflies of Greece (Insecta: Ephemeroptera): a provisional check list. In: Gaino E, editor. Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Perugia, Italy: University of Perugia, pp. 99–107.
- Bauernfeind E, Soldán T (2012). The Mayflies of Europe (Ephemeroptera). Ollerup, Denmark: Apollo Books.
- Belfiore C (1983). Efemeroteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 24. Verona, Italy: C.N.R. (in Italian).
- Belfiore C, D'Antonio C (1990). *Pseudocentropilum calabrum* sp. n. (Ephemeroptera, Baetidae) a new species of mayfly from Southern Italy. *Acta Entomol* 87: 117–121.
- Belfiore C, D'Antonio C (1991). Faunistic, taxonomic, and biogeographical studies of Ephemeroptera from Southern Italy. In: Alba-Tercedor J, Sanchez-Ortega A, editors. Overview and Strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. Gainesville, FL, USA: Sandhill Crane Press, pp. 253–261.
- Belfiore C, D'Antonio C, Audisio P, Scillitani G (1992). Analisi faunistiche e biogeografiche sugli Efemeroteri della Sicilia (Insecta, Ephemeroptera). *Animalia* 18: 31–60 (in Italian).

- Belfiore C (1994). Ephemeroptera In: Minelli A, Ruffo S, La Posta S, editors. Checklist delle specie della fauna italiana. Bologna, Italy: Calderoni, pp. 1–5 (in Italian).
- Brittain JE, Castella E, Knispel S, Lencioni V, Lods-Crozet B, Maiolini B, Milner AM, Saltveit SJ, Snook DL (2003). Ephemeroptera and Plecoptera communities in glacial rivers. In: Gaino E, editor. Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Perugia, Italy: University of Perugia, pp. 271–277.
- Buffagni A, Belfiore C, Erba S, Kemp JL, Cazzola M (2003). A review of Ephemeroptera species distribution in Italy: gains from recent studies and areas for future focus. In: Gaino E, editor. Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Perugia, Italy: University of Perugia, pp. 279–280.
- Council of Europe (1979). ETS 104 - Convention on the Conservation of Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention).
- CORINE Land Cover, CLC (2000). Serbia and Montenegro 2006. Belgrad: EvroGeomatika d.o.o.; Podgorica: Geological Survey of Montenegro.
- Curtean-Banaduc A (2010). Mayfly (Insecta, Ephemeroptera) assemblages in the Iza river/Tisa watershed (Eastern Carpathians, Romania). *Transylv Rev Syst Ecol Res* 9: 141–148.
- Derka T (2003). Súpis druhov vodných bezstavovcov (makrovertebrát) Slovenska- Ephemeroptera [Checklist of Slovak aquatic macroinvertebrates – Ephemeroptera]. In: Šporka F, editor. Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovak aquatic macroinvertebrates, checklist and catalogue of autecological notes. Bratislava: Slovenský hydrometeorologický ústav, pp. 33–37.
- Elliot JM, Humpesch UH, Macan TT (1988). Larvae of the British Ephemeroptera: A Key with Ecological Notes. FBA Scientific Publication 49: 1–145.
- EU (2000). Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and fauna, Annex II: animal and plant species of community interest whose conservation requires the designation of special area of conservation; Annex IV: Animal and plant species of community interest in need of strict protection. Office for Official Publication of the European Communities, 1–19.
- Filipović D (1954). Ispitivanja zivog sveta tekucih voda Srbije, I prilog poznavanju naselja planinskog potoka Katusnice (Zapadna Srbija). *SANU Institut za ekologiju i biogeografiju* 5: 1–12.
- Filipović D (1968). Limnoloska karakteristika izvorskog regiona Lisinskog potoka na Kopaoniku. *Zbomik radova* 24: 325–337.
- Filipović D (1969). Faunistički sastav izvorskog regiona Crnog Timoka i njegove karakteristike. III Kongres biologov Jugoslavije, Knjiga plenarnih referatov in pouzetkov. Ljubljana, 104.
- Filipović D (1975). Fauna Ephemeroptera SR Srbije. Zbornik radova o entomofauni SR Srbije, *SANU* 1: 211–219.
- Filipović D (1976). Istorijat proucavanja Ephemeroptera (Insecta) u nasoj zemlji i rezultati dosadasnjih ispitivanja u Srbiji. *Arh Biol Nauka* 28: 95–101.
- Filipović D (1979). Biogeographical and faunistical notes on mayflies (Ephemeroptera) of SR Serbia. In: Pasternak K, Sowa R, editors. Proceedings of the 2nd International Conference on Ephemeroptera, August 23–26, 1975; Polish Academy of Sciences Laboratory of Water Biology. Warsaw-Krakow: Państwowe Wydawnictwo Naukowe, pp. 211–219.
- Gavrilović Lj, Dukić D (2002). Reke Srbije. Zavod za udzbenike i nastavna sredstva. Beograd, 208.
- Grandi M. (1960). Contributi allo studio degli Efemeroidi italiani. XXIII. Gli organi genitali maschili nelle forme preimmaginali degli Efemeroteri. *Boll dell'Inst di Ent della Univ di Bologna* 24: 67–120.
- Haybach A, Malzacher P (2003). Verzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 6: 33–46.
- Haybach A, Haase P (2004). Sammlungsbelege der größten europäischen Eintagsfliege aus Deutschland im Senckenberg-Museum. *Natur und Museum* 134: 189–191.
- Helson JE, Williams DD, Turner D (2006). Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia* 559: 413–431.
- Hynes NBN (1970). The Ecology of Running Waters. Liverpool, UK: Liverpool Press.
- ICPDR WFD Roof Report (2004). The Danube River Basin. Part A – Basin-wide overview. International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR) in cooperation with the countries of the Danube River Basin District.
- Ikonomov P (1959). Ephemeroptera na Makedonija. Sistematika i faunistika. PhD, Faculty of Science, Skoplje.
- Ikonomov P (1960). Die verbreitung der Ephemeroptera in Mazedonien. *Acta Musei Mac Sci Nat* 3: 1–73.
- Ikonomov P (1962). Baetidae (Ephemeroptera) na Makedonija. *Facult Sci Nat Univ Skopje, Annales Biologii* 1: 83–140.
- IUCN (2012). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 17 October 2012.
- Kerans BL, Karr JR (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecol Appl* 4: 768–785.
- Klapalek F (1898). Zaprava o neuropterach a pseudoneuropterach sbironych v Bosne a Hercegovine. *Vestnik Ceske Akad Cisare Frantiska Josefa* 7: 126–134.
- Klapalek F (1906). Prispck ke znalosti fauny Neuropteroid Chmvtaska, Slavonska i zemi sousednich. *Vestnik Ceske Akad Cisare Frantiska Josefa* 15: 1–8.
- Klonwska-Olejnik M *Palingenia longicauda*. Polish red data book of animals. www.iop.krakow.pl/pckz/opis.asp?id=12andje=en
- Lock K, Geothalm PLM (2011). Distribution and ecology of the mayflies (Ephemeroptera) of Flanders (Belgium). *Ann Limnol-Int J Lim* 47: 159–165.
- Kovács T, Bauernfeind E (2003). Checklist of the Hungarian mayfly fauna (Ephemeroptera). *Folia Ent Hung* 64: 69–84.

- Lenat DR (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J N AM Benthol Soc* 12: 222–233.
- Lorenz A, Feld CK, Hering D (2004). Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologia* 34: 390–397.
- Marković Z, Janković M (1989). Fauna Ephemeroptera reke Djetinje. III Simpozijum o fauni SR Srbije. Uvodni referati i rezimea, 29.
- Marković Z (1995). Reka Djetinja. Makrozoobentos u oceni kvaliteta vode. Ministarstvo za zaštitu životne sredine Republike Srbije, Beograd, 117.
- Marković Z, Mitrović-Tutundžić V (1997). Fauna Ephemeroptera izvorišta Dubašnice, Naša Ekološka istina, V Naučno stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine. Zbornik radova, pp. 294–298.
- Marković Z (1998). Izvori brdsko-planinskih područja Srbije, ekološka studija makrozoobentosa. Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, 318.
- Marković Z, Miljanović B, Mitrović-Tutundžić V (1998). Makrozoobentos kao pokazatelj kvaliteta vode reke Jablanice. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda. Zbornik radova, pp. 369–372.
- Marković Z, Živić I (2002). Fauna of Ephemeroptera in the running waters of West Serbia. *Arch Biol Sci* 54: 117–124.
- Merritt RW, Cummins KW (1996). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Dubuque, IA, USA: Kendall-Hunt.
- Metcalfe JL (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ Pollut* 60: 101–139.
- Norris RH, Thoms MC (1999). What is river health? *Freshwater Biol* 41: 197–209.
- Paunović M, Kalafatić V, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V (1997). Periphyton and Benthos of the Vlasina River. 32. Konferenz der IAD, SIL, Wien, Wissenschaftliche Referate, 193–198.
- Paunović M, Kalafatić V, Martinović JM, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V. (1999). The Vlasina River: water quality, environmental quality assessment and preservation. The 28th Annual Conference of Yugoslav Water Pollution Control Society "Water Pollution Control 1999", pp. 37–46.
- Paunović M, Kalafatić V, Jakovčev D, Martinović-Vitanović V. (2003). Oligochaetes (Annelida, Oligochaeta) of the River Vlasina (South-east Serbia, Serbia and Montenegro) diversity and distribution. *Biologia* 58: 903–911.
- Paunović M, Simić V, Cvijan M, Simonović P, Milutinović B, Knežević S, Stojanović B, Veljković A (2005a). Tipologija i definisanje referentnih uslova za tekuće vode Srbije. Studija. Ministarstvo nauke i zaštite životne sredine Republike Srbije, Uprava za zaštitu životne sredine i Institut za biološka istraživanja "Siniša Stanković", Beograd.
- Paunović M, Simić V, Simonović P, Cvijan M, Subakov G, Simić S, Stojanović B, Petrović A, Gačić Z (2005b). Biološki elementi u procesu primene Direktive o vodama EU za područje Srbije. Institut za biološka istraživanja "Siniša Stanković", Beograd, pp. 254.
- Paunović M, Jakovčev-Todorović D, Simić V, Stojanović B, Veljković A (2006a). Species composition, spatial distribution and temporal occurrence of mayflies (Ephemeroptera) in the Vlasina river (southeast Serbia). *Arch Biol Sci* 58: 37–43.
- Paunović M, Jakovčev-Todorović D, Simić V, Stojanović B, Petrović A (2006b). Trophic relations between macroinvertebrates in the Vlasina river (Serbia). *Arch Biol Sci* 58: 105–114.
- Paunović M (2007). Struktura zajednica makroinvertebrata kao indikator tipova tekućih voda Srbije. PhD, Faculty of Biology, University of Belgrade, Serbia.
- Petrović A, Simić V, Paunović M, Stojanović B (2006). A new records of *Epeorus yougoslavicus* (Šamal, 1935) [Ephemeroptera] in Serbia and Montenegro. *Biotechnol Biotec Eq* 20: 67–71.
- Pil N, Timotić D, Dobretić V (2009). Monitoring of the Tisza mayflower (*Palingenula longicauda* Olivier, 1791) in Serbia. *Protection of Nature* 60: 245–252.
- Radović I, Mesaroš G, Pavićević D, Mihajlović Lj, Protić Lj, Četković A (1995). Diverzitet entomofaune (Insecta) Jugoslavije, sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. In: Stevanović V, Vasić V, editors. Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Belgrade: Faculty of Biology and Ecolibri, pp. 371–424.
- Report on the State of the Environment in the Republic of Serbia for Year 2011. URL: <http://www.sepa.gov.rs/download/Izvestaj2011.pdf>.
- Ruginis T (2006). The checklist of mayflies (Insecta: Ephemeroptera) of Lithuania. *Acta Zool Lituanica* 16: 1392–1657.
- Savić A, Randelović V, Branković S, Krpo-Četković J (2011). Mayfly (Insecta: Ephemeroptera) community structure as an indicator of the ecological status of the Nišava river (Central Balkan Peninsula). *Aquat Ecosyst Health* 14: 276–284.
- SCG ICPDR National Report (2004). National report of Serbia and Montenegro – ICPDR Roof Report, Part B. www.icpdr.org.
- Schmedtje U, Colling M (1996). Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 543 pp.
- Simić V (1993). Saprobiološka valorizacija Svrliškog i Trgoviškog Timoka na osnovu sastava makrozoobentosa. MSc, Faculty of Biology, University of Belgrade, Serbia.
- Simić V (1995). Mogućnost ekološkog monitoring rečnih ekosistema Srbije na osnovu makrozoobentosa. PhD, Faculty of Biology, University of Belgrade, Serbia.
- 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 (2003). Macroalgae and macrozoobenthos of the Pčinja River. *Arch Biol Sci* 55: 121–132.
- Simić V, Paunović M, Stojanović B, Veljković A (2005). A new record of *Choroterpes picteti* (Eaton, 1871) [Ephemeroptera: Leptophlebiidae] in Serbia. *Biotechnol Biotec Eq* 19 (3): 89–90.
- Simić V, Simić S, Petrović A, Šorić V, Paunović M, Dimitrijević V (2006). Biodiverzitet akvatičnih ekosistema Srbije i ex situ zaštita »BAES ex situ«. <http://baes.pmf.kg.ac.rs>.

- Smith RD, Smith KA (2003). Country Study for Biodiversity of the Republic of Macedonia (First National Report). Skopje: Ministry of Environment and Physical Planning.
- Stanković SM (1962). Ekologija životinja. Univerzitet u Beogradu i Zavod za izdavanje udzbenika SR Srbije, Beograd.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980). The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 130–137.
- Vidinova Y (2003). Contribution to the study of mayfly fauna (Ephemeroptera) in Bulgaria. In: Gaino E, editor. Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Perugia, Italy: University of Perugia, pp. 159–163.
- Zabrc D, Sartori M (1997). First contribution to the mayfly fauna from Slovenia (Ephemeroptera). In: Landolt P, Sartori M, editors. Ephemeroptera and Plecoptera, Biology-Ecology-Systematics. Fribourg, Switzerland: MTL, pp. 147–151.
- Zahrádková S, Soldán T, Bojková J, Helešic J, Janovská H, Sroka P (2009). Distribution and biology of mayflies (Ephemeroptera) of the Czech Republic: present status and perspectives. *Aquat Insect* 31: 629–652.
- Živojinović S (1950). Fauna insekata šumske domene Majdanpek (entomoloska monografija) SANU, Institut za ekologiju i biogeografiju, Beograd, 160: 1–262.

IMPORTANCE OF GENETIC CHARACTERISTICS IN THE CONSERVATION AND MANAGEMENT OF CRAYFISH IN SERBIA AND MONTENEGRO

A. PETROVIC¹, M. RAJKOVIC², S. SIMIC¹, I. MAGUIRE³ and V. SIMIC¹

¹University of Kragujevac, Faculty of Sciences, Institute of Biology and Ecology, 34 000 Kragujevac, Serbia

²Institute for the Protection of Nature, 81 000 Podgorica, Montenegro

³University of Zagreb, Faculty of Science, Department of Biology, 10 000 Zagreb, Croatia

Abstract

PETROVIC, A., M. RAJKOVIC, S. SIMIC, I. MAGUIRE and V. SIMIC, 2013. Importance of genetic characteristics in the conservation and management of crayfish in Serbia and Montenegro. *Bulg. J. Agric. Sci.*, 19: 1093-1104

Research of the population of crayfish of the family Astacidae on the territory of Montenegro and Serbia by using COI gene mDNA as a genetic marker, have shown that all populations of the species *Austropotamobius torrentium* are homogenous and belonging to the haplogroup "Southern Balkan". Population of *Austropotamobius italicus*, recorded only in Montenegro in river Zeta's upper flow, belongs to the (haplogroup), subspecies *meridionalis*. The findings of *Austropotamobius italicus meridionalis* are new and an expansion of the southern range border of this subspecies in the Balkan peninsula. For the populations of *Astacus astacus*, two haplogroups have been detected; the one from Serbia belongs to a new haplotype and is considered to be evolutionally older than the ones from Montenegro and Croatia. Using COI gene analysis, the highest value of nucleotide diversity (π) was noted for the species *Austropotamobius torrentium*, $\pi = 4.6\%$ (0.046 ± 0.006); the lowest one was for the species *Astacus astacus*, $\pi = 3.2\%$ (0.032 ± 0.006). The achieved results implicate urgent measures for conservation of populations *Astacus astacus* on the territory of Serbia and *Austropotamobius italicus meridionalis* on the territory of Montenegro, accompanied by the use of stricter measures in the management of populations of *Astacus astacus* in Montenegro.

Key words: Astacidae, phylogeny, COI gene, Balkan peninsula, conservation, management

Introduction

The first more detailed research of distribution, taxonomy and phylogeny of decapod crayfish in the territory of Balkan peninsula based on morphological and meristic characters has been conducted during the 1960's, by Karaman (Karaman, 1961, 1963). The research was mostly focused on the populations from Macedonia and Croatia (Dalmatia), while the areas of Serbia and Montenegro were considerably less covered by it. In these works according to the high presence of crayfish in the waters of the Balkan Peninsula and that, there was a possibility of their hunting and exploitation.

Simic et al. (2008) gave the first more detailed review of the distribution, ecology and the degree of threat of Astacidae on the territory of Serbia and Montenegro. The main result of this review was information on severe endangerment of the species *A. astacus* and a somewhat better status of populations of *A. torrentium*, compared to the areas of Middle and Eastern

Europe. The researches on genetic diversity of the populations of Astacidae on the territory of Serbia and Montenegro, which include taxonomy, phylogeny and phylogeography, have not yet been conducted in this area. The aim of this work was to provide a more thorough view of taxonomy, phylogeny and phylogeography of the crabs from the family Astacidae on the territory of Serbia and Montenegro, by using COI gene from mDNA as a genetic marker. This way, the results are added to the research conducted by (Trontelj et al., 2005), which use the COI gene as a genetic marker to give insight into the phylogeny and phylogeography of the genus *Austropotamobius* on the territory of the Alps, Slovenia, Istria and Dalmatia, as well as to research from the territory of Croatia (Maguire and Gottstein-Matocec, 2004; Marn, 2009).

Other than providing an insight into the phylogeny and phylogeography of Astacidae in the central Balkan, the purpose of this work is to point out genetic characteristics of

populations which can be of importance for the conservation and management of crayfish in this area and further.

Material and Methods

The crayfish from the family Astacidae have been researched on the territory of Serbia, Montenegro and Croatia from March 2003 to June 2010. LiNi traps, by hand using LPG lamps and hand nets, as well as a machine for electric fishing, captured the crayfish. The crayfish hunt was executed by the most suitable combination of the mentioned methods, on the river profile length of 50m, and test areas of 50 m² on lakes. The hunt was executed by the principle of maximum possible total catch. The captured specimens were determined by the keys to determine Astacidae (Bott, 1950, 1972; Karaman, 1961, 1963; Froglija, 1978; Holdich, 1992, 2002; Füreder and Machino, 2002). In total, 134 localities were researched and 1156 crayfish specimens were analyzed.

The captured crayfish were measured for total body length (TL) and weight (W). The sex structure was shown as percentual share of males and females, and the age structure by sorting the units into seven age classes: 0-40, 41-60, 61-80, 81-100, 101-120 and 121-140 mm. Total biomass was estimated based on the average weight of units and total number of populations. The annual rate of exploitation was estimated based on official annual reports of concessionaires for *A. astacus* in Montenegro, as well as the report of national inspection on illegal hunt for crayfish by modified traps (weirs) for *A. astacus* in Serbia and *A. pallipes* in Montenegro.

Genetic analyses

Genetic analyses used parapodia (i.e. one extremity at a time), which were kept in 96% ethanol at 20°C until DNA isolation. After weighing and taking one parapodium (which was to regenerate as time went by), crayfish were taken back to the water.

DNA extraction, amplification and sequencing

Genomic DNA was used as isolated from 0.5 g of mature specimens of the species *Austropotamobius torrentium*, *Austropotamobius pallipes* and *Astacus astacus*. DNA was isolated by using the reagents from "DNeasy Tissue Kit". The resulting final elution of the isolated DNA was done by means of 100 µL and 200 µL elution buffer, generating thereby two different DNA concentrations used during the experiment, for the preparation of DNA electrophoresis standard. After the settling of genomic DNA of the insect *Tenebrio molitor*, it was approached to the cutting of DNA into smaller fragments using DNA restriction endonuclease enzyme EcoRI.

High Pure PCR Product Purification Kit or QIAquick® PCR Purification Kit purified DNA molecule fragments. The purified DNA fragments from the column were eluted finally by adding 25 µL elution buffer.

After the polymerase chain reaction, the purified DNA molecule fragments were sent to MacroGen Inc. Company based in South Korea, for the purposes of identifying the primary structure of a DNA molecule.

The nucleotide sequences of the DNA molecule fragments were loaded from the Website of MacroGen Inc. as the FASTA, PDF and SCF format chromatogram files. For loading SCF files, the Chromas LITE 2.0 computer software was downloaded from the Web Page at www.technelysium.com.au/chromas.html - was used.

Phylogenetic analysis

The research of phylogenetic relations in freshwater crayfish of the phylum Decapoda, Fam. Astacidae in three species of *Austropotamobius pallipes*, *Austropotamobius torrentium* and *Astacus astacus* was conducted based on mtDNA by 167 sequences of COI gene. From the afore mentioned number of sequences, 39 sequences of COI gene were taken from the sampled specimens (18 sequences from Serbia and Montenegro and 21 from Croatia), and the remaining 128 sequences of COI gene were taken from the internet GenBank data base by NCBI (National Center for Biotechnology Information) (Tables 1 and 2).

The results of a molecular phylogenetic analysis are dependant directly on the quality of multiple sequences alignment. The results of the determination of the primary layout of sequences of the COI gene from different populations of the species *A. pallipes*, *A. torrentium* and *A. astacus*, as well as the species *Orconectes limosus* which was used as the outer group, were alignment multiple times with the use of program CLUSTALX 1.83 (Thompson et al., 1997), after which, they were organized in the program BIOEDIT 7.0.5.2 (Hall, 1999) and re-alignment by CLUSTALX 1.83 (Thompson et al., 1997). Organizing them was done by „manually cutting“ the beginnings and the ends of the sequences which were considerably longer than the rest of the sequences. After the alignment, they had relatively big areas insertions and deletions at the ends of sequences. That way, only the places that were phylogenetically informative were analyzed. Multiple alignment of sequences for COI gene was started with a total number of 39 sequences for the COI gene with the length of 397 pb. Nucleotide structure was calculated with the program MEGA 4.0.1. (Kumar et al., 2007).

Phylogenetic analysis was done by Bayesian method (BA method). This is a relatively new method in phylogenetic analysis, which is used in most of the latest phylogenetic re-

search (Mallatt et al., 2004; Utevsky and Trontelj, 2004; Waters and Roy, 2004; Wahlberg et al., 2005; Verovnik et al., 2005). Bayesian analysis (Rannala and Yang, 1996; Mau and Newton, 1997; Mau et al., 1999) is based on the knowledge of probabilities which were evaluated by a certain model, the so called posterior probabilities.

Table 1
Simples of the population crayfish used for the analysis of COI gene (Serbia, Croatia, Montenegro)

No.	Haplotype	Locality ¹
1	Aa413Buser1	Lake Buser, SRB
2	Aa414Buser2	Lake Buser, SRB
3	Aa412Liverovici1	Liverovici, MNE
4	Aa419Liverovici2	Liverovici, MNE
5	Aa422Liverovici3JarugaMrez	Liverovici, MNE
6	Aa427Liverovici4	Liverovici, MNE
7	Aa422Liverovici3JarugaMrez	River Mreznica, Dobrenici, CRO
8	Aa443Krapina	River Krapina, CRO
9	AtToplodol	River Toplodolska, SRB
10	AtZlatibor	Zlatibor, SRB
11	AtZlatibor	Zlatibor, SRB
12	AtCrnojevica	River Crnojevica, MNE
13	AtCrnojevica	River Crnojevica, MNE
14	AtCrnojevica	River Crnojevica, MNE
15	AtCrnojevica	River Crnojevica, MNE
16	AtZlatibor	Zlatibor, SRB
17	AtZlatibor	Zlatibor, SRB
18	AtGrosnicka	River Grosnicka, SRB
19	AtCrnojevica	River Crnojevica, MNE
20	AtDunIvanKralj	Ivanecka Zeljeznica, Ivanec, CRO
21	AtDunIvanKralj	River Lonja, CRO
22	AtDunIvanKralj	Stream Kraljevec, Zagreb, CRO
23	AtDunPoz1	Stream Vrhovci, Pozega, CRO
24	AtDunDolje	Stream Dolje, Zagreb, CRO
25	AtDunDolje	Stream Dolje, Zagreb, CRO
26	AtDunLogGailRak	Stream Dubravica, Zagreb, CRO
27	AtDunGrac	Stream Gracani, Zagreb, CRO
28	AtDunPoz1	Stream Vrhovci, Pozega CRO
29	AtBreisgau	Breisgau, A
30	AtDunPoz2	Stream Bukovica, Pozega, CRO
31	AtDunPoz1	Stream Vucjak, Pozega, CRO
32	AtDunPoz1	Stream Vucjak, Pozega, CRO
33	AtPlitvice	Stream Plitvice CRO
34	Ap_317_Ap42_Mirna	River Mirna, CRO
35	Ap_Rasa	River Rasa, CRO
36	Ap_DalmatiaZeta	Prolosko Blato, Prolozac, CRO
37	Ap_DalmatiaZeta	River Zeta, CRO
38	Ap333_ApCG7_Zeta1	River Zeta MNE
39	Ap_DalmatiaZeta	River Zeta CRO

¹SRB- Serbia, CRO – Croatia, MNE – Montenegro

Table 2
Gene sequences for the COI gene taken from GenBank's

No.	Haplotype	GenBank Accession	Samples ¹
1	Aa422Liverovici3JarugaMrez	GU727619	Stream Jaruga, Stajnicko polje, CRO
2	Aa_AY667146_Trontelj	AY667146	Weißensee, Greifenburg, A
3	Aa_NorwayPoland	AF517104	Norway
4	Aa_NorwayPoland	AF517103	Poland
5	AtBatania	AY667138	Batania, Koúpa, Polikastro, GR
6	AtKefalari	AY667132	Ano Kefalari, Drama, GR
7	AtKoursovitStruma	AY667134	Koursovit, Karidohóri, Sidirócastro, GR
8	AtMaras	AY667133	Maras, Pige, Drama, GR
9	AtMilliRamna	AY667135	Milli, Angikastro, Sidirócastro, GR
10	AtMilliRamna	AY667137	Milli, Angikastro, Sidirócastro, GR
11	AtMilliRamna	AY667136	Ramna, Akritohóri, Sidirócastro, GR
12	AtRCrnojevica	AY667139	River Crnojevica, Cetinje, MNE
13	AtKoursovitStruma	AM180948	Struma tributary, Sandanska Bistrica, BG
14	AtBohinj	AY667124	Bohinj SLO
15	AtBreisgauRouder	AM180942	Rhine & Danube systems, DE and CH
16	AtBreisgauRouder	AM180943	Algäu, Haldensee, A
17	AtBreisgauRouder	AY667141	Schlierbach, Bliesbruck, Sarreguemines, F
18	AtBreisgauRouder	AY667141	Gailbach, Obergailb., Sarreguemines, F
19	AtBreisgauRouder	AY667141	Freiburg im Breisgau, DE
20	AtDunLogGailRak	AY667127	Rakitna, Ljubljana, SLO
21	AtDunLogGailRak	AY667127	River Iska, Ljubljana, SLO
22	AtDunLogGailRak	AY667127	Hotenjka Creek, Logatec, SLO
23	AtDunLogGailRak	AY667127	Stream Jazbinski, Zerjav, SLO
24	AtDunLogGailRak	AY667127	Piano di Fusine, Tarvisio, I
25	AtCerkno	AY667122	River Cerknica, Cerkno, SLO
26	AtDovje	AY667142	Dovje, Jesenice, SLO
27	AtDunLogGailRak	AY667130	Tributary of the Slizza, Tarvisio, I
28	AtDunLogGailRak	AY667130	Schinzengraben, Pressegger See, A
29	AtDunLogGailRak	AY667130	Zainer Bach, Arnoldstein, A
30	AtGLazi	AY667144	Gorenji Lazi, Ribnica, SLO
31	AtGlinscica	AY667128	Glinscica Creek, Ljubljana, SLO
32	AtGrapca	AY667121	Baskagrapa, Tolmin, SLO
33	AtDunLogGailRak	AY667126	Rakitna, Ljubljana, SLO
34	AtBreisgauRouder	AM180945	Algäu, Auerberg, Bavaria, DE
35	AtBreisgauRouder	AM180944	Algäu, Dachssee, Bavaria, DE
36	AtBreisgauRouder	AY667143	Rouderbaach, Grevenmacher, LU
37	AtVelika	AY667131	Velika, Demirköy, Kirklareli, TR
38	AtWienerwald	AM180946	Wienerwald, eastern A
39	AtZala	AY667123	Zala Creek, Godovic, Idrija, SLO
40	AtZaplana	AY667129	Zaplana, Logatec, SLO
41	AtGrivackiP	AY667145	Stream Grivacki, Grivac, Kocevje, SLO
42	AtGKKupa	AY667140	Kolpa River Dolenja Zaga, Kocevje, SLO
43	AtOsilnica	AY667125	Belica Creek, Kocevje, SLO
44	Ap_France	AF526891	Castelbianco, Imperia, I

Table 2 (continued)

No.	Haplotype	GenBank Accession	Samples ¹
45	Ap_France	AF526891	Le Vigan, Lodève, F
46	Ap_France	AF526891	Miagliano, Biella, I
47	Ap_France	AF526891	Norfolk District, GB
48	Ap_REC4_RjecinaKozinaIstria	AY121110	Rjecina, Rijeka, CRO
49	Ap_CST14_Caserta2	AY121111	Las Illas, Perpignan, F
50	Ap_CST14_Caserta2	AY121111	Grogcardo, Acqui Terme, I
51	Ap_CST14_Caserta2	AY121111	Valle Castellana, Norcia, I
52	Ap_CST14_Caserta2	AY121111	Torricella in Sabina, Rieti, I
53	Ap_BAT2_Potenza	AY121112	Castelluccio, Potenza, I
54	Ap_GUB4_Perrugia	AY121113	Gubbio, Perugia, I
55	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Claro, Bellinzona, CH
56	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Cugnasco, Lugano, CH
57	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Meride, Lugano, CH
58	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Montecrestese, Domodossola, I
59	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Casalzuigno, Varese, I
60	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Sagliano, Voghera, I
61	Ap_CUG2_ITCH	AY121114	Ottone, Piacenza, I
62	Ap_Iberic	AY121115	Redipollos, Riano, León, EST
63	Ap_Iberic	AY121115	Orozco, Tolosa, EST
64	Ap_Iberic	AY121115	Roncesvalles, Pamplona, EST
65	Ap_Iberic	AY121115	Beceite, Valderrobres, EST
66	Ap_Iberic	AY121115	Arroyo, Granada, EST
67	Ap_Iberic	AY121115	Nirano, Sassuolo, I
68	Ap_Iberic	AY121115	Papiano, Sita, Arezzo, I
69	Ap_BRA5_Verbania	AY121116	Bracchio, Verbania, I
70	Ap_AlpsCres	AY121117	Gitschtal, Carinthia, A
71	Ap_Soca	AY121118	Idrija Creek, Kobarid, SLO
72	Ap_Soca	AY121118	Breginj, Kobarid, SLO
73	Ap_Soca	AY121118	Cósizza, Clódig, Cividade del Friuli, I
74	Ap_MIR9_Buzet	AY121119	Buzet, CRO
75	Ap_DalmatiaZeta	AY121120	Vrba Creek, Donje Postinje, Drnis, CRO
76	Ap_REC4_RjecinaKozinaIstria	AY121121	Botazzo, San Dorligo della Valle, Trieste, I
77	Ap_REC4_RjecinaKozinaIstria	AY121121	Odolina, Kozina, SLO
78	Ap_REC4_RjecinaKozinaIstria	AY121121	Rjecina, Rijeka, CRO
79	Ap_VIM2_Bergamo	AY121122	Santuario, Imagna, Bergamo, I
80	Ap_VED15_Tarcento	AY121123	Vedronza, Tarcento, I
81	Ap_VED15_Tarcento	AY121123	Stella, Sterpo, Codroipo, I
82	Ap_GIT3	AY121124	Leale Avasinis, Gemona del Friuli, I
83	Ap_STE4_Codroipo	AY121125	Stella, Sterpo, Codroipo, I
84	Ap_VIP7_Stanjel	AY121126	Stanjel, Vipava, SLO
85	Ap_BEL2	AY121127	n/a
86	Ap_DalmatiaZeta	AY667106	Lake Modro Oko, Ploce, CRO
87	Ap_DalmatiaZeta	AY667106	Konavoski Dvori, Dubrovnik, CRO
88	Ap_Dragonja	AY667107	Dragonja River, Piran, SLO
89	Ap_Soca	AY667108	Mlake, Vipava, SLO

Table 2 (continued)

No.	Haplotype	GenBank Accession	Samples ¹
90	Ap_Bracana	AY667109	Stream Bracana, Buzet, CRO
91	Ap_REC4_RjecinaKozinaIstria	AY667110	Glinscica Creek, Kozina, SLO
92	Ap_AlpsCres	AY667111	Lake Vransko, Island Cres, CRO
93	Ap_AlpsCres	AY667112	Borenitze Bach, Weißbriach, Hermagor, A
94	Ap_AlpsCres	AY667112	Podovia Bach, SanLorenzen, Hermagor, A
95	Ap_AlpsCres	AY667112	Waldbach, Jaders.-Grünburg, Hermagor, A
96	Ap_AlpsCres	AY667112	Krebsbach, Sanke Daniel, Hermagor, A
97	Ap_AlpsCres	AY667112	Reisach, Hermagor, A
98	Ap_AlpsCres	AY667112	Kriebenbachl, Treßdorf, Hermagor, A
99	Ap_AlpsCres	AY667112	Staudlerbachl, Greifenburg, A
100	Ap_Moosbachl	AY667113	Moosbachl, Sankt Georgen, Bruneck, I
101	Ap_Iberic	AY667114	Tortulhas, Miranda do Douro, PT
102	Ap_Iberic	AY667114	Sant-Genís, Espolla, Figueres, EST
103	Ap_Iberic	AY667114	Arroyo, Guadix, Granada, EST
104	Ap_France	AY667115	Longeau River, Fresnes-en-Woëvres, F
105	Ap_France	AY667115	Opfingen, Freiburg im Breisgau, DE
106	Ap_France	AY667115	Moulin des Adrets Creek, Brignoud, F
107	Ap_DalmatiaZeta	AY667116	Lake Modro Oko, Ploče, CRO
108	Ap_Vipava	AY667117	Mlake, Vipava, SLO
109	Ap_AlpsCres	AY667118	Wiesebach. Jadersdorf-Grünburg, He., A
110	Ap_Sopotnica	AY667119	Sopotnica Creek, Tolmin, SLO
111	Ap_Osapska	AY667120	Osapska reka, Koper, SLO
112	Ap_Caserta1	AB443447	Regio di Caserta, I
113	Ap_CST14_Caserta2	AB443450	Regio di Caserta, I
114	Ap_CST14_Caserta2	AB443449	Regio di Caserta, I
115	Ap_CST14_Caserta2	AB443446	Regio di Caserta, I
116	Ap_CST14_Caserta2	AB443451	Regio di Caserta, I
117	Ap_CST14_Caserta2	AB443445	Regio di Caserta, I
118	Ap_CST14_Caserta2	AB443448	Regio di Caserta, I
119	Ap_Iberic	EF485041	Navarra, ESP
120	Ap_Iberic	FJ897840	Ebro, Villacantid, ESP
121	Ap_Iberic	FJ897841	Turia, Valencia, ESP
122	Ap_Iberic	FJ897842	Asturias, ESP
123	Ap_Iberic	FJ897843	Burgos, ESP
124	Ap_Iberic	FJ897844	Llobregat, Barcelona, ESP
125	Ap_Iberic	FJ897845	Castellon, ESP
126	Pleptodactylus	AF525228	
127	Cshufeldtii	EU921149	
128	Cdauricus	AY667147	Levaya Creek, Korsakovo, Khabarovsk, RU

¹ I- Italy, SLO- Slovenia, A- Austria, F- France, CRO- Croatia, GR- Greece, EST- Estonia, ESP- Spain, PT- Portugal, RU- Russia

Bayesian analysis was performed by a program MR. BAYES 3.1.1 (Ronquist and Huelsenbeck, 2003), using the method „Metropolis-coupled Markov Chain Monte Carlo“, which is based on a series of independent research for a group

of best trunks with occasional changes of information between researches (Mau et al., 1999).

Bayesian analysis was performed on 5 000 000 generations, trunks were collected on each 1000 generation, which

means that, in total, 5000 trunks were collected. 500 trunks were disposed as the burnin, because there was no convergence in the analysis. In the end, out of the analyzed trunk sequences a consensus trunk of the 4500 best trunks was constructed. Model used for analysis was HKY+G+ I obtained with the use of program Modeltest, with the appointed criterion Corrected Akaike Information Criterion (AICc). For the non-coding sequence of COI gene command sets were used according to (Franjević, 2006).

Genetic distance (p) and the average nucleotide diversity (π) in this research was calculated by using the program MEGA 3.1. (Kumar et al., 2007) but, since that program doesn't have HKY model with gamma distribution, the Tamura-Nei model with gamma distribution was used for calculation, being most similar to model HKY (Nei and Kumar, 2000).

Results

Phylogenetic analysis

The result of Bayesian analysis is the rooted phylograms of sequence relations for COI genes (Figure 1) with the values of posterior probabilities in branching nodes, which present and alternative to self-reading values.

By a detailed analysis of the obtained phylograms, it has been determined that the haplotypes of the analyzed gene sequences can be grouped at the COI gene marker into 10 smaller or three larger phylogeographic groups, the so-called haplogroups. Within each haplogroup, there are several haplotypes (Table 3). Each haplotype has a characteristic and unique nucleotide arrangement. Between the sequences within the same haplotype there is no pairwise distance.

In the case of COI gene, BA phylogram has shown the separation of haplotypes for the species *A. astacus* into two haplogroups, called «Buser» and «Evropa», for the species *A. torrentium* four haplogroups, called «Dunav», «juzni Balkan», «Kupa» and «Plitvice». For the complex *A. pallipes / italicus* five haplogroups, or subspecies: *A. i. meridionalis*, *A. i. carinthiacus + italicus*, *A. i. carsicus*, *A. i. Osapska* and *A. pallipes* – France (Figure 1).

Analysis of genetic distance (d) mostly indicates correlation with the geographical remoteness of the separated haplogroups, and it is the biggest between haplogroups that belong to different species (Table 4).

By analysis of nucleotide diversity (π) within the separated haplogroups by COI gene, the highest value of nucleotide diversity was shown by haplogroup *A. torrentium* – Juzni Balkan 4.4% (0.044±0.007), while the lowest was shown by

Table 3
Haplogroups and haplotypes of the processed sequences of the COI gene (*Astacus astacus*, *Austropotamobius torrentium* and *A. pallipes*)

Gen. marc.	Haplogroup	Haplotype	
COI	<i>Astacus astacus</i>	Europa	Liverovici1, Liverovici2, Liverovici 3, JarugaMrez, Liverovici 4, Krapina, Norway Poland, Trontelj, Krapina
		Lake Buser	Buser1, Buser2
	<i>Austropotamobius torrentium</i>	Southern Balkan	Batania, MilliRamna, KoursovitStruma, Grosnicka, Zlatibor, R. Crnojevica, Crnojevica, Kefalери, Maras, Toplodolska
		Plitvice	Plitvice
		Kupa	Kupa, Osilnica, GrivackiP
		Danube	DunIvanKralj, DunPoz1, DunDolje, DunLogGailRak, DunGrec, Glinscica, GLazi, Cerkno, Zaplana, Bohinj, Dovje, Grepca, Zala, BreisgauRouder, Wienerwald, Velika
	<i>Austropotamobius pallipes</i>	<i>A. italicus meridionalis</i>	Caserta1, Potenza, Perrugia, Caserta2, Mirna, Buzet, Braçana, Sopotnica, Soca, Vipara, GIT3, Codroipo, AlpsCres, Tarcento, Rasa, Moosbach1, DalmacijaZeta, Zeta1, Stanjel
		<i>A.i.carsicus</i>	Dragonja, RjecinaKozinalstra, BEL2, Bergamo
		<i>A.i.italicus + A.i.carinthiacus</i>	CUG2, ITCH, Verbania, Iberic
		Osapska	Osapska
<i>A. pallipes</i>		France	

haplogroup „Buser“ of the species *A. astacus* and *A. i. – Car-*
sicus- italicus 0.3 % (0.003±0.002) (Table 5).

Analysis of the basic elements of population structure is
presented in population *A. astacus* and *A. pallipes*, which are

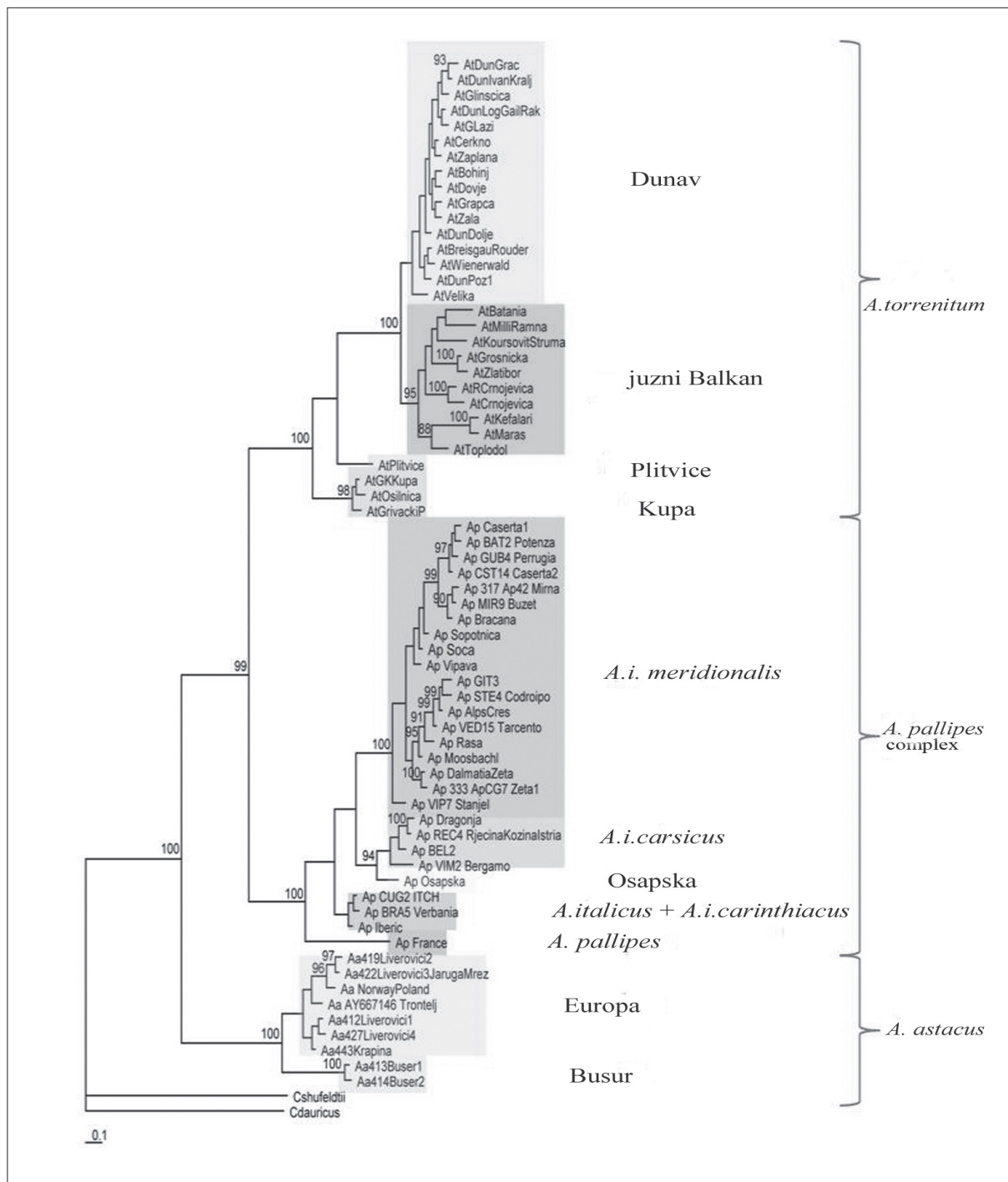


Fig. 1. Haplogroups and the belonging haplotypes of phylograms of COI gene built by Bayesian method

legally and / or illegally exploited in Serbia and Montenegro in Table 6.

Discussion

Management crayfish in Serbia and Montenegro, except through the analysis of basic indicators of population structures that are shown in Table 6 considered from the aspect of the genetic structure of populations. Based on the relationships of exploited biomass and total biomass crayfish populations of *A. astacus* and *A. pallipes*, which are legally and / or illegally exploited in this area shows a tendency to over-exploitation *A. astacus* in Montenegro. The excessive exploitation of *A. astacus* in Montenegro can be observed under exploited biomaase, which is approximately 64% of the total biomass. In populations *A. astacus* from Serbia percentage of exploitation, if we observe the biomass is approximately 47% versus the total biomass (Table 6).

The degree of belonging exploitation in the lower streams of river Zeta cannot be determined with certainty from our

research, but it is evident that locals are sometimes using the crayfish as a food (Table 6).

However, the genetic structure of populations exploited obtained new data, which are important for both management and conservation of crayfish in this area. The first significant result of genetic analysis is the clarification of taxonomy of crayfish especially in comes to *A. pallipes*.

In the past, several authors have tried to solve the taxonomy of crayfish from the family Astaciade based on the differences in the morphological characteristics. Within the species *A. pallipes* (Bott, 1950) differentiates three subspecies based on morphological criteria. Subspecies *A. pallipes pallipes* (Lereboullet, 1858) is, according to him, most represented in the area that borders the Pyrenees on one, the Alps on the the other and England and Ireland on the third side. The subspecies *A. pallipes lusitanicus* is limited to Iberian Peninsula, while the subspecies *A. pallipes italicus* inhabits areas in Italy, Slovenia, Austria and Switzerland.

Opposed to this, Karaman (1961) differentiates two species, *A. pallipes* and *A. italicus*. Furthermore, he divides the

Table 4
Genetic distance (d) between isolated haplogroup (subspecies) crayfish

Haplogroup	<i>A.torrentium</i> Danube	<i>A.torrentium</i> Kupa	<i>A.torrentium</i> Southern Balkan	<i>A.torrentium</i> Plitvice	<i>A.astacus</i> Buser	<i>A.astacus</i> Europa	<i>A.italicus</i> <i>meridionalis</i>	<i>A.italicus</i> <i>carsicus</i>	<i>A.italicus</i> <i>carital</i>	<i>A.italicus</i> Osapska	<i>A.pallipes</i>
<i>A.torrentium</i> Danube		0.018	0.007	0.016	0.028	0.027	0.024	0.022	0.023	0.021	0.022
<i>A.torrentium</i> Kupa	0.092		0.017	0.016	0.029	0.028	0.027	0.023	0.022	0.024	0.024
<i>A.torrentium</i> Southern Balkan	0.042	0.103		0.018	0.025	0.025	0.024	0.02	0.022	0.018	0.022
<i>A.torrentium</i> Plitvice	0.076	0.072	0.099		0.03	0.027	0.025	0.023	0.022	0.022	0.021
<i>A.astacus</i> Buser	0.171	0.183	0.165	0.181		0.012	0.03	0.024	0.028	0.025	0.029
<i>A.astacus</i> Europa	0.172	0.173	0.167	0.166	0.056		0.03	0.023	0.027	0.024	0.027
<i>A.italicus meridionalis</i>	0.151	0.158	0.161	0.146	0.198	0.191		0.013	0.013	0.012	0.018
<i>A. italicus carsicus</i>	0.137	0.137	0.139	0.135	0.153	0.145	0.064		0.011	0.008	0.018
<i>A.italicus carital</i>	0.137	0.131	0.141	0.122	0.183	0.166	0.059	0.045		0.012	0.017
<i>A.italicus</i> Osapska	0.124	0.14	0.117	0.123	0.152	0.143	0.057	0.026	0.044		0.016
<i>A. pallipes</i>	0.134	0.142	0.139	0.12	0.182	0.171	0.099	0.093	0.081	0.078	

Table 5
Nucleotide diversity (π) COI gene isolated haplogroups (subspecies) crayfish

Haplogroup	<i>A.torrentium</i> Danube	<i>A.torrentium</i> Kupa	<i>A.torrentium</i> Southern Balkan	<i>A.torrentium</i> Plitvice	<i>A.astacus</i> Buser	<i>A.astacus</i> Europa	<i>A.italicus</i> <i>meridionalis</i>	<i>A.italicus</i> <i>carsicus</i>	<i>A.italicus</i> <i>carital</i>	<i>A.italicus</i> Osapska	<i>A.pallipes</i>
Nucleotide diversity (π)	0.008	0.007	0.044	n/c	0.003	0.017	0.022	0.016	0.003	n/c	n/c
Standard error (SE)	0.002	0.03	0.007	n/c	0.002	0.005	0.005	0.005	0.002	n/c	n/c

species *A. italicus* into three subspecies: *A. i. italicus*, *A. i. lusitanicus* and *A. i. carsicus* whose range is in the karst area of the former Yugoslavia. Lately, following the progress of molecular phylogenetic methods (Grandjean et al., 2000), based on genetic distance (d) of the gene for rRNA of 4.6% (0.046 ± 0.009) between two big haplogroups, suggest a division of the complex of the species *A. pallipes* into two separate species: *A. pallipes* and *A. italicus*. Furthermost, within the same work, the authors define three subspecies, based on molecular phylogenetic evidence - *A. i. italicus*, *A. i. carinthiacus* and *A. i. carsicus*. Taking into account genetic distance of the same gene of 4.18% (0.042 ± 0.006) (Fratini et al., 2005), also differentiate two species: *A. pallipes* and *A. italicus* and, similar to (Grandjean et al., 2000) further divide the species *A. italicus* into the same three subspecies (*A. i. italicus*, *A. i. carinthiacus*, *A. i. carsicus*), but also add another subspecies *A. i. meridionalis*, whose range is in the complete southern part of the Apenine peninsula, where it is joined by a haplotype from Slovenia (Zaccara et al., 2005), based on the genetic distance between haplogroups of $6.51\% \pm 0.42\%$ confirm the results of other research, but by using COI marker. Their result indicate the existence of two subspecies within the species *A. italicus* on the relatively unexplored area around the river Po in Italy. Trontelj et al. (2005) uses COI gene as a genetic marker and distinguishes four haplotypes within *A. torrentium* - (Southern

Balkans, SE Alps + Slovenia, Uper Rhine basin, Uper Kolpa Basin) and six haplotypes within *A. pallipes*: (NW Italy, W Europe, Istra I, Istra II, Apennine, SE Alps+W Balkans).

Marker analysis of COI gene from the population of Astacidae in Serbia and Montenegro has shown distinctly differentiated haplogroups (Table 3), of which four haplogroups create taxon *A. italicus*, while separate ones are taxons *A. pallipes*, *A. torrentium* and *A. astacus*.

Results obtained in this work unequivocally speak in favour of the hypothesis that there are two separate species within the complex of the species *A. pallipes*. This is ascertained through comparing the results of genetic distance of the marker of COI gene between *A. pallipes* haplogroup and *A. italicus* haplogroup with the afore mentioned research, which amounts to 9.9% (0.099 ± 0.017).

In this work, based on COI gene, it has been discovered and proven that a population of *A. italicus*, belonging to the subspecies *meridionalis* lives in the lower flow of the river Zeta in Montenegro. This is a new finding of this species and it represents, so far, the southern border of its range of distribution.

Through the analysis of the research done by (Fratini et al., 2005), it is clear that the range of species called by the authors *A. i. meridionalis* matches the range of several haplotypes within the haplogroup „Balkan“. The range of distribution of the haplogroup „Balkan“ is limited to the area of the

Table 6
Characteristics of the population and the rate of exploitation in Serbia and Montenegro

Parameters/species	<i>A. astacus</i> Serbia	<i>A. astacus</i> Montenegro	<i>A. pallipes</i> Montenegro
N/km	102.9	11580	69.85
N total	6174	173 700	3465
sex structure (mm) %			
Male %	56.78	52.95	50.2
Female %	43.22	47.03	48.7
age structure (mm) %			
0-40 %	1.52	2.8	-
41-60	7.42	7.9	10
61-80	39.67	15.5	32.2
81-100	25.78	28.3	45
101-120	13.65	207	14.1
121-140	9.78	18.2	-
141-160	2.23	6.6	-
L mean	57.34	77.78	61.27
W mean (g)	19.67	37.88	23.65
Biomass/total in kg	121 400. 00	6 543 279.00	81 947.25
The total annual biomass increment in kg	approximately 700	3 192.606	?
Year old exploitation rate in kg and %	approximately 350 47%	approximately 2 066.820 64%	?

Dinarides on one side and the area of central and southern Italy on the other. *A. i. meridionalis* has a mutual haplotypic with the dalmatian populations and the populations in central and southern Italy. This genetic similarity can be explained by land connection that existed between the Balkan and Apennine peninsula during the receding of the Adriatic sea level during the Messinian crisis. An interesting finding of a haplotype in Slovenia which (Fratini et al., 2005) classify under the subspecies *A. i. meridionalis* speaks in favour of that theory. It remains unclear if the haplotypes found in the Apennine peninsula were incorrectly classified into the subspecies *A. i. meridionalis*, and if it would still be more natural if they were classified under the subspecies *A. i. carsicus* which was described by (Karaman, 1961) and confirmed by (Grandjean et al., 2000; Fratini et al., 2005), or all the haplotypes of the Balkan part of the group „Balkan“ were incorrectly determined in the earlier researches as *A. i. carsicus* and should be called *A. i. meridionalis*, according to their genetic characteristics. It is a fact that the Apennine and Balkan part of the haplogroup „Balkan“ have shown a high level of phylogenetic similarity, so it is expected for them to be one subspecies. This fact is further confirmed in the work of (Trontelj et al., 2005).

Haplogroup «Zapad» presents a group of haplotypes which can be classified into a unique species *Austropotamobius pallipes*. Results in this part of the research almost entirely match the results obtained in other similar researches (Grandjean et al., 2000; Fratini et al., 2005; Zaccara et al., 2005; Trontelj et al., 2005). The limit of the range of the species *A. pallipes* and *A. italicus* in this research's case was somewhat more to the west than quoted by (Zaccara et al., 2005), which is most probably the consequence of the fact that there was no specimen in that research which, in this case, moved the limit minimally westward. The clarification of the taxonomy, phylogeny and phylogeography complex *A. pallipes* contribute to genetic research and new findings of this species in Bosnia and Herzegovina (Trozić-Borovac, 2011).

The species *Austropotamobius torrentium* has four haplogroups. Populations from Montenegro belong to the haplogroup «južni Balkan». This is in accordance with the research (Trontelj et al., 2005) which classifies the populations of *A. torrentium* from the southern Adriatic and northern Aegean (territories of Montenegro, Macedonia, Greece, Bulgaria and Turkey) into a haplogroup which they called Southern Balkans and from which *torrentiums* in the entire Danube basin (most of Europe) originated. Populations of *A. torrentium* from Serbia are, based on this research, also classified into the group Southern Balkans, while the populations from Croatia belong to separate haplogroups. Most of them belong to the haplogroup „Dunav“, and other populations in the areas of Plitvice and the river Kupa. Trontelj et al., (2005) consider

the area of the river Kupa and Gorski kotar the center of biological diversity of this species. These researches are further confirmed by the researches by (Marn, 2009) which, based on the analysis of 16S and COI gene, ascertain the presence of four haplogroups in the small, protected area of Zumberek – Samoborsko gorje.

Analysis of COI marker (Table 3) indicates that the species *Astacus astacus* has two haplogroups. Haplogroup «Evropa» includes the populations from Montenegro and shares haplotypes with the populations of *Astacus* from the Danube basin (there is no diversity and distance), whereas *A. astacus* from Serbia («Buser» lake) has a unique haplotype, so the units are probably older than the other ones. This result is a new fact in the research of phylogeny and phylogeography of the species *A. astacus*. From the aspect of crayfish conservation, the results obtained in this work are of utmost importance, primarily the ones related to defining the special haplogroup of *A. astacus* in the area of Serbia. Except this, from the conservation aspect, the fact of genetic isolation of population of *A. torrentium* from river Crnojevica and the population of *A. i. meridionalis* from the lower flow of the river Zeta in Montenegro, are also important.

The population of *A. i. meridionalis* in Montenegro is the marginal and southernmost population of this subspecies in its area of diffusion and the entire complex of *A. pallipes*.

Conclusion

The global status of the level of endangerment of the researched crayfish, according to IUCN, *A. pallipes* EN (Endangered), *A. astacus* VU (Vulnerable) (Edsman et al., 2010; Füreder et al., 2010) is in contrast with the current trend of exploitation (both legal and illegal) of the crayfish of the species *A. astacus* and *A. italicus* on the territory of Montenegro and Serbia. The obtained results indicate that the management of the crayfish species in question based exclusively on monitoring the basic structural characteristics is not complete and has to be completed with genetic characteristics of the populations, too. This fact is confirmed in these researches, especially when it comes to *A. astacus* as a commercially most important species. Therefore, the populations of *A. astacus* in Serbia, from the aspect of genetic characteristics, such as belonging to a special haplotype and a low genetic diversity, indicate a necessary protection from any form of further exploitation, regardless of the fact it is the most numerous population of this species in the area (Simić et al., 2008). Likewise, the results indicate the prevention of any kind of exploitation of *A. i. meridionalis* on the territory of Montenegro, for it is an isolated and marginal population of this subspecies from the species complex of *A. pallipes*. The management of populations

of *A. astacus* in the territory of Montenegro should be revised in the future, by decreasing the annual quote of exploitation or a complete ban of exploitation in a certain period of time.

Acknowledgements

The present work was supported by the Serbian Ministry of Science and Technological Development (Projects No. 43002 and 173025).

References

- Bott, R.**, 1950. Die Flusskrebse Europas (Decapoda; Astacidae). *Proc Senck Nat Soc.*, **483**: 1-36.
- Bott, R.**, 1972. Besiedlungsgeschichte und systematik der Astaciden West-Europas unter besonderer berucksichtigung der Schweiz. *Revue Suisse de Zoologie*, **79**: 387-408.
- Edsman, L., L. Füreder, F. Gherardi and C. Souty-Grosset**, 2010. *Astacus astacus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on **30 October 2012**.
- Franjevic, D.**, 2006. Molekularna filogenija dinaridskih vrsta roda *Troglocaris* (Crustacea, Caridea, Atydea). Doktorska disertacija, Sveučilište u Zagrebu, 187 p.
- Fratini, S., S. Zaccara, S. Barbaresi, F. Grandjean, C. Souty-Grosset, G. Crosa and F. Gherardi**, 2005. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: Implication for its conservation. *Heredity*, **94**: 108-118.
- Froglia, C.**, 1978. Guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane 4, decapodi. CRN AQ/1/9 Verona. Italy. pp 1-39.
- Füreder, L., F. Gherardi, D. Holdich, J. Reynolds, P. Sibley and C. Souty-Grosset**, 2010. *Austropotamobius pallipes*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 30 October 2012.
- Füreder, L. and Y. Machino**, 2002. A revised key of freshwater crayfish in Europe. *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck*, **89**: 169-178.
- Grandjean, F., D. J. Harris, C. Souty-Grosset and K. A. Crandall**, 2000. Systematic of the European endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae). *Journal of Crustacean Biology*, **20**: 522-529.
- Hall, T. A.**, 1999. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series*, **41**: 95-98.
- Holdich, D. M.**, 1992. Crayfish nomenclature and terminology: recommendations for uniformity. *Finnish Fisheries Research*, **14**: 141-155.
- Holdich, D. M.**, 2002. Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bull. Français Pêche Piscic.*, **367**: 611-650.
- Karaman, M. S.**, 1961. Slatkovodni rakovi Jugoslavije. *Publikacije stručnog udruženja za unapređenje slatkovodnog ribarstva Jugoslavije*, **3**: 1-3.
- Karaman, M. S.**, 1963. Studie der Astacidae (Crustacea Decapoda) II. Teil. *Hydrobiologia*, **22**: 111-132.
- Kumar, S., K. Tamura and M. Nei**, 2007. MEGA4: integrated software for molecular evolutionary analysis and sequence alignment. *Briefing in Bioinformatic*, **5**: 150-163.
- Maguire, I. and S. Gottstein-Matočec**, 2004. The distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia. *Crustaceana*, **77** (1): 25-47.
- Mallatt, J. M., J. R. Garey and J. W. Shultz**, 2004. Ecdysozoan phylogeny and Bayesian inference: first use of nearly complete 28S and 18S rRNA gene sequences to classify the arthropods and their kin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **31**: 178-191.
- Marn, N.**, 2009. Morfološka i genetička obilježja rakova vrste *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) na području Parka prirode Žumberak - Samoborsko gorje. Prirodoslovno-matematički fakultet. Sveučilište u Zagrebu. <http://bib.irb.hr/>
- Mau, B. and M. Newton**, 1997. Phylogenetic inference for binary data on dendrograms using Markov chain Monte Carlo. *J. Comp. Graph. Stat.*, **6**: 122-131.
- Mau, B., M. Newton and B. Larget**, 1999. Bayesian phylogenetic inference via Markov chain Monte Carlo methods. *Biometrics*, **55**: 1-12.
- Nei, M. and S. Kumar**, 2000. Molecular Evolution and Phylogenetics, Oxford University Press, New York.
- Rannala, B. and Z. H. Yang**, 1996. Probability distribution of molecular evolutionary trees: A new method of phylogenetic inference. *J. Mol. Evol.*, **43**: 304-311.
- Ronquist, F. and J. P. Huelsenbeck**, 2003. MRBAYES 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models. *Bioinformatics*, **19**: 1572-1574.
- Simic, V., A. Petrovic, M. Rajkovic and M. Paunovic**, 2008. Crayfish of Serbia and Montenegro – the population status and the level of endangerment. *Crustaceana*, **81** (10): 1153-1176 (Sr).
- Thompson, J. D., T. J. Gibson, F. Plewniak, F. Jeanmougin and D. G. Higgins**, 1997. The CLUSTAL_X windows interface: Flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. *Nucleic Acids Research*, **25**: 4876-4882.
- Trontelj, P., Y. Machino and B. Sket**, 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Molecular Phylogenetic and Evolution*, **34**: 212-226.
- Trozić-Borovac, S.**, 2011. Freshwater crayfish in Bosnia and Herzegovina: the first report on their distribution. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.*, **401**: 26.
- Utevsky, S. Y. and P. Trontelj**, 2004. Phylogenetic relationships of fish leeches (Hirudinea, Piscicolidae) based on mitochondrial DNA sequences and morphological data. *Zoologica Scripta*, **33**: (4): 375-385.
- Verovnik, R., B. Sket and P. Trontelj**, 2005. The colonization of Europe by the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda) proceeded from ancient refugia and was directed by habitat connectivity. *Molecular Ecology*, **14**: 4355-4369.
- Wahlberg, N., M. F. Braby, A. W. Z. Brower, R. de Jong, M. M. Lee, S. Nylin, N. E. Pierce, A. H. Sperling, R. Vila, A. D. Warren and E. Zakharov**, 2005. Synergistic effects of combining morphological and molecular data in resolving the phylogeny of butterflies and skippers. *Proceedings of the Royal Society B*, **272**: 1577-1586.
- Waters, J. M. and M. S. Roy**, 2004. Phylogeography of a high-dispersal New Zealand sea star: does upwelling block gene flow? *Molecular Ecology*, **13**: 2797-2806.
- Zaccara, S., F. Stefani and G. Crosa**, 2005. Diversity of mitochondrial DNA of the endangered white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in Po River catchment. *Freshwater Biology*, **50**: 1262-1272.

Received November, 2, 2012; accepted for printing June, 2, 2013.

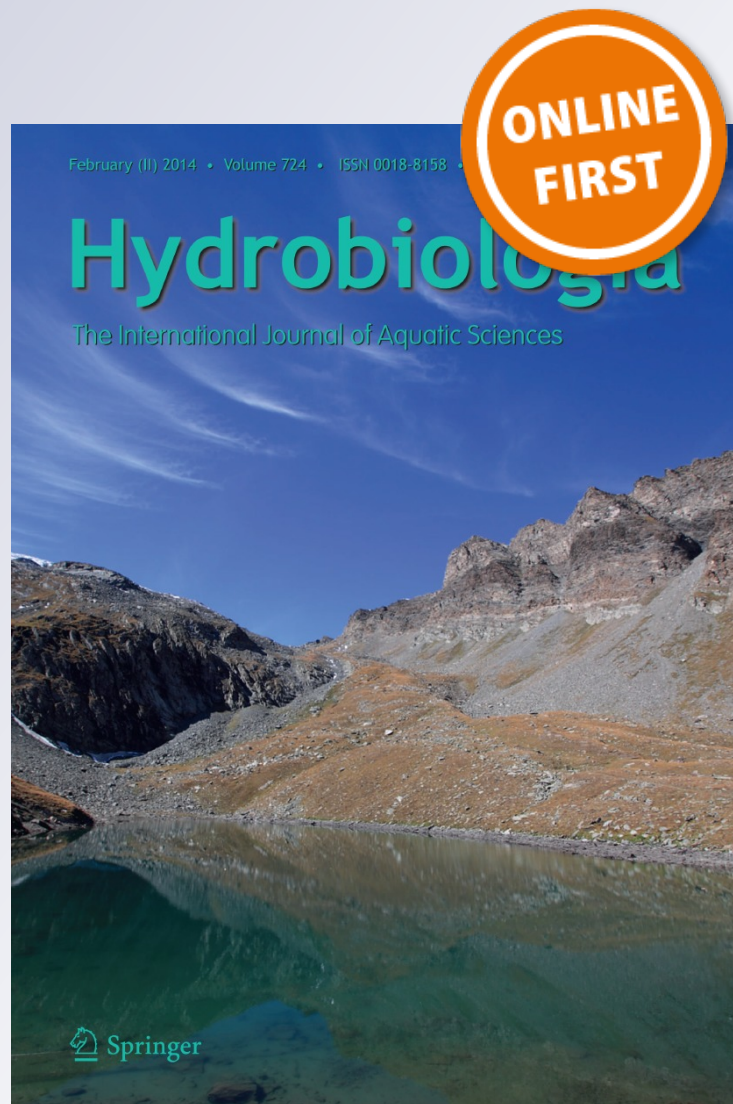
Different aggregation approaches in the chironomid community and the threshold of acceptable information loss

**Djuradj Milošević, Milica Stojković,
Dubravka Čerba, Ana Petrović, Momir
Paunović & Vladica Simić**

Hydrobiologia
The International Journal of Aquatic
Sciences

ISSN 0018-8158

Hydrobiologia
DOI 10.1007/s10750-013-1781-5



Your article is protected by copyright and all rights are held exclusively by Springer Science +Business Media Dordrecht. This e-offprint is for personal use only and shall not be self-archived in electronic repositories. If you wish to self-archive your article, please use the accepted manuscript version for posting on your own website. You may further deposit the accepted manuscript version in any repository, provided it is only made publicly available 12 months after official publication or later and provided acknowledgement is given to the original source of publication and a link is inserted to the published article on Springer's website. The link must be accompanied by the following text: "The final publication is available at link.springer.com".

Different aggregation approaches in the chironomid community and the threshold of acceptable information loss

Djuradj Milošević · Milica Stojković ·
Dubravka Čerba · Ana Petrović ·
Momir Paunović · Vladica Simić

Received: 11 July 2013 / Revised: 2 December 2013 / Accepted: 5 December 2013
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2013

Abstract Due to the problem of identification, Chironomidae larvae, although very abundant, are often avoided or not properly used in bioassessment programs. The aim of this work was to test how different aggregation processes—taxonomic resolution and the random aggregation approach (best practicable aggregation of species—BestAgg) affect the analysis of chironomid communities regarding any information loss. The self-organizing map method, together with classification strength analysis and Spearman's rank correlation, revealed that the genus-level and BestAgg-abundance matrix most accurately approximated the species-level community pattern. The subfamily-level dataset was ineffective at presenting the chironomid community structure, with a substantially lower concordance with the species-level

dataset. The biologic environmental gradients analyses presented the same set of important environmental variables for the species-level, genus-level, and BestAgg-abundance matrix. The indicator values analysis showed that indicator genera provide information very close to that gained from species indicators. According to our results, the numeric relationship between species and higher taxa influences taxonomic scaling, limiting Chironomidae family aggregation, with acceptable information loss only up to genus level. In addition, the BestAgg approach, with the maximum level of aggregation, properly assesses the community structure and consequently describes environmental conditions.

Keywords Aggregation · Taxonomic scaling · Chironomidae larvae · Bioassessment · Self-organizing map (SOM) method

Handling editor: Peeter Nõges

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s10750-013-1781-5) contains supplementary material, which is available to authorized users.

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

D. Čerba
Department of Biology, University of J. J. Strossmayer in Osijek, Cara Hadrijana 8A, 31000 Osijek, Croatia

Introduction

Most bioassessment methods in freshwater management rely on either taxa specific pollution tolerances,

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

M. Paunović
Institute for Biological Research "Siniša Stanković", University of Belgrade, Bulevar despota Stefana 142, 11000 Belgrade, Serbia

with richness and abundance information, the richness and composition of certain taxonomic or functional groups (multimetric indices), or multivariate information about community pattern (multivariate indices) (Carter et al., 2006). In most cases, the macroinvertebrate community is used in bioassessment (Rosenberg & Resh, 1993). The identification of macroinvertebrate taxa based on morphologic features can be problematic, as the number of misidentified taxa increases with taxonomic resolution (Jiang et al., 2013). Also, it is often very difficult or sometimes not at all possible to perform a precise species-level identification using larval-stage individuals. This is especially true for the Chironomidae (Insecta: Diptera) family, which is one of the most abundant and diverse freshwater invertebrate taxonomic groups, but they are also one of the most difficult taxa to identify to species level (Armitage et al., 1995; Raunio et al., 2011). Although it is well known that species-level identification is a time-consuming process which is not cost-effective and requires taxonomic expertise (Barton et al., 1995), there is a common stand that species-level data provide the most information for discriminating between samples collected at different locations or times (Lenat & Resh, 2001; Landis, 2003; Verdonschot, 2006). Nevertheless, some authors suggested that taxonomic sufficiency should be based on the need for information, depending on scientific, financial, and logistic conditions (Jones, 2008) to keep down the cost of the research, but to provide enough data on community structure and its relations. Taxonomic sufficiency is defined as the identification to taxonomic levels higher than species, with enough information to detect the changes in a community when subject to different environmental conditions (Ellis, 1985). Therefore, the objective of any study should set up the threshold of acceptable information loss.

In reference to the facts mentioned above, some studies have discussed taxonomic resolution's influence on the metrics most commonly used in bioassessment programs (Jones, 2008). In the first place, richness and diversity indices, as measures of ecological conditions, have been frequently tested regarding their taxonomic scale impact (Williams & Gaston, 1994; Heino & Soininen, 2007; Jiang et al., 2013). The results have shown very high correlation of the richness and diversity indices between the fine- and coarse-taxonomy data, where the amount of

information about community composition at these taxonomic levels was almost the same. On the other hand, the main argument against using coarse-taxonomy diversity indices is taxonomic details (number of taxa per group). Lenat & Resh (2001) stressed that the ratio of the number of taxa per group influences the correlation between the richness values calculated at different taxonomic scales, where different taxonomic groups have different numbers of members occupying their lower taxonomic ranks. Wu (1982) also emphasized that the deviation from species-level diversity scores increases with an increase in the number of very abundant higher-rank taxonomic groups.

When community pattern, used in multivariate assessment methods, is considered, many authors have suggested applying taxonomic resolution in the data which is "as high as possible" (Hawkins et al., 2000; King & Richardson, 2002; Verdonschot, 2006). They agreed that the consequences of using coarse-taxonomic levels could conceal spatio-temporal community gradients, which could lead to a decrease in discriminatory power in ordination processes (Jones, 2008). On the other hand, Bowman & Bailey (1997) and Waite et al. (2004) had similar results which speak in favor of using coarse-taxonomy, where in both cases coarse-taxonomic ordination results were consistent with those of the species-level.

Furthermore, the taxonomic scale's influence on the community–environmental relationship description is also useful information for the community analysis (Heino, 2008). Taxonomically higher groups usually consist of taxa with different ecological preferences, the variability of which increases with a decrease in the taxonomic resolution (Jiang et al., 2013). Despite that fact, the impact of taxonomic resolution was thought to be irrelevant in the community–environment relationship (Waite et al., 2004; Metzeling et al., 2006; Heino, 2008).

Finally, all biotic indices use taxa tolerance as an indicator of the water quality (Hilsenhoff, 1977; Resh & Jackson, 1993; Chessman, 2003). Although within the group (e.g., genus, subfamily) different taxa with different tolerance to environmental gradients can be present (Marshall et al., 2006), some biotic indices use coarse-taxonomic level in their input data matrices (genus, Hilsenhoff, 1977; even family, Armitage et al., 1983; Chessman, 2003). Many authors have discussed the errors that have been made using a coarser level of identification (Raunio et al., 2007; Bailey et al., 2011;

de-la-Ossa-Carretero et al., 2012). The only way to reveal the lowest-practicable level at which taxa still keep their indicators strength is to simultaneously present the distribution pattern of indicator taxa at different levels of identification (species, genus, and subfamily).

All the studies mentioned above analyzed only the consequences of taxonomic scaling, searching for the most effective surrogate in terms of harmless information loss. On the other hand, Bevilacqua et al. (2012), Siqueira et al. (2012), and Bevilacqua et al. (2013) explored mechanisms of information loss and explained why effectiveness varies along the taxonomic scale. The authors exceeded the taxonomic relatedness framework, relying more on the ecological aspect. Their results showed that the alternative way of random aggregation of species into surrogates is more effective than species grouping that follows taxonomic relatedness. Also, they revealed the importance of the numeric relationship ($\phi = G/S$) between the number of higher taxa (G) and the number of species (S), which strongly influences the level of congruence between the surrogates and species matrices. Based on all these findings, Bevilacqua et al. (2013) proposed a new species surrogacy approach, the Best Practicable Aggregation of Species (BestAgg). The goal of this method is to define the aggregation matrix which will retain ecological information from the species-level matrix and reduce the effort required for identifying the target group, providing cost-effective assessments of the community response. The authors suggested further investigation in terms of simultaneously testing the effectiveness of taxonomic surrogates using different methods (Bevilacqua et al., 2012).

According to King & Richardson (2002), the Chironomidae family seems to be crucial in the macroinvertebrate group regarding the taxonomic scale effect. When introducing a mixed taxonomic level data matrix into the study, with all the invertebrate taxa identified up to family level, except the Chironomidae family, the authors concluded that concordance of datasets at different taxonomic levels depends only on the taxonomic resolution of the chironomid group. Having all this in mind, the Chironomidae family has not been included enough in the scientific debate regarding taxonomic resolution. Few authors have discussed the relationship between the chironomid community and taxonomic resolution by testing different ecological features

(Raunio et al., 2007; Greffard et al., 2011; Raunio et al., 2011). Greffard et al. (2011) compared fine-versus coarse-taxonomic resolution to explore the differences in modeling the variance in a large database of the chironomid larvae community in lentic systems in Canada. Also, they wanted to test whether taxonomic resolution can change the composition of underlying environmental predictors of chironomid community composition. By contrast, Raunio et al. (2007, 2011) tested concordance between generic- and species-level taxa richness and ordinations, but in lotic system using pupal exuviae. In both cases, searching for surrogates was successful where strong concordance between species- and genus-level data appeared. However, to our knowledge there is no research concerning taxonomic sufficiency of chironomid larvae in temperate lotic systems.

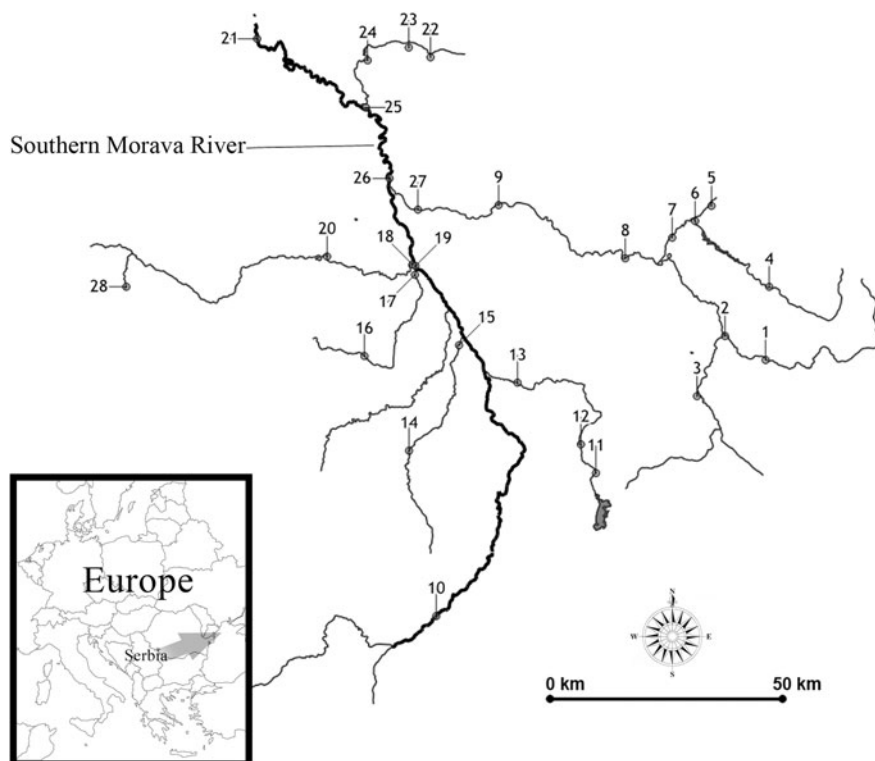
We wanted to test here how aggregation of species into the surrogates affects the analysis of the chironomid community in the Southern Morava river basin regarding any information loss. Therefore, the main goal addressed in this paper was to analyze the concordance between chironomid community patterns based on two different aggregation processes—taxonomic resolution and the random aggregation approach (best practicable aggregation of species—BestAgg). Also, we wanted to present how the application of different surrogates influences the detection and presentation accuracy of the community–environmental relationship. Finally, we wanted to compare indicators of water quality at different taxonomic levels and to evaluate how an indicator's strength changes along the taxonomic scale.

Materials and methods

Study area and sampling

The Southern Morava river basin, situated in southeastern Serbia, is a river network spanning over a wide range of altitudes between 130 and 2,170 m. Flowing toward the north, the Southern Morava River receives numerous tributaries among which the largest are the Jablanica, Veternica, Toplica, and Pusta Reka rivers as its left-hand, and the Vlasina, Nišava (the longest), and Sokobanjska Moravica rivers as its right-hand tributaries. Finally, covering 15,469 km², after 344 km of flowing together with the Western Morava River it

Fig. 1 Sampling sites over the Southern Morava River system



becomes the Great Morava River, the largest river in Serbia (Gavrilovic & Dukic, 2002). The whole catchment area is situated in ecoregion 5 (Paunović et al., 2012).

Sampling was conducted at 28 sites along the Southern Morava River covering an altitudinal gradient of 975 m (Fig. 1). Consequently, diverse habitat conditions (rivers, side-arms, streams, and a variety of habitats) have been included in this study. The data were collected in the period between May 2010 and March 2011, taking two samples per season, except in spring (seven samples were taken at each sampling site). Due to the high water level during the spring season, it was not possible to collect samples twice. Furthermore, because of the high level of pollution, Chironomidae larvae were absent from site 15 during two seasons. Therefore, we excluded this site from the analysis. A detailed description of sampling methodology is presented in Milošević et al. (2013). The collected specimens were identified to the finest-possible level of taxonomic resolution using the following keys: Pillot (1984a, b, 2009), Schmid (1993), Vallenduuk & Pillot (2007), and Wiederholm (1983). The taxonomy used here is that of Spies &

Sæther (2004) with adjustments advised by H. M. Pillot (personal communication).

At each sampling site, a WTW multi 340i probe was used to measure water temperature, conductivity (EC), pH, and oxygen content [dissolved oxygen (DO) and oxygen saturation (DO%)]. The biochemical oxygen demand (BOD₅) and total hardness (H) were measured using the standard methodology recommended by APHA (1995). Also, we measured ammonia nitrogen (NH₄-N), nitrate nitrogen (NO₃-N), and orthophosphates (PO₄-P) using the Spectrophotometer Shimadzu UV-Vis. Water transparency and velocity were measured with a Lovibond PC Checkit and an Aquatech GMH 3330, respectively. For all statistical analyses, the mean values for each season (except for spring) were presented in the environmental data matrix.

Data analyses

The Pearson correlation test was used to explore the congruence in the total number of taxa (S) and other diversity indices (Shannon–Wiener diversity index- H' and Simpson index- $1-D$; Dash 2001) between different

taxonomic levels. The test was conducted using SPSS version 15.0.

To test the effectiveness of the surrogates, we prepared four datasets consisting of chironomid larvae abundances in samples at different levels of identification. The first data matrix was formed of sampling sites (rows) and taxa (columns), identified mainly up (near) to species-level, which in this study was labeled as a species-abundance data matrix. In the next two data matrices, the chironomid community is represented with taxa identified up to genus and subfamily level, and the matrices are named genus- and subfamily-abundance data matrices, respectively.

The fourth matrix was formed according to the new approach to species surrogacy, the Best Practicable Aggregation of Species (BestAgg) and named the BestAgg-abundance matrix (Bevilacqua et al., 2013). To determine the BestAgg-abundance matrix, the R code provided in Bevilacqua et al. (2013) was applied. The model consists of two main steps. The first step is the detection of the lowest-practicable aggregation level (defined as $\phi_{low} = G_{min}/S$ where G_{min} is a minimum number of surrogate groups and S is a number of species) sufficient to cover the observed variability of the chironomid community at species level. To determine ϕ_{low} , the chironomid species were randomly aggregated in a decreasing number of groups (G) forming a decreasing gradient of ϕ values with a decrement set to 10 % of total number of species (Bevilacqua et al., 2012). For each ϕ value, 1000 random aggregated matrices were obtained, and the correlation value ρ (Spearman's rank correlation) between the original species and randomly aggregated matrices was calculated. Next, a distance-based permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was performed for each randomly aggregated matrix to test the significant effects of the investigated factors (which in our study present spatial and temporal gradients) on the chironomid community structure. The design for the PERMANOVA analyses involved 2 crossed factors: elevation (4 levels; see Paunović et al., 2011) and time (4 levels—i.e., spring, summer, autumn, and winter). Spearman's rank correlation and PERMANOVA were based on Bray–Curtis dissimilarities on untransformed data, using 2,000 permutations. Two procedures were conducted to find ϕ_{low} , the first being to fit a semi log model of ρ values against corresponding ϕ values, and the second to check whether for the ϕ_{low} value, 95 %

of PERMANOVA tests on randomly aggregated matrices show P values equal or lower than the significance level of analysis at species level. Secondly, after setting ϕ_{low} , species selection for the construction of the final BestAgg matrix was done following three macrocriteria: relevance (ecological importance of the taxa), easiness (easy identification of taxa), and resemblance (concerning mutual characteristic among organisms for meaningful grouping). Relevance of species was determined using similarity percentage analysis (SIMPER; Clarke & Warwick, 2001). Finally, the BestAgg matrix was validated by testing whether $\rho_{BestAgg}$ (the correlation between the original species-level matrix and the BestAgg matrix) falls within or above 95 % CI of the correlation values of randomly aggregated matrices in $G_{BestAgg}$ (the number of selected surrogates for BestAgg) groups. Also, the percentage of PERMANOVA tests on random matrices for $G_{BestAgg}$, which are consistent with those at species level, was calculated. A more detailed methodology of the BestAgg approach is described in Bevilacqua et al. (2013). The BestAgg method was applied using R (R Development Core Team, 2010).

These four datasets were used as an input matrix for the Kohonen unsupervised artificial neural network (i.e., self-organizing map—SOM; Kohonen, 1982). Since a SOM can process large and nonlinear datasets, this method is appropriate for this study. SOM analysis was applied to the community data to visualize the spatio-temporal pattern of the chironomid community in different taxonomic resolutions, as mentioned above. The relative abundance data were log transformed [$\log(X + 1)$] and then normalized. The outcome of the ordination process based on biologic data is a two-dimensional grid that consists of output units in a hexagonal lattice (neurons). Each neuron is characterized with a certain model of community data. Finally, in an a priori structured two-dimensional grid (SOM map), sampling sites are assigned to neurons according to their similarity in terms of their community structure (model of community) (Stojkovic et al., 2013). The similarity of neurons (the models are carried by neurons) is in their mutual distance (dissimilarity increases with an increase in distance). The number of neurons in a 2d-grid was determined a priori using the two most recommended methods (Vesanto et al., 2000; Park et al., 2003). To avoid a large number of empty neurons (Penczak et al., 2012)

in the SOM map, and to follow the rules recommended by Park et al. (2003) and Vesanto et al. (2000), 7 x 6 and 8 x 7 map resolutions were considered most appropriate for this study. The classification process on the SOM map was done using the *k*-means method (Jain & Dubes, 1988). A more detailed methodology of this method is available in Milošević et al. (2013).

We compared the classification strengths (CS) of the species-level, genus-level, subfamily-level, and BestAgg-abundance matrix classifications derived by the *k*-means method in the SOM analysis. The CS method can estimate how models (classification schemes) made by genus-level, subfamily-level, and BestAgg-abundance matrices can catch and describe (or cover) variation in the community composition with the finest taxonomy resolution. Classification strengths were calculated for all four divisions made by the SOM. Following Van Sickle & Hughes (2000), we calculated the CS using the mean similarity approach, where $CS = W - B$. In this equation, variables *W* and *B* present the mean of all within-group similarities and the mean between-group similarity, respectively. Mean similarity dendrograms were based on Sorensen's similarity coefficient which can range from 0 (no similarity) to 1 (complete similarity). It means that if $CS = 0$ then $W = B$ and there is no similarity between classes. Whereas, if $CS = 1$ there is no difference between classes, and in that case $W = 1$ and $B = 0$. Analysis was performed using the MRPP analysis in PC-ORD 4.0 Windows software (McCune & Mefford, 1999) and MRPP extension (MRPPCONV.exe), which is part of the MEANSIM 6 software package (Van Sickle & Hughes, 2000).

As in the BestAgg approach, quantification of concordance among species-level, genus-level, subfamily-level, and the BestAgg-abundance matrix was done using a comparative test on resemblance matrices based on Spearman's rank correlations. Initially, the relationship between any two samples was presented in Bray–Curtis resemblance matrices for all four abundance matrices. Next, the correlation between pairs of resemblance matrices was measured using Spearman's correlations (ρ).

In addition, to compare the influence of aggregation on the community–environmental relationship, the biologic environmental gradients (BIO-ENV) analysis (Clarke & Warwick, 2001) was simultaneously performed for all four abundance matrices. Besides using

Bray–Curtis resemblance matrices for biotic data, this analysis was performed using a Euclidean distance matrix for the 15 environmental variables (elevation, width, depth, velocity, temperature, EC, turbidity, pH, DO, DO%, BOD5, NO₃-N, PO₄-P, NH₄-N, and H). BIO-ENV compares ordinations from biotic and environmental configurations, searching for correlation between Bray–Curtis resemblance matrices and the Euclidean distance matrix. In this way, the analysis selects the subset of environmental variables that provides the strongest correlation between biota resemblance and environmental distance matrices. The relation between matrices was obtained using the non-parametric Spearman's rank correlation test. To obtain a better interpretation of the BIO-ENV analysis, the distribution of environmental factors, which were selected as significant by BIO-ENV, was visualized using SOM analysis. Environmental variables were imported in the SOM prior to the biotic data matrices, but without influencing their ordination and clustering processes. Environmental variables were passively included in analyses calculating the mean value of each environmental variable in each output neuron of the SOM map, previously made with the community data (Park et al., 2003). The outcome of this analysis is a component plane where the distribution of each environmental parameter is presented on the SOM map (Milošević et al., 2013).

In order to test the community structure in relation to different water quality profiles, the analysis of the potential indicator taxa was conducted on the same dataset as for the previous analyses (community–environmental variables, two levels of taxonomic resolution—species and genus). Initially, we made the ordination and classification process in a SOM based on 11 environmental data, describing the water quality (temperature, EC, turbidity, pH, DO, DO%, BOD5, NO₃-N, PO₄-P, NH₄-N, and H). Significant differences in environmental factors were analyzed using the Kruskal–Wallis test, while individual groups were tested using the Mann–Whitney test. After that, the indicator value (IndVal—a method applied to interpret the displayed patterns from the ecological data using indicator species; Dufrene & Legendre, 1997) was simultaneously employed on species- and genus-abundance matrices to find which taxa followed the division based on environmental variables (especially those which indicate organic enrichment). The threshold of IndVal values is 25 % where taxa having more

Table 1 Distributional pattern of chironomid taxa (at species, species group, and subgenus level) per genera (*G*) recorded during the sampling period

	<i>G</i> ₁	<i>G</i> ₂	<i>G</i> ₃	<i>G</i> ₄	<i>G</i> ₅	<i>G</i> ₈	<i>G</i> ₁₀
Number of genera	44	14	2	2	1	1	1

Subscript numbers (1–10) indicate the number of taxa present per genera

Table 2 Correlation between diversity indices at different taxonomic level

	Species- <i>S</i>	Species- <i>H'</i>	Species-1- <i>D</i>
Genus- <i>S</i>	0.962**		
Genus- <i>H'</i>		0.950**	
Genus-1- <i>D</i>			0.928**
Subfamily- <i>S</i>	0.349**		
Subfamily- <i>H'</i>		0.149	
Subfamily-1- <i>D</i>			0.173

NS not significant, ** $P < 0.01$

than 25 % are present in the group of sites with frequency and abundance of more than 50 %. If taxa have IndVal values less than 25 % but with statistical significance ($P > 0.05$), it is important for the group with low values of relative frequency.

Results

Community structure

During the investigation period, 114 taxa were identified within 65 genera and 5 subfamilies (Table 1). Taxa richness was significantly correlated (in all cases $P < 0.01$) between different taxonomic levels (Table 2). However, the coefficient of correlation decreased at coarser taxonomic levels. For other diversity indices, the recorded correlation was also significantly high between species- and genus-abundance matrices. In contrast to this, no significant correlation was recorded between species- and subfamily levels.

According to the BestAgg procedure, the significant ($P < 0.001$) regression model of ρ against $\ln(\phi)$ (Fig. S1 of Appendix 1 in Supplementary material) and % of efficient PERMANOVAs (Table S1 of Appendix 2 in Supplementary material) revealed that

the information retained in the aggregated matrices strongly depended on the level of aggregation which determined that the lowest-practicable aggregation level for the chironomid community was $\phi_{\min} = 0.13$ with $G_{\min} = 15$. The process of surrogate selection for BestAgg presented a set of 17 surrogates, based on taxonomy. The BestAgg-abundance matrix consists of 12 taxa (at species, species group, and subgenus level), 4 genera, and one group which contains the rest of the chironomid taxa from the species-level matrix (Tables S2, S3 of Appendix 2 in Supplementary material). Validation tests for the BestAgg matrix revealed that the probability of G_{BestAgg} to fail in describing the species-level community pattern was $P = 0.003$. In addition, the correlation between the original species-level matrix and the BestAgg matrix (ρ_{BestAgg}) falls significantly ($P < 0.05$) above random expectations (95 % CI 0.8203–0.8233).

The SOM analyses presented three groups of sites in all four cases (species-level, genus-level, subfamily-level, and BestAgg-abundance matrices; see Fig. 2a–d). The community patterns in species- and genus-level SOM maps were similar, with each group composed of slightly different sampling sites. More precisely, in the genus-level map, 72.1 % of the sites present in group A were also sorted into species-level classification as members of group A. The matching patterns for groups B and C were 71.5 and 74 %, respectively (Fig. 2a, b). The BestAgg map had a higher matching percentage with the species-level classification for all three groups (A-83.8 %, B-87.9 %, and C-74.3 %) than the genera-level map (Fig. 2a, d). Species-level classification was approximated by subfamily-level one to a significantly lower extent. In the subfamily-map, groups A and C consisted of only 53.1 and 53.5 % of the sites that belonged to the same group in the species map, respectively. Matching in group B between the species and subfamily maps was surprisingly high (76.6 %) (Fig. 2a, c).

This result was confirmed by the classification strength analyses, where the subfamily-level classification strength (CS: 0.034) was substantially weaker than those based on the genus-level data (CS: 0.088) and BestAgg data (CS: 0.083) in comparison to the classification strength of species-datasets (CS: 0.093).

When resemblance matrices were correlated, clear ecological differences between the datasets based on species and subfamily levels appeared. The results

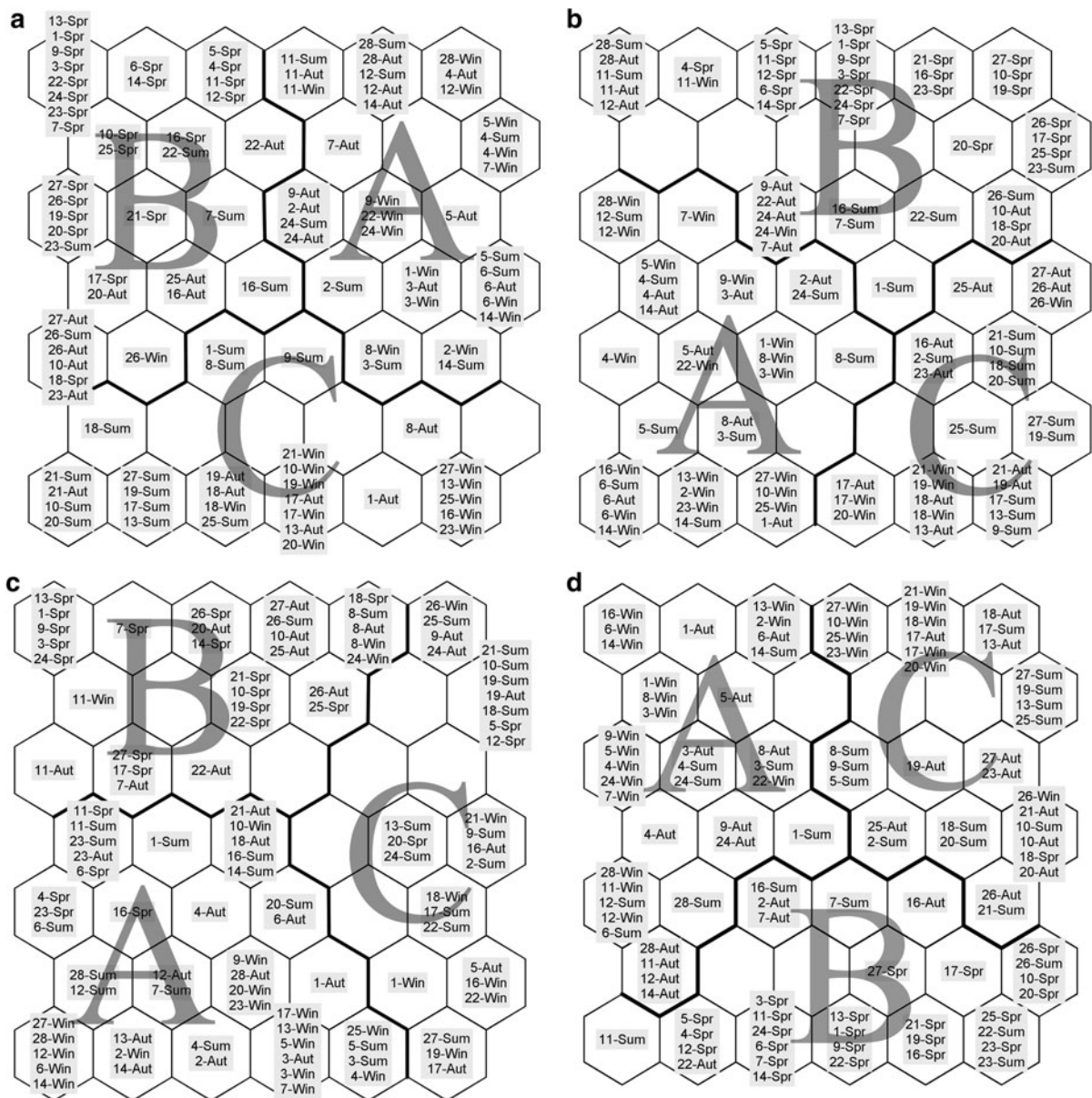


Fig. 2 The SOM map presenting the Chironomidae community pattern from different sites and seasons in the Southern Morava basin, using an **a** species-level, **b** genus-level, **c** subfamily-level, and **d** BestAgg-abundance matrix. A neuron classification was made using the *k*-means method. Capital letters (A, B, and

C) stand for different groups. The labels (codes) assigned to each neuron on the map present different sites sampled in different seasons. The number of the code defines a site, while three letters stand for a particular season (Spr spring, Sum summer, Aut autumn, Win winter)

revealed strong concordance between species-level and genus-level resemblance matrices ($P = 0.001$; $\rho = 0.917$) and between species-level and BestAgg-resemblance matrices ($P = 0.001$; $\rho_{\text{BestAgg}} = 0.835$). Again, correlation derived between subfamily- and species-level resemblance matrices was much weaker ($P = 0.001$; $\rho = 0.259$).

Community–environmental relationship

The BIO-ENV procedure indicated that, out of 15 analyzed environmental parameters, three of them (velocity, $\text{NH}_4\text{-N}$, and elevation; $\text{Rho} = 0.499$; $P = 0.01$) represent the main drivers of spatio-temporal variability in species-level chironomid

Table 3 Results of BIO-ENV analysis: the first three best variable combinations for the species-level, genus-level, and BestAgg-abundance matrix with values of Spearman's rank correlations (Rho) and *P*

	<i>P</i>	Rho	Best variable combination
Rank (species-level)			
1	0.01	0.499	Velocity; NH ₄ -N; elevation
2	0.01	0.470	Velocity; NH ₄ -N; elevation; width
3	0.01	0.469	Velocity; conductivity; elevation; width
Rank (genus-level)			
1	0.01	0.471	Velocity; NH ₄ -N; elevation
2	0.01	0.444	Velocity; conductivity; elevation; width
3	0.01	0.436	Velocity; NH ₄ -N; elevation
Rank (BestAgg)			
1	0.01	0.416	Velocity; NH ₄ -N; elevation
2	0.01	0.402	Velocity; NH ₄ -N
3	0.01	0.390	Velocity; NO ₃ -N; NH ₄ -N; elevation

community structure. The same results appeared when a genus- and BestAgg-resemblance matrix were applied, with the same environmental parameters but with a slightly lower value of Spearman's rank correlation coefficient (Rho = 0.471; *P* = 0.01 and Rho = 0.416; *P* = 0.01, respectively). Besides, BIO-ENV derived the second and third "best combinations of environmental factors" for all three matrices, adding to the model additional factors significant for community (Table 3). However, a different "best combination of environmental parameters" (velocity, conductivity, and transparency) controlled the community pattern at a subfamily level, with weak correlation that was not significant (Rho = 0.16; *P* = 0.15). All important environmental variables were visualized by SOM, which derived component planes with their distribution on the SOM map (Fig. 3a–c). The presence of gradients is noticeable in all component planes, except velocity, indicating that these parameters highly contributed to the community structure.

Indicator taxa

SOM analysis based on environmental variables derived three groups of sites with different water quality profiles (see Fig. 4; Table 4). Group A consisted of sites that are unpolluted, with low values of conductivity, BOD₅, PO₄-P, and NH₄-N and with a low mineral content (low values of EC, H, and

NO₃-N). Sampling sites in group B had slightly higher values of parameters indicating organic pollution and significantly higher values of EC, H, and NO₃-N. Sites belonging to group C were characterized as heavily polluted with the highest values of conductivity BOD₅, PO₄-P, and NH₄-N. At both levels on the taxonomic scale, IndVal analysis identified representatives for all of these three groups (Table 5). Concerning species-level, the highest number of indicator taxa was recorded for group C (13) while it leveled off for group A (10) and group B (9). These three groups were also characterized by taxa having IndVal values lower than 25 % (see Table 5). A different pattern emerged for the genus-level taxa, with 8 indicator taxa for group C, 7 for group B, and 4 for group A (Table 5).

Discussion

Previous studies have tried to successfully model community variability using higher taxa surrogates (Jones, 2008). The results were various where for different study areas and datasets different acceptable ranges in the taxonomic scale were proposed (Furse et al., 1984; Marchant, 1990; Bowman & Bailey, 1997; Hawkins et al., 2000; King & Richardson, 2002; Waite et al., 2004; Raunio et al., 2007; Greffard et al., 2011). Jones (2008) presumed that some of the main factors which significantly influence taxonomy sufficiency are: taxa richness which is supported by the study area, taxonomic details, among-group variability of ecological preferences, the study area size, the sampling method used, and the accuracy of the signal to be detected. All these factors arise from the construction of a taxonomic tree and could be simplified as a numerical relationship between species and higher taxa (Bevilacqua et al., 2012). The BestAgg approach considers these same factors, but out of the taxonomic framework, focusing on the aggregation of variables in multivariate data matrices. The purpose is to explore congruencies between the information contained in the original versus the corresponding aggregated matrix, regardless of the nature of the variables (Bevilacqua et al., 2013). It appears that this factor was directly responsible for the results obtained by our study.

Two sets of surrogates enabling the approximation of community structure were obtained by two different

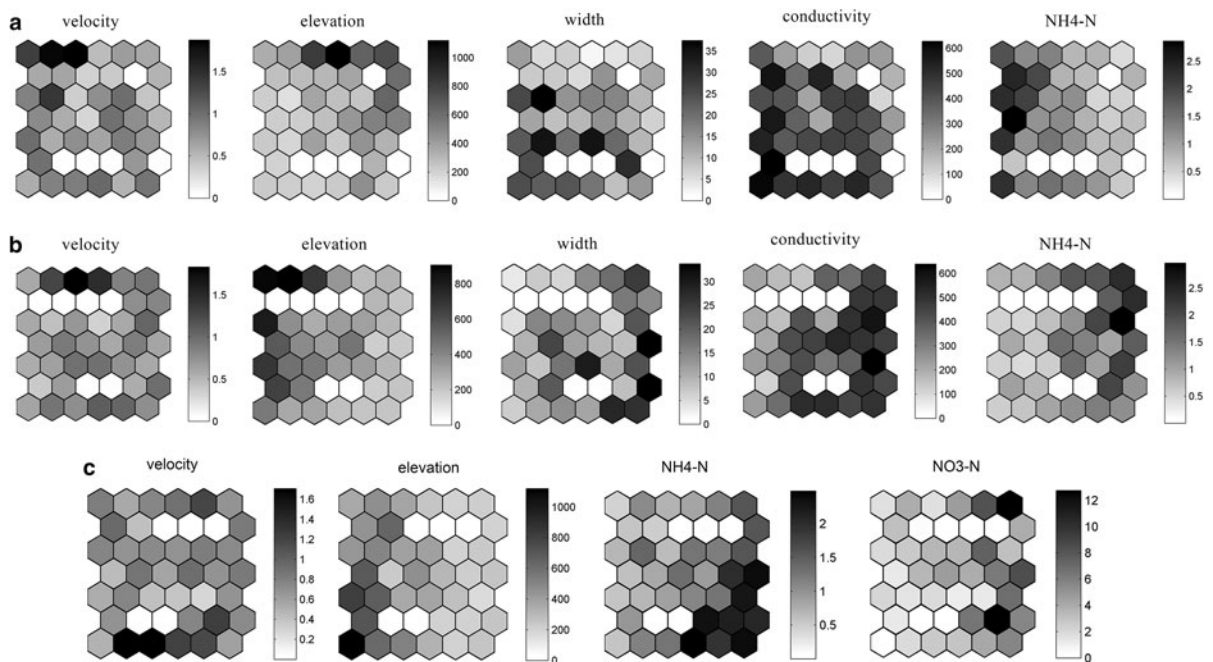


Fig. 3 Visualization of environmental parameters selected by the BIO-ENV procedure, using an **a** species-level, **b** genus-level, and **c** BestAgg-abundance matrix on the previously trained SOM map in gray scale (NH₄-N—ammonia nitrogen and NO₃-N—nitrate nitrogen). Bars for each map represent the measured

values of the parameters. The *shade of black* for each parameter is highly correlated with its maximum value in the study. A *lighter shade of gray* indicates a decline of these parameters. The presence of a *gray gradient* on the map indicates that the parameter highly contributed to the community pattern

approaches. In both cases, the aggregation process diminished the number of variables with acceptable information loss. It was especially true for the BestAgg approach, which through the selection and aggregation process defined a matrix with only 17 surrogates at different taxonomic levels. Such a reduction of a multivariate matrix through the selection and aggregation process, with harmless information loss, is cost-effective and will drastically save time needed for identification. This benefit is particularly important for the family of Chironomidae whose identification process is complicated and requires taxonomic expertise (Milošević et al., 2013).

A very high positive correlation of diversity indices between species- and genus-level data could also be explained with the taxonomic details of the chironomid community (Jones, 2008). More precisely, the evenness of the distribution of taxa across the hierarchical taxonomic tree is the main factor that could have strongly altered the extent of species-to-subfamily correlation, which was also recorded for the other groups of macroinvertebrates (Bevilacqua et al., 2012). Since in our datasets most of the genera are

single-species groups (Table 1), and only 7 genera have more than two taxa, it is understandable why the information loss in the estimation of indices at genus level is minor. On the other hand, the magnitude of correlation dramatically diminishes between species- and subfamily level, which can also be explained by the differences in taxonomic details. Unequal distribution of taxa per subfamily strongly affects the concordance of indices, especially Shannon–Wiener and Simpson's indices, for which the correlation models were not significant in this study (see Wu Effect; Wu, 1982).

The taxonomic scale effect showed a similar pattern in the ordination and classification processes. As we expected, the species-level community pattern discriminated sampling sites on spatial and temporal scales (Milošević et al., 2013). Similar to that, the genus-level community also successfully approximated such an ordination with a low level of deviation, which was also confirmed in other studies (Ruse, 2002; Raunio et al., 2007). Classification strength values were similar for species- and genus-level data, indicating that classification based on genus-data

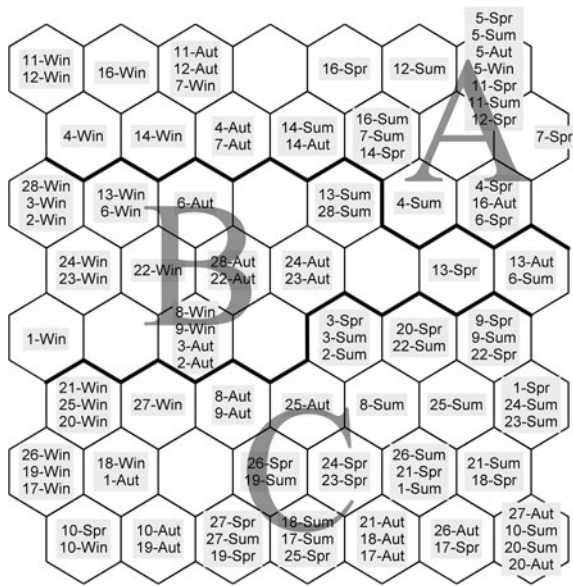


Fig. 4 The SOM map presenting neuron clusters based on environmental parameters. Neuron classification was made using the *k*-means method. Capital letters (A, B, and C) stand for different groups. The labels (codes) assigned to each neuron on the map present different sites sampled in different seasons. The number of the code defines a site, while three letters stand for particular season (Spr spring, Sum summer, Aut autumn, Win winter)

ranks community variance in almost the same way. However, this was not the case with the subfamily-level dataset, presenting an altogether different

outcome of the ordination process. This deviation, as well as a low CS value for the subfamily-level classification, indicates the insufficiency of this taxonomic resolution to properly display the variability of the chironomid community. Contrary to our results, Bailey et al. (2011) suggested much wider taxonomic scaling (from genus to order) in multivariate descriptions of the macroinvertebrate community structure. Bevilacqua et al. (2012) showed that a numeric relationship between species and higher taxa is strongly correlated with information loss and set up a threshold of $\phi < 0.4$ when taxonomic scaling was successfully used. In that regard, a numeric relationship between chironomid subfamilies and species is very low ($\phi = 0.04$), and such a low number of higher taxa (5 subfamilies) could explain the failure of the subfamily to be an efficient surrogate. On the other hand, outside of taxonomic scaling, the BestAgg approach presented how randomly aggregated surrogates could be effective at much lower ϕ . In our case, the BestAgg matrix has 17 surrogates with $\phi = 0.15$. Similar results were presented by Bevilacqua et al. (2013) where the numerical relationships for the two BestAgg datasets of macroinvertebrate community were $\phi = 0.11$ and $\phi = 0.29$.

Furthermore, despite the fact that a general spatial and seasonal pattern of the subfamily level exists (Helson et al., 2006), it wasn't evident in the SOM map (see Fig. 2c). However, group B in the subfamily

Table 4 Mean values ± 1 standard deviation for environmental parameters per group derived by the *k*-means method in the SOM analysis

Parameter	Group		
	A	B	C
Water temperature (°C)	11.45 \pm 4.88 ^a	9.79 \pm 4.57 ^a	14.23 \pm 4.86
Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	169.48 \pm 60.48	384.30 \pm 80.19	494.16 \pm 106.73
Transparency (NTU)	9.142 \pm 4.638 ^a	9.052 \pm 5.836 ^a	12.670 \pm 6.136
pH	6.89 \pm 0.54 ^a	6.96 \pm 0.59 ^a	6.93 \pm 0.45 ^a
Dissolved oxygen (mg/l)	11.16 \pm 0.93 ^a	10.57 \pm 1.51 ^{ab}	10.35 \pm 1.53 ^b
DO saturation (%)	109.43 \pm 11.35 ^a	97.90 \pm 11.80	104.48 \pm 14.77 ^a
BOD5 (mgO ₂ /l)	3.91 \pm 0.82 ^a	4.19 \pm 1.12 ^{ab}	4.51 \pm 1.20 ^b
NO ₃ -N (mg/l)	1.188 \pm 0.498	2.378 \pm 1.008	6.51 \pm 3.936
PO ₄ -P (mg/l)	0.078 \pm 0.049 ^a	0.104 \pm 0.095 ^a	0.365 \pm 0.247
NH ₄ -N (mg/l)	0.928 \pm 0.512 ^a	0.846 \pm 0.528 ^a	1.727 \pm 0.841
Hardness (N°)	87.60 \pm 33.50	188.250 \pm 49.476	222.23 \pm 47.19

Values within the same row not sharing a common superscript letter are significantly different

^{a,b} $P < 0.017$

Table 5 Indicator taxa for SOM groups based on water quality parameters at different taxonomic levels (species and genus)

Taxa	Gr.	InV	Taxa	Gr.	InV	Taxa	Gr.	InV
<u><i>Epoicocladius flavens</i></u>	A	46.7***	<u><i>Parametrioctenusstylatus</i></u>	B	63.6***	<u><i>Cricotopus triannulatus</i></u> <u>agg</u>	C	57.7***
<u><i>Thienemanniella clavicornis</i></u>	A	39.2**	<u><i>Orthocladius (Orthocladius)</i></u>	B	44.4**	<u><i>Cricotopus bicinctus</i></u>	C	47.8***
<u><i>Tvetenia bavarica</i></u>	A	39.0***	<u><i>Paracladopelma laminatum</i></u>	B	37.4**	<u><i>Cryptochironomus sp.</i></u>	C	46.3***
<u><i>Corynoneura lobata</i></u>	A	31.1***	<u><i>Paratrissocladius excerptus</i></u>	B	36.6***	<u><i>Polypedilum scalaenum</i></u>	C	44.5*
<i>Thienemannimyia sp.</i>	A	24.5**	<u><i>Polypedilum laetum</i></u>	B	29.1*	<u><i>Rheocricotopus chalybeatus</i></u>	C	39.0**
<i>Orthocladius frigidus</i>	A	24.3**	<u><i>Rheocricotopus fuscipes</i></u>	B	28.9**	<u><i>Paratrichocladius rufiventris</i></u>	C	39.0*
<i>Stictochironomus maculipennis</i>	A	22.8***	<i>Diamesa sp.</i>	B	22.8***	<u><i>Paratanytarsus dissimilis</i></u>	C	28.1***
<i>Brillia bifida</i>	A	22.0*	<i>Odontomesa fulva</i>	B	21.0*	<u><i>Chironomus bernensis</i></u>	C	35.1**
<i>Stictochironomus pictulus</i>	A	20.5**	<i>Nanocladius bicolor</i>	B	12.7*	<u><i>Dicrotendipes nervosus</i></u>	C	29.8**
<i>Orthocladius rivulorum</i>	A	18.3				<u><i>Tvetenia clavescens</i></u>	C	29.4*
						<u><i>Chonchapelopia melanops</i></u>	C	28.1*
						<i>Harnichia sp.</i>	C	17.0**
						<i>Chironomus obtusidens</i>	C	11.4*
<u><i>Epoicocladius</i></u>	A	46.7***	<u><i>Parametrioctenus</i></u>	B	63.6***	<u><i>Cricotopus</i></u>	C	61.0***
<u><i>Stictochironomus</i></u>	A	43.0***	<u><i>Orthocladius</i></u>	B	42.0*	<u><i>Chironomus</i></u>	C	53.7**
<u><i>Corynoneura</i></u>	A	38.2***	<u><i>Paratrissocladius</i></u>	B	36.6***	<u><i>Cryptochironomus</i></u>	C	46.3***
<i>Thienemannimyia</i>	A	24.5**	<u><i>Paracladopelma</i></u>	B	34.9*	<u><i>Paratrichocladius</i></u>	C	39.0*
			<u><i>Brillia</i></u>	B	25.9*	<u><i>Paratanytarsus</i></u>	C	30.0**
			<i>Diamesa</i>	B	22.8***	<u><i>Dicrotendipes</i></u>	C	29.8**
			<i>Odontomesa</i>	B	21.0*	<u><i>Chonchapelopia</i></u>	C	28.1*
						<i>Harnichia</i>	C	17.0**

Taxa with IndVal values (InV) of more than 25 % are representative taxa for the group and underlined and bolded in the table. The rest of the listed taxa are significant for the group (see “Materials and methods” section)

Asterisks stand for the significance level: * <0.05, ** <0.01, *** <0.001

map was composed of 75 % of the sampling sites that correspond to group B in the species map. The majority of sites belonging to group B were sampled during the spring season when a high water table was recorded. Consequently, the species richness was substantially lower at all sites characterized by community structures with a higher subfamily/species ratio (ϕ). Only under these conditions was the approximation of community structure at subfamily level pragmatic. In general, the reason for the poor estimation of the community structure using subfamily-level resolution is presumably caused by the huge diversity of the Chironomidae family at lower, and at the same time a low diversity at higher taxonomic level (Ferrington, 2008). Hawkins

and Norris (2000) claimed that families with a high number of taxa, during adaptive radiation, shape a wide scale of different ecological profiles within a group (family). Therefore, when datasets with short taxonomic representation are used, coarse taxonomy such as subfamily-level taxonomy is insufficient, leading to a substantial loss of information.

The key environmental factors that explain the chironomid community structure in this study have already been well documented (Puntí et al., 2009; Milošević et al., 2012; Milošević et al., 2013). The same model appeared in the genus-level dataset, meaning that most genera consist of species that respond to environmental factors in the same way.

This was confirmed during the surrogate selection process in the BestAgg approach where grouping some species at genus level has not significantly affected the community–environmental relationship. Heino (2008) showed that community–environmental relationships were immune to the taxonomic scale effect and that concordance was very high even at the family level. Whereas, in our results, at the subfamily level, the community–environmental relationship was absent without any significant model. Heino (2008) explained such strong species- and family-level concordance with regional differences in macroinvertebrate fauna, when he discussed that the boreal region is characterized by poor diversity, which probably disables the development of high autecological variability within a group. In our study, concordance appeared only at the genus level, which could be a direct reflection of the highest diversity for Chironomidae recorded in temperate regions (Ferrington, 2008), resulting in increased ecological variability but at the same time substantially diminishing values of ϕ . On the other hand, it is necessary to point out that Heino (2008) included the whole macroinvertebrate group in his study, with a much higher diversity of higher taxonomic groups, which increases the ϕ value. In that regard, including chironomids, one of the most diverse groups among the aquatic macroinvertebrates, in bioassessment programs where this group is either not used, or family or sub-family levels are applied (Milošević et al., 2013), would significantly decrease the higher taxa/species ratio.

Finally, IndVal analysis enabled us to determine which particular taxa generated ecological variability within a group and diminished the concordance of species-to-genus datasets. This analysis listed indicator species and genus for three groups of sites with different water quality (Tables 4, 5). At the coarse-taxonomic level, the majority of indicator genera presented in a species indicator list increased their indicator values. This could be explained by the fact that at genus level, as multidimensionality decreased, the frequency of taxa increased, where the absence of some species due to temporal variation is unlikely. At the same time, lower taxonomic resolution includes species with different ecological preferences, which enlarges the amount of variability. The genus *Tvetenia* can consist of three species with opposite ecological preferences (Milošević et al., 2013). Consequently, some genera appeared as species indicators in one group with different indicator

values, or simultaneously in more than one group (e.g. *Chironomus*, *Cricotopus Orthocladius*, *Polypedilum*, *Rheocricotopus*, *Tvetenia*). In coarse-level taxonomic resolution, these genera either disappeared from the list of indicators or were present in one of the groups, depending on which of the ecological profiles dominated among the genera. In this case, the genera *Rheocricotopus*, *Polypedilum*, and *Tvetenia* lost their indicator properties while the genera *Chironomus* and *Cricotopus* became the indicators for severely polluted sites and *Orthocladius* for less polluted water rich in salts. All these differences were caused by the taxonomic resolution, pointing out that the indicator strength can change depending only on the taxonomic details. According to the results presented, it is necessary to conduct further studies which will test the among-group variability of all potential indicator taxa at genus-level resolution and define reliable taxa which are not (significantly) affected by the taxonomic scale.

Since IndVal analysis listed 8 out of 17 surrogates selected by BestAgg analysis as indicator species, it is one more confirmation that the BestAgg approach presents surrogates of clear ecological meaning. Thus, the BestAgg approach could be used as a powerful tool for indicator defining. However, some of the surrogates in the study (*Rheocricotopus*, *Tvetenia*) have indicator characteristic only at species level (Table 5). This could be a consequence of the study design in which the environmental factors engaged in PERMANOVA reflect spatial and temporal gradients, but not water quality gradient. Therefore, surrogate selection was focused on taxa sensitive to space and time, mainly reflecting the natural variability of the chironomid community. According to the results, it is necessary to conduct further studies which will test the variability among the group of all potential indicator taxa, and, using BestAgg with an appropriate study design, to define reliable indicators regardless of taxonomy relatedness.

For the chironomid community, the numerical relationship among species and higher taxa and the pattern of how the species are distributed at genus level are the factors which influence the surrogate efficiency the most. According to the data from this study, all tested metrics, which are usually used in bioassessment programs (Jones, 2008), are affected by the taxonomic scale. Analyses showed that scaling from species- to genus level did not generate significant information loss. The BestAgg approach obtained an aggregated matrix

with only 17 entities at different taxonomic levels presenting the chironomid community structure with acceptable information loss. Therefore, it seems that the defined sets of surrogates could be sufficiently precise for bioassessment programs, which could mitigate taxonomy difficulties, known to be one of the important problems in utilizing macroinvertebrates, such as Chironomidae larvae, in bioassessment (Raunio et al., 2011). However, when considering these results, it should be taken into account that both aggregation approaches can be also affected by other factors. For example, study area size can also have a great influence on the taxonomic scale effect (Jones, 2008). The same factor can affect the surrogates obtained by the BestAgg approach, since it is tuned for the particular environmental context. Since in this study only one river basin was covered by sampling, expanding the study area would include higher taxa diversity and consequently, increase within-group variability of ecological preferences. Therefore, before application of any monitoring program, it is necessary to conduct a priori analysis in order to estimate the taxonomic structure of the target community and its sufficient taxonomic level, as well as to determine an effective set of BestAgg surrogates. Finally, our results demonstrate that, when one group of macrozoobenthos is analyzed, taxonomic sufficiency, i.e., higher taxonomic levels than genus level, provides too much room for error in assessing community structure. At the same time, the BestAgg approach shows the ability to construct a set of surrogates with maximum aggregation level, while preserving a significant amount of ecological information.

Acknowledgments This study was supported by Grant #043002 (“Biosensing technologies and global system for longterm research and integrated management of ecosystems”) by the Serbian Ministry of Education and Science. We want to thank H. M. Pillot (Tilburg, The Netherlands) for the great support and useful advice about this study. Also, we want to thank Professor B. Rossaro, Dipartimento di Biologia, Sezione di Ecologia, Università degli Studi di Milano, Italy, for help with data analysis. We thank anonymous Reviewer #1 for valuable comments on the manuscript.

References

- APHA, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. American Public Health Association Inc, Washington, DC.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. Wright & M. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333–347.
- Armitage, P. D., P. Cranston & L. Pinder, 1995. The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges. Chapman & Hall, London.
- Bailey, R. C., R. H. Norris & T. B. Reynoldson, 2011. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 280–286.
- Barton, D. R., D. R. Oliver & M. E. Dillon, 1995. A comparison of pupal exuviae and larval Chironomidae for biomonitoring of the impacts of agricultural practices on surface water quality. In Cranston, P. (ed.), *Chironomids: From Genes to Ecosystems*. CSIRO, Melbourne: 125–131.
- Bevilacqua, S., J. Claudet & A. Terlizzi, 2013. Best Practicable Aggregation of Species: a step forward for species surrogacy in environmental assessment and monitoring. *Ecology and Evolution* 3: 3780–3793.
- Bevilacqua, S., A. Terlizzi, J. Claudet, S. Fraschetti & F. Boero, 2012. Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *Journal of Applied Ecology* 49: 357–366.
- Bowman, M. F. & R. C. Bailey, 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 54: 1802–1807.
- Carter, J., V. Resh, M. Hannaford & M. Myers, 2006. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (eds), *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, Amsterdam: 805–833.
- Chessman, B. C., 2003. New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research* 54: 95–103.
- Clarke, K. & R. Warwick, 2001. Changes in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd ed. PRIMER-E Ltd, Plymouth.
- Dash, M. C., 2001. Fundamentals of Ecology. Tata McGraw-Hill, New Delhi.
- De-la-Ossa-Carretero, J., N. Simboura, Y. Del-Pilar-Ruso, M. A. Pancucci-Papadopoulou, F. Giménez-Casaldueiro & J. L. Sánchez-Lizaso, 2012. A methodology for applying Taxonomic Sufficiency and benthic biotic indices in two Mediterranean areas. *Ecological Indicators* 23: 32–241.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Ellis, D., 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16: 459.
- Ferrington, L. C., 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 447–455.
- Furse, M. T., D. Moss, J. F. Wright & P. D. Armitage, 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. *Freshwater Biology* 14: 257–280.
- Gavrilovic, L. & D. Dukic, 2002. Reke Srbije. Zavod za udzbenike i nastavna sredstva, Beograd.
- Greffard, M. H., É. Saulnier-Talbot & I. Gregory-Eaves, 2011. A comparative analysis of fine versus coarse taxonomic

- resolution in benthic chironomid community analyses. *Ecological Indicators* 11: 1541–1551.
- Hawkins, C., H. Norris, N. Hogue & W. Feminella, 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10: 1456–1477.
- Hawkins, C. & R. Norris, 2000. Effects of taxonomic resolution and use of subsets of the fauna on the performance of RIVPACS-type models. In Wright, J., D. Sutcliffe & M. Furse (eds), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside: 217–228.
- Heino, J., 2008. Influence of taxonomic resolution and data transformation on biotic matrix concordance and assemblage–environment relationships in stream macroinvertebrates. *Boreal Environment Research* 13: 359–369.
- Heino, J. & J. Soininen, 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation* 137: 78–89.
- Helson, J. E., D. D. Williams & D. Turner, 2006. Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia* 559: 413–431.
- Hilsenhoff, W. L., 1977. *Use of Arthropods to Evaluate Water Quality of Streams*. Department of Natural Resources, Madison, WI.
- Jain, A. K. & R. C. Dubes, 1988. *Algorithms for Clustering Data*. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, NJ.
- Jiang, X., J. Xiong, Z. Song, J. C. Morse, F. C. Jones & Z. Xie, 2013. Is coarse taxonomy sufficient for detecting macroinvertebrate patterns in floodplain lakes? *Ecological Indicators* 27: 48–55.
- Jones, F. C. J. F., 2008. Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 16: 45–69.
- King, R. S. & C. J. Richardson, 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 150–171.
- Kohonen, T., 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics* 43: 59–69.
- Landis, W., 2003. Taxonomic identification: the question and the required resolution. *SETAC Globe* 4: 29–30.
- Lenat, D. R. & V. H. Resh, 2001. Taxonomy and stream ecology: the benefits of genus- and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 287–298.
- Marchant, R., 1990. Robustness of classification and ordination techniques applied to macroinvertebrate communities from the Lotrope River, Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41: 493–504.
- Marshall, J. C., A. L. Steward & B. D. Harch, 2006. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia* 572: 171–194.
- McCune, B. & M. Mefford, 1999. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data; Version 4 for Windows [User's Guide]*. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR.
- Metzeling, L., S. Perriss & D. Robinson, 2006. Can the detection of salinity and habitat simplification gradients using rapid bioassessment of benthic invertebrates be improved through finer taxonomic resolution or alternative indices? *Hydrobiologia* 572: 235–252.
- Milošević, D., V. Simić, M. Stojković, D. Čerba, D. Mančev, A. Petrović & M. Paunović, 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., V. Simić, M. Stojković & I. Živić, 2012. Chironomid faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia* 683: 62–82.
- Pillot, H. K. M. M., 1984a. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). 1A: Inleiding, Tanypodinae en Chironomini. St. E.I.S. Nederland, Leiden.
- Pillot, H. K. M. M., 1984b. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). 1B: Orthocladiinae sensu lato. St. E.I.S. Nederland, Leiden.
- Pillot, H. K. M. M., 2009. *Chironomidae Larvae. Biology and Ecology of the Chironomini*. KNNV Publishing, Zeist.
- Park, Y. S., R. Céréghino, A. Compin & S. Lek, 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling* 160: 265–280.
- Paunović, M., B. Tubić, M. Kračun, V. Marković, V. Simić, K. Zorić & A. Atanacković, 2012. Ecoregions delineation for the territory of Serbia. *Water Research and Management* 2: 65–74.
- Paunović M., V. Simić, S. Simić, D. Vuković, A. Petrović, B. Vasiljević, K. Zorić, J. Tomović, A. Atanacković & V. Marković, 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., Ł. Głowacki, A. Kruk & W. Galicka, 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.
- Puntí, T., M. Rieradevall & N. Prat, 2009. Environmental factors, spatial variation, and specific requirements of Chironomidae in Mediterranean reference streams. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 247–265.
- R Development Core Team, 2010. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Raunio, J., J. Heino & L. Paasivirta, 2011. Non-biting midges in biodiversity conservation and environmental assessment: findings from boreal freshwater ecosystems. *Ecological Indicators* 11: 1054–1064.
- Raunio, J., R. Paavola & T. Muotka, 2007. Effects of emergence phenology, taxa tolerances and taxonomic resolution on the use of the Chironomid Pupal Exuvial Technique in river biomonitoring. *Freshwater Biology* 52: 165–176.
- Resh, V. H. & J. K. Jackson, 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In Rosenberg, D. M. & V. Resh (eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York: 195–233.

- Rosenberg, D. M. & V. H. Resh, 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Ruse, L., 2002. Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status. *Archiv fuer Hydrobiologie* 153: 367–390.
- Schmid, P., 1993. *A Key to the Larval Chironomidae and Their Instars from Austrian Danube Region Streams and Rivers: Part 1. Diamesinae, Prodiamesinae and Orthoclaudiinae*. Federal Institute for Water Quality of the Ministry of Agriculture and Forestry, Wien.
- Siqueira, T., L. M. Bini, F. O. Roque & K. Cottenie, 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. *PLoS One* 7: e43626.
- Spies, M. & O. A. Sæther, 2004. Notes and recommendations on taxonomy and nomenclature of Chironomidae (Diptera). *Zootaxa* 752: 1–90.
- Stojkovic, M., V. Simic, D. Milosevic, D. Mancev & T. Penczak, 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.
- Vallenduuk, H. J. & H. K. M. M. Pillot, 2007. *Chironomidae Larvae of the Netherlands and Adjacent Lowlands: General Ecology and Tanytopodinae*. KNNV Publishing, Zeist.
- Van Sickle, J. & R. M. Hughes, 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 370–384.
- Verdonschot, P. F., 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia* 566: 59–74.
- Vesanto, J., J. Himberg, E. Alhoniemi & J. Parhankangas, 2000. SOM toolbox for Matlab 5. Neural Networks Research Centre, Helsinki University of Technology, Espoo.
- Waite, I. R., A. T. Herlihy, D. P. Larsen, N. S. Urquhart & D. J. Klemm, 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Freshwater Biology* 49: 474–489.
- Wiederholm, T., 1983. *Chironomidae of the Holarctic Region: Keys and Diagnoses*. Publishing House of the Swedish Research Councils, Stockholm.
- Williams, P. H. & K. J. Gaston, 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211–217.
- Wu, R., 1982. Effects of taxonomic uncertainty on species diversity indices. *Marine Environmental Research* 6: 215–225.

CRAYFISH OF SERBIA AND MONTENEGRO — THE POPULATION STATUS AND THE LEVEL OF ENDANGERMENT

BY

VLADICA SIMIĆ^{1,4}), ANA PETROVIĆ¹), MILKA RAJKOVIĆ²) and MOMIR PAUNOVIĆ^{3,5})

¹) Faculty of Sciences, University of Kragujevac, R. Domanovića 12, 34000 Kragujevac, Serbia

²) Institute of Nature Protected, Podgorica, Montenegro

³) Institute of Biological Research “Siniša Stanković”, 11000 Belgrade, Serbia

ABSTRACT

In Serbia and Montenegro, four species of crayfish have been identified: three native, i.e., *Astacus astacus* (river crayfish), *Astacus leptodactylus* (Danube crayfish) and *Austropotamobius torrentium* (spring crayfish), as well as one non-indigenous species, *Orconectes limosus* (American crayfish). According to results presented, which comprise analyses of the data from a 60-year period, *A. astacus* is the most endangered species of crayfish in Serbia, as well as in Montenegro. The factors that influence the reduction of populations of this species are: pollution, habitat fragmentation, diseases, competition with *A. leptodactylus*, as well as isolation of the populations. According to IUCN criteria (Version 3.1), the degree of the endangerment of *A. astacus* in Serbia is evaluated as “Endangered” (“EN”), which is a higher degree than the international level determined for this species, i.e., “Vulnerable” (“VU”). Populations the river crayfish in the area of Montenegro are in better condition, especially in the area of the upper course of the Zeta River. However, the populations of river crayfish in Montenegro are endangered by overfishing. Among native crayfishes, the least negative changes were determined in populations of *A. torrentium*. In both countries, the status of this species, according to IUCN criteria, was designated as “Lower Risk/Near Threatened” (“LR/nt”), which is lower than the international level of this species: “Vulnerable”. During the past 30 years, *A. leptodactylus* has extended its area of distribution from the Danube River to other waters in Serbia (reservoirs and the Morava River). The last five years, the Danube crayfish has been endangered by the penetration of the invasive American crayfish. The abundance ratio of these two species in the Djerdap stretch of the Danube River was estimated as $O. limosus : A. leptodactylus = 5 : 2$.

RÉSUMÉ

En Serbie et au Montenegro, quatre espèces d'écrevisses ont été identifiées: trois espèces indigènes, *Astacus astacus* (écrevisse à pieds rouges), *Astacus leptodactylus* (écrevisse à pattes grêles), et *Austropotamobius torrentium* (écrevisse des torrents), ainsi qu'une espèce non-indigène, *Orconectes limosus* (écrevisse américaine). Selon les résultats présentés, qui comprennent les

⁴) e-mail: simic@kg.ac.yu

⁵) e-mail: mpaunovi@ibiss.bg.ac.yu

analyses de données sur une période de 60 ans, *A. astacus* est l'espèce d'écrevisse la plus menacée en Serbie, ainsi qu'au Montenegro. Les facteurs qui influencent la réduction des populations de cette espèce sont: la pollution, la fragmentation de l'habitat, les maladies, la compétition avec *A. leptodactylus*, ainsi que l'isolement des populations. Selon les critères de l'IUCN (Version 3.1), le degré de menace d'extinction de *A. astacus* en Serbie est évalué à "En Danger" ("EN"), ce qui est un degré plus élevé que le niveau international déterminé pour cette espèce, c'est à dire "Vulnérable" ("VU"). Les populations de l'écrevisse à pattes rouges dans la région du Montenegro sont en meilleures conditions, en particulier dans la zone du cours supérieur de la rivière Zeta. Cependant, les populations d'écrevisse à pattes rouges du Montenegro sont menacées par la surpêche. Parmi les écrevisses indigènes, les changements les moins négatifs ont été déterminés chez les populations d'*A. torrentium*. Dans les deux pays, le statut de cette espèce, selon les critères de l'IUCN, a été désigné comme "Préoccupation Mineure/Quasi Menacé" ("LR/nt"), ce qui est moins élevé que le niveau international de cette espèce: "Vulnérable". Au cours des 30 dernières années, *A. leptodactylus* a étendu son aire de répartition du Danube aux autres eaux de Serbie (réservoirs et Morava). Au cours des cinq dernières années l'écrevisse à pattes grêles a été mise en danger par la pénétration de l'écrevisse américaine, espèce invasive. Le taux d'abondance de ces deux espèces dans la région de Djerdap sur le cours du Danube a été estimé à: *O. limosus*: *A. leptodactylus* = 5 : 2.

INTRODUCTION

Investigations on the crayfish of Serbia, as well as on those of Montenegro, have not been done systematically since the 1960s. According to the work of S. Karaman (1929) and M. S. Karaman (1961, 1962, 1963), the Decapoda fauna of the inland waters of Serbia and Montenegro was evaluated as less endangered than in the countries of central and western Europe. However, the hydro-morphological degradation of habitats, pollution, illegal catching, the crayfish plague, as well as the introduction of non-native, invasive species, have strongly influenced the regional crayfish fauna since that time. The aim of this paper is to analyse the current distribution and abundance of crayfishes in Serbia and Montenegro, and to evaluate the level of endangerment for each native species, as well as to estimate the influence of the non-indigenous American crayfish to the native crayfish community. The results presented here represent the basis for further monitoring of the distribution and population status of the native crayfish, in order to define adequate preservation measures.

MATERIAL AND METHODS

This study includes information on crayfishes in Serbia and Montenegro from the data base: "BAES ex situ" (Simić et al., 2006), as well as recent investigations (2003-2006). Data from 62 sites in this region are available (table I).

During the 2003-2006 survey, crayfish were caught by traps with meat baits (stale pig liver and fish meat). Five LiNi traps (Westman et al., 1978) were used at

TABLE I

Presence of crayfish in the aquatic ecosystems of Serbia and Montenegro: *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823, *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803), and *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)

Localities	GIS data	Species	Code
Stream Maglič (Kraljevo) (basin of Zapadna Morava)	N 43°36.799' E 20°33.636'	<i>A. torrentium</i>	PMAG
River Drenska (basin of Zapadna Morava)	N 43°08.831' E 20°46.433'	<i>A. torrentium</i>	RD
River Jelenska (basin of Zapadna Morava)	N 43°12.430' E 20°51.379'	<i>A. torrentium</i>	RJ
River Stanjanska-bigar (basin of Timok)	N 43°21.190' E 22°26.754'	<i>A. torrentium</i>	RSTA
River Lipovačka (basin of Juzna Morava)	N 43°38.134' E 21°34.367'	<i>A. torrentium</i>	RLIP
River Vlasina (basin of Juzna Morava)	N 42°54.480' E 22°21.074'	<i>A. torrentium</i>	RVLAS
Spring Dubašnice (basin of Zapadna Morava)	N 44°15.567' E 21°52.163'	<i>A. torrentium</i>	IZDUB
Spring Pocibrave (basin of Zapadna Morava)	?	<i>A. torrentium</i>	IZPOC
River st. Jasenica (basin of Velika Morava)	N 44°17.024' E 20°56.080'	<i>A. torrentium</i>	RJAS
River Sitnica (basin of Zapadna Morava)	N 42°47.988' E 20°58.751'	<i>A. torrentium</i>	RSIT
River Lab (basin of Zapadna Morava)	N 42°49.259' E 21°10.850'	<i>A. torrentium</i>	RLAB
River Crnovrška–Golema (basin of Timok)	N 43°24.534' E 22°36.226'	<i>A. torrentium</i>	RCRN
River Istočka (basin of Juzna Morava)	N 42°41.442' E 20°30.442'	<i>A. torrentium</i>	RIST
River Grošnica (basin of Velika Morava)	N 43°54.850' E 20°54.466'	<i>A. torrentium</i>	RGROS
River Lisinska–Bozica (basin of Juzna Morava)	N 42°37.045' E 22°24.450'	<i>A. torrentium</i>	RLIS
River Resava (basin of Velika Morava)	N 44°06.053' E 22°24.450'	<i>A. torrentium</i>	RRES
River Krajčovačka (Jastrebac) (basin of Zapadna Morava)	N 43°21.952' E 21°37.564'	<i>A. torrentium</i>	KRAJR
River Svrljiški Timok (basin of Timok)	N 43°20.956' E 22°21.941'	<i>A. torrentium</i>	RST
River Trgoviški Timok (basin of Timok)	N 43°30.076' E 22°19.460'	<i>A. torrentium</i>	RTT
River Vapa (basin of Drina)	N 43°19.060' E 20°00.680'	<i>A. torrentium</i>	RVAP
Vrelo reke Gradac (basin of Zapadna Morava)	N 44°07.766' E 19°58.552'	<i>A. torrentium</i>	GRADAC

TABLE I
(continued)

Localities	GIS data	Species	Code
River Batarski Rzav (basin of Drina)	N 43°54.817' E 19°26.065'	<i>A. torrentium</i>	RBATRZ
River Rača (basin of Drina)	N 43°54.407' E 19°31.147'	<i>A. torrentium</i>	RRACA
River Crni Rzav (basin of Drina)	N 43°43.142' E 19°40.309'	<i>A. torrentium</i>	RCCRZ
River Moravica SB (basin of Juzna Morava)	N 43°38.173' E 21°58.440'	<i>A. torrentium</i>	RMSB
River Drina from Trešnjice (basin of Drina)	N 44°07.185' E 19°29.687'	<i>A. torrentium</i>	RDRUT
River Trešnjica (basin of Drina)	N 44°06.967' E 19°29.793'	<i>A. torrentium</i>	RTRES
River Studenica, middle part (basin of Zapadna Morava)	N 43°29.191' E 20°27.267'	<i>A. torrentium</i>	RSTUD
River Studenica, upper part (basin of Zapadna Morava)	N 43°30.973' E 20°27.267'	<i>A. torrentium</i>	RSTUDGT
River Djetinja from Uzice (basin of Zapadna Morava)	N 43°51.840' E 19°38.788'	<i>A. torrentium</i>	RDJUZ
River Radovanska (basin of Timok)	N 43°56.029' E 22°02.282'	<i>A. torrentium</i>	RRAD
River Pčinja (basin of Vardar)	N 42°22.810' E 21°58.947'	<i>A. torrentium</i>	RPCINJ
River Masurička (basin of Juzna Morava)	N 42°36.907' E 22°13.422'	<i>A. torrentium</i>	RMAS
River Lim, upper part (basin of Drina)	N 43°11.371' E 19°46.122'	<i>A. torrentium</i>	RLIMGT
River Morača (Adriatic Sea)	N 42°30.122' E 19°20.156'	<i>A. torrentium</i>	RMORCGT
River Moravica IV (basin of Zapadna Morava)	N 43°31.439' E 22°17.604'	<i>A. torrentium</i> <i>A. astacus?</i>	RMIVA
River Zasavica (basin of Sava)	N 44°57.664' E 19°32.854'	<i>A. leptodactylus</i>	RZAS
River Velika Morava (Čepurski vir) (basin of Velika Morava)	N 44°03.141' E 21°15.877'	<i>A. leptodactylus</i>	RVM1
River Velika Morava (Osanice) (basin of Velika Morava)	N 44°04.916' E 21°11.667'	<i>A. leptodactylus</i>	RVM2
River Zapadna Morava (Mrzenica) (basin of Zapadna Morava)	N 43°39.511' E 21°23.147'	<i>A. leptodactylus</i>	RZM1
Reservoir "Bagrdanska bog" (basin of Velika Morava)	N 44°05.480' E 21°10.842'	<i>A. leptodactylus</i>	ABB
Reservoir "Grlišće" (basin of Timok)	N 43°49.038' E 22°13.095'	<i>A. leptodactylus</i>	AGRL
River Dunav–Bačka Palanka (basin of Dunav)	N 45°14.046' E 19°19.842'	<i>A. leptodactylus</i>	RDBP

TABLE I
(continued)

Localities	GIS data	Species	Code
River Zasavica-batar (basin of Sava)	N 44°57.694' E 19°33.085'	<i>A. leptodactylus</i>	RBAT
Reservoir "Gruža" (basin of Zapadna Morava)	N 43°56.364' E 20°41.364'	<i>A. leptodactylus</i>	AGRUZ
River Sava (basin of Sava)	N 44°58.791' E 19°31.724'	<i>A. leptodactylus</i>	RSAVA
Reservoir "Bovansko lake" (basin of Juzna Morava)	N 43°38.755' E 21°42.714'	<i>A. leptodactylus</i>	ABJ
Reservoir "Ćelije" (basin of Zapadna Morava)	N 43°24.430' E 21°10.260'	<i>A. leptodactylus</i>	ACELIJE
River Tisa (basin of Dunav)	N 45°29.462' E 20°09.149'	<i>A. leptodactylus</i>	RTISA
River Dunav-Đerdap (basin of Dunav)	N 44°41.140' E 22°30.359'	<i>A. leptodactylus</i> <i>O. limosus</i>	RDUN
River Dunav-Veliko Gradište (basin of Dunav)	N 44°46.122' E 21°30.716'	<i>A. leptodactylus</i> <i>O. limosus</i>	RDVGR
River Dunav-D. Milanovac (basin of Dunav)	N 44°28.555' E 22°07.271'	<i>A. leptodactylus</i> <i>O. limosus</i>	RBDM
River Dunav-Smederevo (basin of Dunav)	N 44°39.837' E 20°53.192'	<i>A. leptodactylus</i> <i>O. limosus</i>	RDUNS
River Zapadna Morava (Stalać) (basin of Zapadna Morava)	N 43°39.805' E 21°25.127'	<i>A. astacus</i>	RZM2
River Pusta (basin of Juzna Morava)	N 43°00.465' E 21°45.642'	<i>A. astacus</i>	PUSTR
River Lepenica (basin of Velika Morava)	N 44°00.046' E 20°54.241'	<i>A. astacus</i>	RLEP
River Petrovačka (basin of Velika Morava)	N 44°05.042' E 20°49.055'	<i>A. astacus</i>	RPETR
River Toplica (basin of Juzna Morava)	N 42°12.325' E 21°50.103'	<i>A. astacus</i>	RTOPL
Reservoir "Gazivode" (basin of Zapadna Morava)	N 42°57.820' E 20°34.400'	<i>A. astacus</i>	JEZGAZ
River Zeta (Adriatic Sea)	N 42°44.684' E 19°32.854'	<i>A. astacus</i>	RZETA
Reservoir "Busur" (basin of Velika Morava)	N 44°13.792' E 21°24.905'	<i>A. astacus</i>	SSB
River Južna Morava Vranje-Bujanovac (basin of Juzna Morava)	N 42°27.423' E 21°48.220'	<i>A. astacus</i>	JMVB

each site for 24 hours, along a transect of within the 200 m. This procedure was repeated two times during July and August each year.

Total length, weight, and sex were determined for each individual. In addition, the health of the specimen was estimated by visual examination.

Growth and age of the crayfish were not systematically followed for the area of Serbia and Montenegro, so reliable correlations between the age and the length/weight of the body are not available. The crayfish were, therefore, separated into seven length groups: 0-40, 41-60, 61-80, 81-100, 101-120, 121-140, and 141-160 mm, taking into account the rule regularly used in applied ichthyological investigations: each class should comprise more than 20% of the individuals from each habitat type. According to the seven length groups established and by using the scale given by Jarvekulg (1958), it was assumed that the average length of a crayfish in its first year of life ranges from 0 to 40 mm, in the second year from 45 to 65 mm, in the third year from 70 to 95 mm, and in the fourth year up from 100 mm.

Abundance was expressed as the number of individuals per hectare (ind/ha) for the large lowland rivers (the Danube, the Sava, the Tisa, the Morava, and the Drina) and for stagnant waters, while for medium-size rivers the abundance was expressed as number of individuals per stretched kilometer (ind/km).

The following data are available for each sampling site: mean width and depth of the watercourse, bottom type, average surface speed of the water, transparency, water temperature, electric conductivity, pH, dissolved oxygen concentration and saturation, concentration of phosphates, nitrates, and five-day Biological Oxygen Demand (BOD₅). The bottom type was evaluated according to the AQEM protocol (AQEM, 2002).

The habitat classification according to abiotic parameters was done based on cluster analysis (UPGMA Unweighted Pair-Group Average, Legendre & Legendre, 1983) by using Statistica for Windows 6.0. Assessment of the degree of endangerment of the crayfish in the area of Serbia and Montenegro was made based on the criteria of the IUCN, Version 3.1 (IUCN, 2001), and the priority estimate for preservation at the national level according to the model ESHIPPO-PP (Simić et al., 2007).

In addition, the status of the habitat was evaluated using the Balkan Biotic Index (Simić & Simić, 1999). The structures of the fish communities and of other possible predators were analysed as well.

RESULTS

Based on the data review ("BAES ex situ" database, Simić et al., 2006) and recent investigations (2003-2006), three native crayfish species were identified in the inland waters of Serbia and Montenegro: the spring crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803), the river crayfish, *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), and the Danube crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823. In addition,

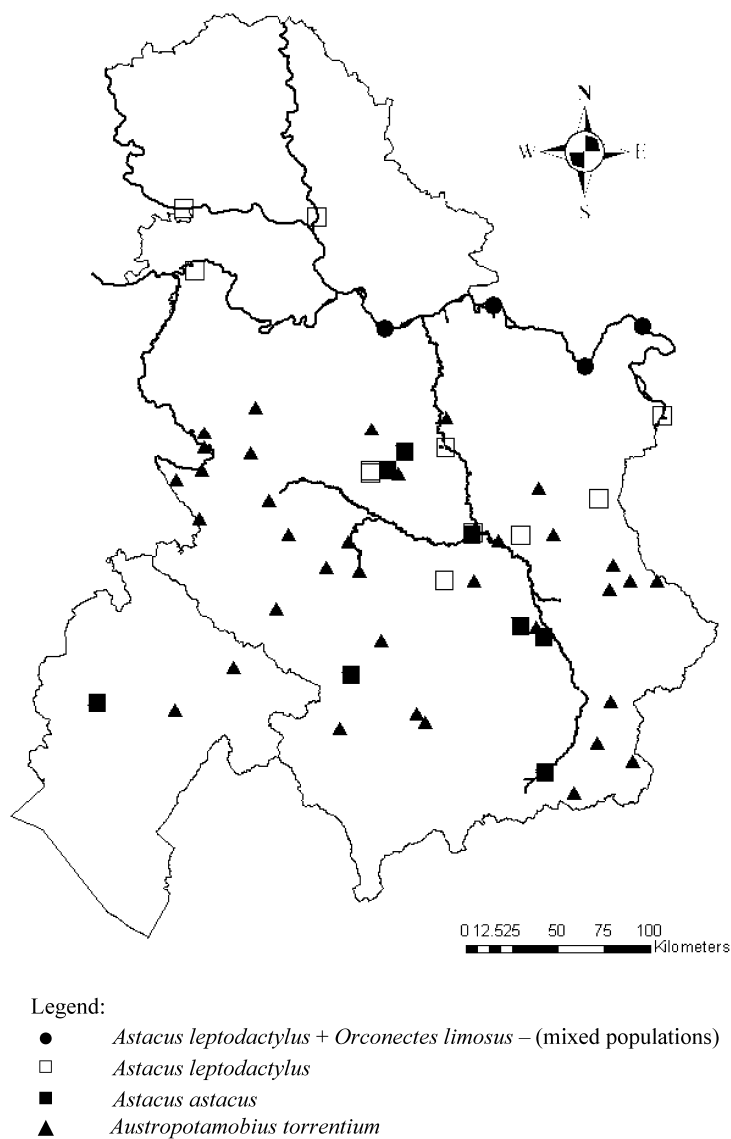


Fig. 1. Distribution of crayfish species in the area of Serbia and Montenegro (period 2003-2006): *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823, *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803), and *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817).

one non-native, invasive species was observed: the American crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), which was first found in the part of the Danube through Serbia in the year 2004 (Pavlović et al., 2006).

The distribution of the various species is presented in fig. 1. *Austropotamobius torrentium* was found to be the most frequent (F = 53.73%). The frequency of

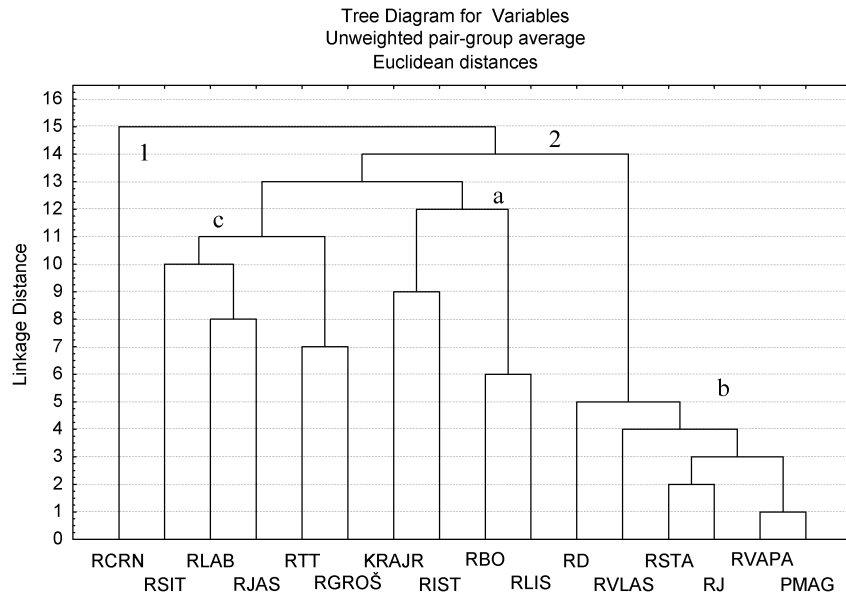


Fig. 2. Dendrogram 1. Classification of the habitats of *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803).

occurrence of *Astacus leptodactylus* was $F = 25.37\%$, that of *Astacus astacus* $F = 14.92\%$, and that of *Orconectes limosus* $F = 5.98\%$ (table I).

The classification of the habitats of *Austropotamobius torrentium* according to abiotic characteristics is shown in fig. 2. The habitats could be divided into two large groups. Group 1 includes high altitude habitats (up to 1400 m) with a strong water current (characterized as “upper rhitron”, table I, code RCRN). In these habitats, the populations of *A. torrentium* are characterized by the smallest total length in relation to that reached in other habitats (mean total length 69.5 mm), and by dominance of individuals younger than 3 years (61%). The sex ratio was found to be 57% ♂♂ and 43% ♀♀. Group 2 includes three subgroups, “2a”, “2b”, and “2c”. Subgroup 2a comprises habitats in the altitude range of 900-1200 m, with current velocities up to 0.7 m s^{-1} . Those watercourses are located on mountainous plateaus. Subgroup 2b includes habitats with an altitude range of 600-800 m. The common characteristic of the habitats in subgroups 2a and 2b, is the good quality of the water (oligo-xenosaprobic). A characteristic of some rivers from these groups (table I, code RSTA) is the formation of sedre and sedric barriers (CaCO_3 barriers). The bottom is often covered with moss of the genus *Fontinalis*. The populations of *A. torrentium* in biotopes 2a and 2b are less dense relative to those in other habitats (on average 450 ind/km river, fig. 3). The populations inhabiting biotopes 2b are characterized by the highest mean total length (93.5 mm) and a more equal participation of individuals younger than 3 years (54%) and older than 3 years (46%) in relation to what is found in other habitats. The group of

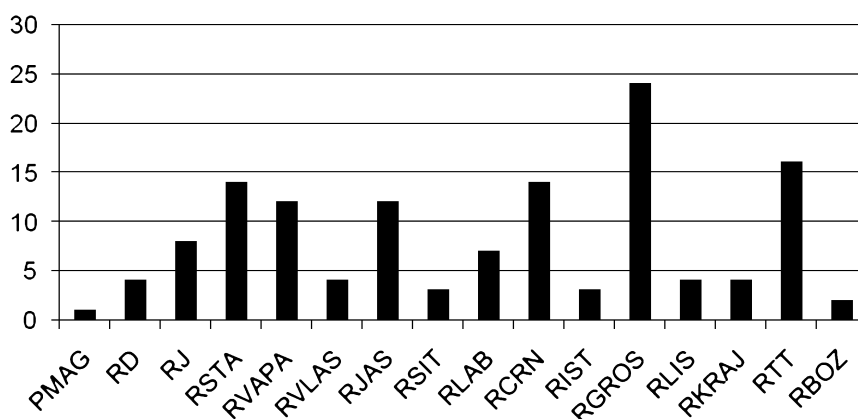


Fig. 3. Mean population abundance of *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) in various rivers and reservoirs (ind/200 m river bank).

A. torrentium habitats in subgroup 2c consists of rivers at lower altitude than the previous (550 m), with an average water velocity of 0.8 m s^{-1} , higher amounts of detritus, and higher trophic levels (table I, codes RGROS, RTT; table II). In these watercourses, the densest populations of *A. torrentium* were found (on average 100 ind/km river; Simić, 1996, fig. 3). The age structure of the populations in this group is characterized by a slight dominance of reproductive individuals: 34% of the individuals are younger than 3 years, 41% are individuals estimated to be 3-4 years old, and 25% are older individuals. The average length of the adult individuals in the population was 88.2 mm.

Our research indicates that *Astacus leptodactylus* behaves in an expansive way and substitutes *Astacus astacus* in some habitats. On the other hand, the allochthonous species *Orconectes limosus* (first recorded in the Serbian stretch of the Danube in 2004, Pavlović et al., 2006), quickly represses the Danube populations of *Astacus leptodactylus*.

A classification of the habitats of *A. leptodactylus* according to abiotic characteristics is shown in fig. 4. According to the resulting clusters, the habitats of Danube crayfish could be classified into two groups, with two subgroups, respectively. The first group comprises native habitats, such as the Danube above the influence of the Djerdap reservoir and the Tisa River ("1a"), and the lower and middle sectors of the Velika Morava, the Zapadna Morava, and the Juzna Morava rivers ("1b"). Habitats of subgroup 1b have been colonized by Danube crayfish after 1960. The other group of habitats includes the reservoirs (artificial waters, "new habitats": Bovan, Čeliće, Gruža, Barje), where this species was introduced mainly as a consequence of fish stocking (2a habitats). The Djerdap reservoir belongs to group 2 also, but as a separate habitat (2b) (table I, code RDUN). Due to the reduction of flow in this

TABLE II
Mean values of abiotic parameters of habitats of *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803):
results of dendrogram 1

Parameters	Groups of biotopes			
	1	2a	2b	2c
Altitude (m)	1230	1050	750	555
Width (m)	5.5	3.62	5	7.2
Depth (m)	0.8	0.53	0.47	0.56
Rock blocks and stones (%)	30	26.6	23.7	29
First size rock (%)	40	31.6	45	38
Gravel (%)	10	22.5	12.5	6.4
Sand (%)	10	7.5	7.5	9.4
Mud (%)	5	4.3	2.87	7.4
Detritus (%)	5	4.83	4.63	7.8
Macrophytes (%)	80	4.83	6.25	6
Velocity (m s ⁻¹)	1.6	0.76	0.75	0.68
Temperature of water (°C)	10.2	13.1	12.6	14.9
Dissolved oxygen (mg l ⁻¹)	9.76	9.44	9.94	8.34
Dissolved oxygen saturation (%)	99.5	95.5	102	103.7
BOD ₅ (mg l ⁻¹)	0.59	1.52	1.1	2.78
pH	7.3	7.32	7.53	8.16
Conductivity (μSm cm ⁻¹)	90	368.3	122.5	426
Phosphate (P) (mg l ⁻¹)	0.17	0.38	0.29	0.85
Nitrate (N) (mg l ⁻¹)	2.85	2.35	2.96	3.74
Ammonium (N) (mg l ⁻¹)	0.01	0.078	0.09	0.41
BNBI (saprobity)	I-Ia (o-x)	Ia (o)	Ia (o)	Ia: I-II; II (o, o-β : β)
Fish predator interactions	<i>Salmo trutta</i>	<i>Salmo trutta</i>	<i>Salmo trutta</i>	<i>Squalius cephalus</i> , <i>Barbus balcanicus</i>
Ind/km river stretch	84	234	246	70-280

sector of the Danube River, the habitat features are similar to those observed in the reservoirs in the inner parts of Serbia (table III).

The highest population density (on average 1210 ind/ha) was recorded in the Danube (2b habitats), especially in the area upstream of the influence of the Djerdap reservoirs (fig. 5, table I, code RDBP, Backa Palanka). Abundant populations, with an average of 234 ind/ha were found in 2a habitats (reservoirs in the inner part of Serbia), as well. According to the ecological conditions in those habitats, it can be stated that the increase of trophic levels and water quality within the range of beta-mesosaprobic waters are favourable for *A. leptodactylus* (table III). Taking into account all habitats of the Danube crayfish, individuals estimated to be older than 3 years dominate (68% of the total population). The sex ratio was found to be 63% ♂♂ : 37% ♀♀. According to the data available, the

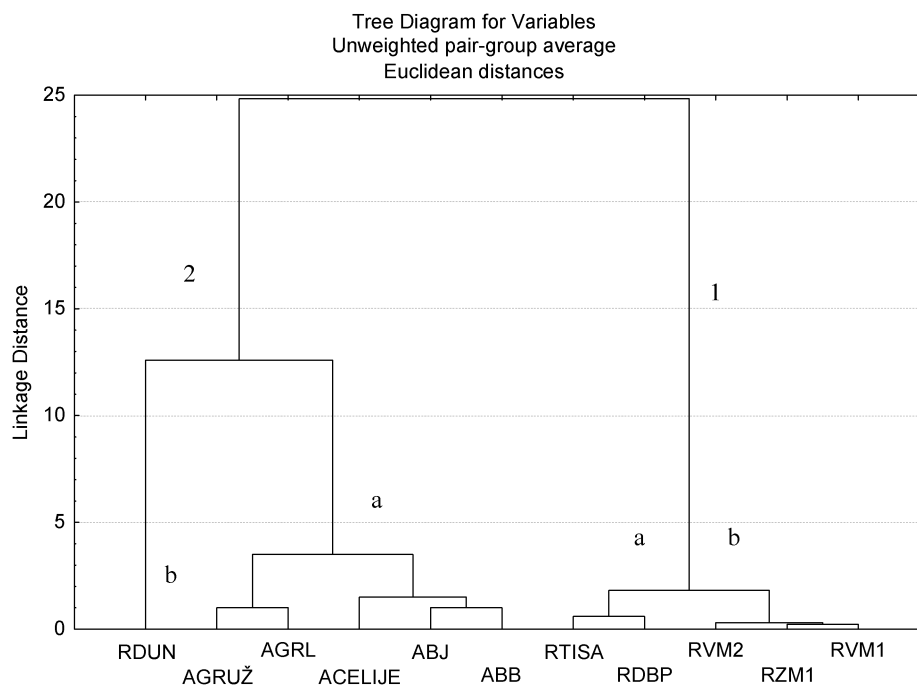


Fig. 4. Dendrogram 2. Classification of the biotopes of *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823.

average length of individuals of *A. leptodactylus* older than 3 years ranged from 138 mm (the Danube, table I, code RBDP), to 112 mm (the Gruža reservoir, table I, code AGRUZ).

Based on their abiotic parameters, the current habitats of *Astacus astacus* are grouped into three assemblages (fig. 6). The first and second group consist of reservoirs with an elevation up to 500 m, with high water quality (oligo-betamesosaprobic), and, in general, colder water in comparison with other habitats (table I, codes SSB, JEZGAZ). The third group consists of three subgroups with minor differences. This comprises middle-sized rivers, with an elevation range of 95-380 m. These watercourses are characterized by good water quality (beta-mesosaprobic), dominance of hard-bottom substrate, and, sometimes, the presence of detritus and aquatic macro-vegetation. In addition, habitats from this group are characterized by moderately increased alkalinity and a high content of CaCO_3 (hard water on limestone). *A. astacus* is the most endangered among the crayfishes in the area investigated, which is a consequence of habitat degradation, pollution, diseases, and the penetration of the invasive American species in habitats in large lowland rivers (the Morava and the Sava).

In the area of Serbia, low-density populations of *A. astacus* were recorded. It is estimated that, in the period 1960-2006, the area inhabited by *A. astacus* on the

TABLE III
Mean values of abiotic parameters of habitats of *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823: classification of dendrogram 2

Parameters	Groups of biotopes			
	1a	1b	2a	2b
Altitude (m)	163.3	80	171.6	102.2
Width (m)	56.6	71.5	656.6	360
Depth (m)	141	2.8	8.13	9.33
Rock blocks and stones (%)	4	3	6	3
First size rock (%)	46.6	15	6.66	10
Gravel (%)	20	20	5	10
Sand (%)	10	7.5	5	10
Mud (%)	8.33	40	60	60
Detritus (%)	6.66	15	16.6	7
Macrophytes (%)	16.6	21	25	26.6
Velocity (m s ⁻¹)	0.96	0.35	0	0.33
Temperature of water (°C)	18.6	24.65	26	20.5
Dissolved oxygen (mg l ⁻¹)	8.78	10.5	6.5	7.04
Dissolved oxygen saturation (%)	93.06	133.4	85.3	79.3
BOD ₅ (mg l ⁻¹)	3	4.6	2.41	2.9
pH	7.86	7.8	7.88	7.82
Conductivity (μSm cm ⁻¹)	353.3	702.5	217.6	390
Phosphate (P) (mg l ⁻¹)	0.25	0.35	0.84	0.1
Nitrate (N) (mg l ⁻¹)	3.5	3.26	2.5	2.08
Ammonium (N) (mg l ⁻¹)	0.193	0.305	1.32	0.48
BNBI (saprobity)	II (β)	II (β)	II (β)	II (β)
Fish predator interactions	Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae
Ind/km of river stretch	430	300-640	600-730	450-560

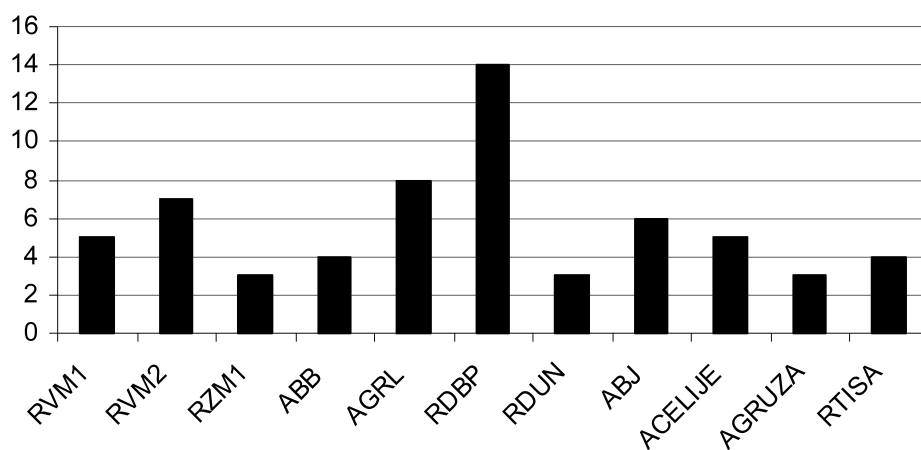


Fig. 5. Mean population abundance of *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823, in aquatic biotopes (ind/200 m river bank or ind/200 m lake shore).

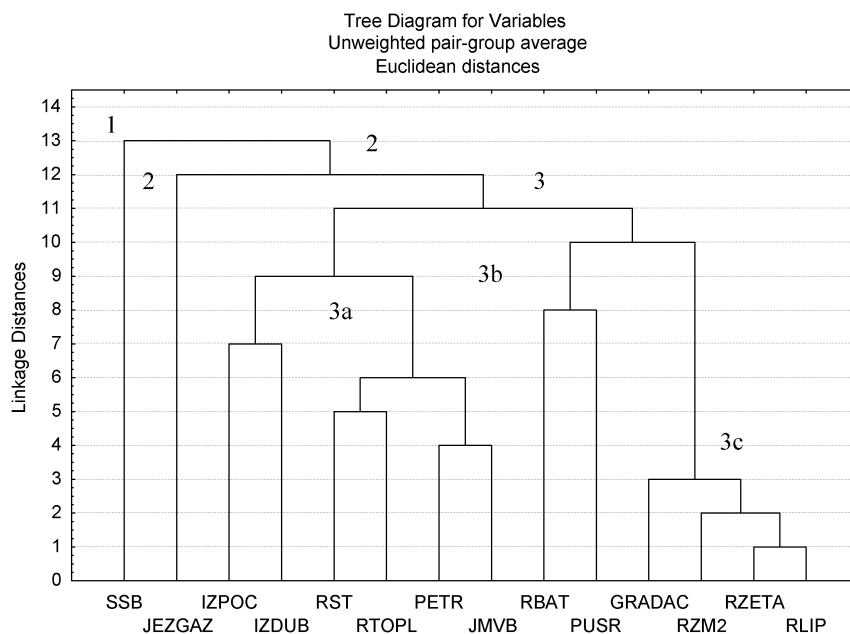


Fig. 6. Dendrogram 3. Classification of the biotopes of *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758).

territory of Serbia was reduced by more than 65%, and that the area occupied at the moment is about 3670 km².

The healthiest population in the area of Serbia was recorded in the Busur accumulation (table I, code SSB), formed at the Busur River. The average population density was found to be 289 ind/ha. The population is spatially isolated. The sex ratio was found to be imbalanced (66.7% ♂♂ : 33.3% ♀♀). Individuals older than 3 years dominated, comprising 61% of the community. The ratio of the sexes appears to shift towards males in the older classes.

Numerous and healthy populations of *A. astacus* were recorded in the area of Montenegro, in the basin of the Zeta River (fig. 7). The evaluated population density of *A. astacus* in the Zeta River was 1730 ind/ha. The habitats are characterized by clear water (oligo- to oligo-beta-metasaprobic), a limestone geological substrate, and a moderate coverage of aquatic vegetation (about 20%) (table IV). Individuals younger than 3 years were found to be the most abundant in the community (68%). Within the class that comprises individuals smaller than 80 mm, females dominated. Inside the age class ranging from 81 to 100 mm, the observed sex ratio was approximately 1 : 1, with a female maturity of 19.2%. The largest percent of mature females (75%) was recorded in the next age class (101 to 120 mm). In the age classes older than the previous one, the number of females decreases and the males dominate.

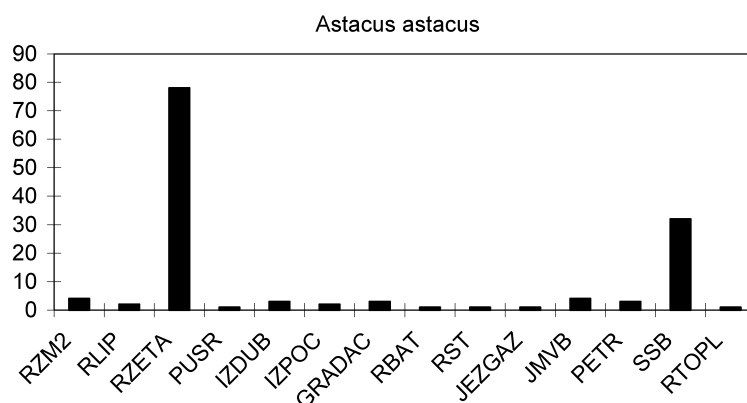


Fig. 7. Mean population abundance of *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) in aquatic biotopes (ind/200 m river bank or ind/200 m lake shore).

TABLE IV
Mean values of abiotic parameters of habitats of *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758)

Parameters	Groups of biotopes				
	1	2	3a	3b	3c
Altitude (m)	200	370	366.6	95	375
Width (m)	150	380	6.86	4	11.4
Depth (m)	7	15	0.6	0.45	0.87
Rock blocks and stones (%)	0	15	26.6	0	21.3
First size rock (%)	5	15	40	3.5	37.5
Gravel (%)	20	15	15	25	17.5
Sand (%)	20	10	8.33	25	7.5
Mud (%)	30	35	5.41	25	5
Detritus (%)	25	10	4.58	20	5
Macrophytes (%)	25	10	19.2	42.5	22.5
Velocity (m s ⁻¹)	0	0	0.85	0.6	0.72
Temperature of water (°C)	13	16.1	15.9	17.5	15.4
Dissolved oxygen (mg l ⁻¹)	7.41	8.4	9.41	8.15	10.4
Dissolved oxygen saturation (%)	90.5	93	92.7	87.5	107.9
BOD ₅ (mg l ⁻¹)	4.52	2.6	1.98	2.95	1.5
pH	7	8.3	8.08	7.75	8.1
Conductivity (μSm cm ⁻¹)	840	230	293.3	185	345
Phosphate (P) (mg l ⁻¹)	0.01	0.02	0.64	0.49	0.23
Nitrate (N) (mg l ⁻¹)	16.9	0.9	1.82	3.07	2.72
Ammonium (N) (mg l ⁻¹)	1.43	0.001	0.31	0.8	0.24
BNBI (saprobity)	I-II (o-β)	I-II (o-β)	I-II (o-β)	II-I (β-o)	II-I (β-o)
Fish predator interactions	Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae
Ind/km of river stretch	78	380	0-280	40-120	86-230

According to the results presented, the Zeta River seems to be an optimal habitat for *A. astacus*. On the other hand, according to the morphometrics of the streams, and physical, chemical, and biotic parameters, a large number of river habitats in Serbia have similar characteristics as the Zeta River (the rivers Pek, Mlava, Timok, and Moravica), but populations of river crayfish in those habitats are rare or have completely disappeared.

The level of endangerment of the crayfish fauna in Serbia and Montenegro (national level) is different from the degree of endangerment evaluated at the international level. According to the IUCN classification, *A. astacus* and *A. torrentium* are marked as vulnerable ("VU") (IUCN, 2006) and are listed as to be protected (Appendix III of the Bern Convention, Taylor, 2002). Our research on the crayfish populations in the area of Serbia and Montenegro implies certain difficulties in the evaluation of the degree of endangerment, above all because of a lack of reliable data from the previous period. According to the results obtained, criterion "B" for the evaluation of endangerment level (IUCN, 2001) was found to be the most appropriate. According to criterion "B", it is estimated that, in the period 1960 to 2006, the area inhabited by *Astacus astacus* on the territory of Serbia got reduced by more than 65%, and the area occupied at the moment is less than 5000 km², according to our preliminary estimate approx. 3670 km². Apart from this, the area is still being reduced, above all because of changes in the habitats, water pollution, and the competitive pressure of *A. leptodactylus*. Very important, also, is the fragmentation of the habitats and their significant isolation, both in the area of Serbia, and relative to habitats in neighbouring areas. So far, it is hard to determine data about the number of mature individuals precisely, but based on our research it is estimated that their number in the area of Serbia does not exceed 1200. Based on all this, the status of endangerment of *A. astacus* in the area of Serbia is evaluated as Endangered (EN).

The populations of *Astacus astacus* in the area of Montenegro seem to be in better condition, so their status is estimated as Vulnerable (VU) according to the international classification (IUCN, 2006). On the other hand, the condition of the populations of *Austropotamobius torrentium* in the area of Serbia and Montenegro is still good (the area occupied is larger than 20,000 km², with a relatively stable number of populations, as well as adequate sex and age structures), so a lower category is suggested relative to the international status (Vulnerable, VU) (IUCN, 2006), which is the category Lower Risk/Near Threatened (LR/nt). According to the model "ESHIPPO-PP" the species *A. astacus* has priority for protection in the area of Serbia (Simić et al., 2007).

The results of an investigation on the possible influence of *Orconectes limosus* (OL) on the reduction of the Danube crayfish, *Astacus leptodactylus* (AL) in the part of the Danube through Serbia, are shown in table V. The present results show

TABLE V
Data of crayfish catch in the fishing nets of commercial fishermen on the Danube River

Localities	Year of catch	Average number of individuals caught	
		<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)	<i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz, 1823
River Dunav–Smederevo	2005	53	9
River Dunav–Donji Milanovac (Djerdap I)	2005	42	14
River Dunav–Veliko Gradiste	2006	125	11

the relation of caught individuals of these two species (OL : AL) in fishing nets of commercial fishermen in this part of the world, in the period from April 2005 to November 2006.

DISCUSSION

The results of our studies show that the Decapoda fauna of Serbia and Montenegro, in the period from 1960 until now, has changed. The number of species has increased since, apart from the presence of the autochthonous species, *Austropotamobius torrentium*, *Astacus astacus*, and *Astacus leptodactylus*, the allochthonous species, *Orconectes limosus* is now also present (Pavlović et al., 2006).

The presence of the American species, *O. limosus* in European inland waters was reported by the end of the 19th century (cf. Souty-Grosset et al., 2006). During the 20th century, a reduction of the populations of autochthonous crayfishes was recorded in Europe, caused mostly by the crayfish plague (Ackefors, 1998; Holdich, 2002) which is a consequence of the presence of *O. limosus*, as well as of other non-native species: *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), *Procambarus clarkii* (Giard, 1852) (both originally from America) and the species of the genus *Cherax* from Australia. *O. limosus* was previously recorded in Austria (Füreder & Machino, 1999; Pöckl, 1999; Füreder et al., 2002; Holdich, 2002), and Hungary (Holdich, 2002). In Croatia, the species was recorded at one site, in the protected zone “Kopački rit” (Maguire & Gottstein-Matočec, 2004). According to Zaikov & Hubenova (2007), *O. limosus* has not been recorded in Bulgaria, yet. In respect to previous investigations (Janković et al., 1987, 1991, 1996), which did not report *O. limosus*, it is considered that the species was introduced in the Serbian part of the Danube River during the preceding 5-8 years. The presence of different age classes indicates that *O. limosus* has well adapted to the new habitats, and that it reproduces there as well.

There are numerous data about the negative consequences of the spreading of the American crayfishes of the family Cambaridae (*Orconectes* spp., *Pacifastacus*

leniusculus) on the autochthonous species of crayfish in the inland waters of Europe (Capelli & Munjal, 1982; Gherardi, 1999; Lodge, 2000; Holdich, 2003): aggressive behaviour, competition for living area and food, as well as the crayfish plague. Except for investigations in natural habitats, some experimental research has been done, in which the negative consequences of the introduced species on the autochthonous crayfish were shown (Capelli & Munjal, 1982; Butler & Stein, 1985), and the aggression of the American species is especially evident from the work of Vorburger & Ribí (1999). Under experimental conditions, the influence of *P. leniusculus* on *A. torrentium* was studied, especially aggression, competition for shelter, and as a vector of the crayfish plague. In the experiment, the statistical significance of all three influences researched has been proven. Similar results of the influence of *P. leniusculus* on *A. leptodactylus* under both natural and experimental conditions are given in Harlioğlu (1999).

Having in mind that *O. limosus* was observed in the Serbian part of the Danube only recently, accurate analyses of the influence of this population on the populations of *A. leptodactylus* are not available as yet. What was found during our studies based on inspection of the catches of commercial fishermen on the Danube, was that in the period from 1996 until now, fishermen's nets caught more and more *O. limosus* (OL), and *A. leptodactylus* (AL) became increasingly rare especially in the area of the Djerdap reservoirs. The median value of this ratio during 2005, according to the available data, ranges from 6 : 1 — OL : AL in the Danube near Smederevo, to 3 : 1 — OL : AL in the Djerdap reservoir near D. Milanovac. The latest research done during November 2006 on the Danube near Veliko Gradiste (1187-1125 km) are alarming, since the ratio of OL : AL was 12 : 1. On the basis of these results, what preliminarily could be noted is, that *A. leptodactylus* and *O. limosus* inhabit different micro-habitats in the bed of the Danube: *O. limosus* was more frequently found in shallow, silent, muddy places with a lot of macro-vegetation, and even in the polluted parts of harbours and piers. Apart from this, this species becomes more numerous in the reservoir part of the Danube, beyond the influence of the Djerdap reservoirs (Djerdap I and II).

The results stated, as well as the fact that the expansive species, *O. limosus* is a carrier and vector of the crayfish plague, imply the realistic danger that the populations of the Danube crayfish in the part of the flow of the Danube through Serbia, in particular in the Djerdap reservoirs, may be very much endangered in the near future, so serious further research and monitoring of the population of this invasive species are necessary (Taugbøl & Skurdal, 1999). Apart from this, spreading of this species can be expected also along the tributaries of the Danube, such as the Tisa, the Sava, and the Morava.

The autochthonous crayfish recorded from the area of Serbia and Montenegro are widely spread European species. *A. torrentium* is characteristic for mountain

watercourses and can be found up to 1500 m above the sea level. *A. astacus* can be met with in hills and mountainous rivers, up to 800 m above the sea (S. Karaman, 1929; M. S. Karaman, 1961, 1963). According to S. Karaman (1929), *A. astacus* was found in the Danube and Sava rivers. According to our results, as well as the results of Maguire & Gottstein-Matočec (2004) in Croatia, only *A. leptodactylus* is present in the large lowland rivers mentioned.

According to Maguire & Gottstein-Matočec (2004), the native crayfishes in Croatia are not endangered at the level that has been observed in other regions of Europe, which is primarily a consequence of the high habitat diversity, a specific complex of historical factors that influenced the distribution of the fauna, as well as climate characteristics.

In the area of Serbia and Montenegro, despite similarity with the area of Croatia in natural conditions, a higher level of endangerment was evaluated, particularly for *A. astacus* (cf. Simić et al., 2007).

The results of our research indicate the following factors that lead to the endangerment of *Astacus astacus* in the area investigated:

1. Habitat fragmentation and isolation of the populations. — Due to disturbance of the water regime as a consequence of deforestation, canalizing of springs, making dams, and causing pollution. The over-usage of woods and the captivation of springs are phenomena that become particularly negatively manifest in limestone, i.e., in southeastern parts of Serbia, Vojvodina, and Central Serbia. On this territory, small rivers (the basin of the Timok) completely dry up and the crayfish disappear from about 60% of the watercourses, compared with the total river net of Serbia. Isolation is a consequence of damming and building smaller reservoirs. Through pollution in the lower parts of the rivers, the populations stay isolated in the upper flows, or in those parts of the rivers that are less polluted. An example of this are smaller rivers in Central Serbia, whose middle and lower parts are stronger polluted and unfavourable for the life of crayfish, and the remaining parts of the populations live in the upper flow, in which conditions are not optimal for the life of crayfish (the river of Petrovac, the Lepenica). The populations of crayfish in these parts of the rivers get gradually reduced, the age structure changes in favour of older individuals, and the number of sexually mature females becomes reduced. The changes in sex structure of isolated populations of *A. astacus* were described much earlier: Abrahamson (1966), when studying isolated populations of the river crayfish in the southern part of Sweden, stated that, due to competition, there is an unfavourable ratio of the sexes: 65% ♂♂ to 35% ♀♀.

2. Diseases and parasites in the preceding period and now. — There are no accurate data on the consequences of the epidemic of crayfish plague and/or the epidemics of other diseases, nor on the species of crayfish that are vectors of diseases in the area of Serbia, at least not like the data available for the countries

in Western Europe (Matthews & Reynolds, 1992; Alderman, 1993; Dieguez-Uribeondo & Söderhäll, 1993). The presence of *Branchiobdella astaci* Odier, 1823 (Annelida, Oligochaeta, Branchiobdellida) was noted in crayfish from the Busur reservoir (Serbia), in large numbers, which can have a negative effect on the condition of this population. The expansive spreading of *O. limosus* in the Danube increases the risk of an epidemic of the crayfish plague (Holdich, 2002).

3. General reduction of the water capacity of the rivers (especially small rivers and springs). — This leads to quicker eutrophication and overgrow of the habitats (mass development of macro-vegetation and macro-algae in a river bed), which affects the river crayfish negatively. This phenomenon is especially pronounced in the plain areas of Serbia (Vojvodina and Central Serbia). The work of Lodge & Hill (1994), Nyström et al. (1996), and Nyström & Strand (1996), also indicates a negative effect of the eutrophication of aquatic habitats on the crayfish, in particular through an overdevelopment of the macro-vegetation. According to the results of our research, it can be seen that a presence of macro-vegetation in small water flows up to 20% positively influences the development of populations of crayfish, whereas more than 20% has a mainly negative effect. Apart from the macro-vegetation, it has been shown that a particularly negative influence on the populations of crayfish in the rivers could be established through a mass appearance of thread-algae of the class Cladophora (cf. Simić et al., 2004).

4. Water pollution (saprobity, toxicity, acidification). — The river crayfish can stand moderate water pollution (Gulyás, 1998), whereas it is very sensitive to toxic substances (ECOTOX Database). According to our research, it can be seen that the most numerous populations of this crayfish develop in habitats that are, according to the level of saprobity, oligo-beta-mesosaprobic (the river Zeta) to beta-mesosaprobic (the Busur reservoir, parts of the flows of the Juzna and Zapadna Morava). Füreder et al. (2002) consider that pollution of the water, next to the influence of pesticides, over-fertilization, habitat destruction, eel introduction, and the introduction of American crayfish species, is an important factor in the disappearance of the river crayfish from approx. 50 rivers in the area of South Tirol. The negative influence of pollution affects, according to those authors (Füreder et al., 2002), particularly *Astacus astacus* and *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858).

5. Invasive species and competition. — As a direct competitor to the river crayfish (*A. astacus*) we find *A. leptodactylus*. This phenomenon is, for the waters of Serbia, described in the work of M. S. Karaman (1963), who stated that *A. leptodactylus* as a species with a wide ecological tolerance can hold back the river crayfish when that species reaches its habitats. This proved to be true because, since that time, *A. leptodactylus* had spread along the flow of the river Morava. Hence, nowadays, *A. leptodactylus* is dominant in the better part of the flow of this

central and longest river of Serbia, instead of the previously present population of *A. astacus*. Mixed populations were only found in the lower flow of the Juzna Morava. However, also in those parts where both species were found, only old, grown up specimens are dominant in the populations of the river crayfish, which implies that this population renews only slowly, and the vitality of the population is thus reduced. Apart from the natural spreading of *A. leptodactylus*, this species was introduced in large numbers of reservoirs in the area of Serbia, by stocking the rivers with fish. Studies of Thomas & Romer (2001) of interspecific competition of mixed populations of *Astacus astacus*, *A. leptodactylus*, and *Austropotamobius torrentium* in Lake Ägeri (Switzerland), showed a stronger competition between *A. astacus* and *A. leptodactylus* according to the type of bottom substrate, food, and reproduction relative to *A. torrentium*, whose habitats are mainly in the rocky areas of the lake. Stronger aggression and relatively better adaptive features of *A. leptodactylus* relative to the other species studied probably are the main causes for this phenomenon.

Except for *A. leptodactylus*, fish can also be competitors for the river crayfish. So, during the present study it was found that, in the upper flow of the river Zeta, in the reservoir of Liverovići, after stocking with chubs, *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758) (which species had not inhabited this reservoir before) a sudden reduction of the population of the river crayfish happened, while, at the same time, the remains of crayfish were found in the intestinal tracts of the chubs (Rajković, 2004). Recent studies on the mutual influence of populations of crayfish and fish (Degerman et al., 2007) reveal complex mutual relationships in the sense of predation, competition, and habitat modification. In the studies of Füreder et al. (2002) it is particularly indicated that the eel, *Anquilla anquilla* (Linnaeus, 1758) is an important predator on the crayfish.

6. Overexploitation. — The crayfish, especially *Astacus astacus* and *A. leptodactylus*, are gastronomic specialities in the countries of Western Europe, and for that reason they are an object for catching and/or of growing in astacicultures (Keller & Max, 1998). In the water ecosystems of Serbia, the river crayfish is protected as a natural rarity (Službeni Glasnik RS, br. 50/93 and 93/93), so there is no legal catching or exploitation. The level of illegal catching is not known, but considering the fact that populations are rare, we think that this influence is not very important for the time being. In Montenegro, the river crayfish is not protected by law. The exploitation of *A. astacus* in the basin of the River Zeta is done by firms from Sweden. According to Rajković (2004) and Rajković et al. (2006), the exploitation of *A. astacus* causes serious pressure on the populations, and adequate protection is actually needed.

According to our results, *Austropotamobius torrentium* is under rather low fishing pressure in Serbia as well as in Montenegro, and the species is present in its

historic habitats. This mainly is not the case in the rest of the European countries (Holdich, 2002). In the area of Croatia, according to Maguire & Gottstein-Matočec (2004), *A. torrentium* has been found in significantly less localities compared with the waters of Serbia and Montenegro. According to the results of Füreder & Machino (1999), Vorburger & Ribí (1999), and Füreder et al. (2002), *A. torrentium* is the most sensible to pollution, compared with the other crayfish, so this would be the basic factor of endangerment for this species. However, based on the study of Simić & Simić (1999), the hilly-mountainous rivers of Serbia are mainly within the limits of the I or I-II class quality of the water, so this factor, for the time being, is not a limiting one for the survival of *A. torrentium*. This is a significant fact, because it renders the habitats of this population in the area of Serbia and Montenegro favourable for the existence of vital and stable populations, and thus important for the viability of the species on a global level. Certainly, a danger to the populations of *A. torrentium* could be a disturbance of the structure of the fish community in the upper and middle stretches of the hilly-mountainous rivers. In those stretches of rivers where the spring trout, *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 is reduced or completely disappears, it is replaced by the spring barbel, *Barbus balcanicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002, or the chub, *Squalius cephalus*. In this case, the chub behaves as a predator, especially on the young crayfish, and on older crayfish in periods of environmental change. Apart from fish, native people from the hilly-mountainous areas of Serbia and Montenegro, also mention the increase in numbers of the otter, *Lutra lutra* Linnaeus, 1758 as an important predator on the populations of *Austopotamobius torrentium*.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the Integrated Project ALARM, contract GOCE-CT-2003-506675, the project supported by the Serbian Ministry of Science and Environment Protection (Grant No. 143023).

REFERENCES

- ABRAHAMSON, S. A. A., 1966. Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné. *Oikos*, **17**: 96-107.
- ACKEFORS, H., 1998. The culture and capture of crayfish in Europe. *World Aquaculture*, **29** (2): 18-24, 64-67.
- ALDERMAN, D. J., 1993. Crayfish plague in Britain, the first twelve years. *Freshw. Crayfish*, **9**: 266-272.
- AQEM, 2002. 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).

- BUTLER, M. J. & R. A. STEIN, 1985. An analysis of the mechanisms governing species replacements in crayfish. *Oecologia*, **66**: 167-177.
- CAPELLI, G. M. & B. L. MUNJAL, 1982. Aggressive interactions and resource competition in relation to species displacement among crayfish of the genus *Orconectes*. *Journ. Crust. Biol.*, **2**: 486-492.
- DEGERMAN, E., P. ANDRES NILSSON, P. NYSTRÖM, E. NILSSON & K. OLSSO, 2007. Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? A field survey and prospects. *Environm. Biol. Fish.*, **78**: 231-239.
- DIEGUEZ URIBEONDO, J. & K. SÖDERHALL, 1993. *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquacult. Fish. Manag.*, **24**: 761-765.
- ECOTOX DATABASE, 1995-2000. U.S. EPA. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- FÜREDER, L. & Y. MACHINO, 1999. Past and present crayfish situation in Tirol (Austria and northern Italy). *Freshw. Crayfish*, **12**: 751-764.
- FÜREDER, L., B. OBERKOFER & Y. MACHINO, 2002. Flusskrebse in den Gewässern Südtirols: Verbreitung, ökologische Bedeutung und Gefährdung. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*, **89**: 179-199.
- GHERARDI, F. & D. M. HOLDICH, 1999. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? *Crust. Iss.*, **11**: i-x, 1-299. (A. A. Balkema, Rotterdam).
- GULYÁS, P., 1998. Szaprobiológiai indikátorfajok jegyzéke. *Vízi természet-és környezetvédelem*, **6**. (Kötet, Budapest).
- HARLIOĞLU, M. M., 1999. The efficiency of the Swedish trappy in catching freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* and *Astacus leptodactylus*. *Turkish Journ. Zool.*, **23**: 93-98.
- HOLDICH, D. M., 2002. Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bull. Français Pêche Piscic.*, **367**: 611-650.
- —, 2003. Crayfish in Europe — an overview of taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. In: D. M. HOLDICH & P. J. SIBLEY (eds.), *Management & conservation of crayfish. Proceedings of a conference, Nottingham (November, 2002)*: 17-34. (Environment Agency, Bristol).
- IUCN, 2001. IUCN Red List categories. Version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission Re-introduction Specialist Group. (World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom).
- —, 2006. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org> [Accessed March 2006.]
- JANKOVIĆ, D., J. KRPO, A. HEGEDIŠ & D. ANĐELKOVIĆ, 1987. Osnovni plan za razvoj i unapređenje ribarskog područja "Dunav IVc i V" (1986/90). (Studija Inst. za Biološka Istraživanja "Siniša Stanković", Belgrade).
- JANKOVIĆ, D., V. PUJIN, Z. MITIĆ & D. ANĐELKOVIĆ, 1991. Osnovni plan za razvoj i unapređenje ribarskog područja "Dunav IVc i V" (1991/95). (Biro za Ekologiju i Ribarstvo "Eko-program", Belgrade).
- JANKOVIĆ, D., V. SIMIĆ & D. ANĐELKOVIĆ, 1996. Program unapređenja ribarstva za ribarsko područje NP "Đerdap" (NP Đerdap, Donji Milanovac).
- JARVEKULG, A., 1958. *Joevahk Eestis. Biologia ja Töõnduslik Tähtsus*: 1-186. (Inst. Zool. Bot. Tartu).
- KARAMAN, M. S., 1961. Slatkovodni rakovi Jugoslavije. Publikacije Stručnog udruženja za unapređenje slatkovodnog ribarstva Jugoslavije, **3**: 1-33.
- —, 1962. Ein Beitrag zur Systematik der Astacidae (Decapoda). *Crustaceana*, **3**: 173-191.
- —, 1963. Studie der Astacidae (Crustacea Decapoda) II. Teil. *Hydrobiologia*, **22**: 111-132.
- KARAMAN, S., 1929. Die Potamobiiden Jugoslaviens. *Glasnik Zemaljskog Muzeja u Bosni i Hercegovini*, **41**: 147-150.
- KELLER, M. & M. MAX, 1998. Yields of a 2.000 m² pond, stocked with noble crayfish (*Astacus astacus*), over 6 years. *Freshw. Crayfish*, **12**: 529-534.

- LEGENDRE, L. P. & P. LEGENDRE, 1983. Numerical ecology: 1-385. (Elsevier, Amsterdam).
- LODGE, D. M. & A. H. HILL, 1994. Factors governing species composition, population size and productivity of cool-water crayfishes. *Nordic Journ. freshw. Res.*, **69**: 111-136.
- LODGE, D. M., C. A. TAYLOR, D. M. HOLDICH & J. SKURDAL, 2000. Nonindigenous crayfish threaten North American freshwater biodiversity: nonindigenous species. *Fisheries*, **25** (8): 7-20.
- MAGUIRE, I. & S. GOTTSSTEIN-MATOČEC, 2004. The distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia. *Crustaceana*, **77** (1): 25-47.
- MATTHEWS, M. A. & J. D. REYNOLDS, 1992. Ecological impact of crayfish plague in Ireland. *Hydrobiologia*, **234**: 1-6.
- NYSTRÖM, P., C. BRONMARK & V. GRANIELI, 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshw. Biol.*, **36**: 631-646.
- NYSTRÖM, P. & A. J. STRAND, 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshw. Biol.*, **36**: 673-682.
- PAVLOVIĆ, S., S. MILOŠEVIĆ, V. BORKOVIĆ, V. SIMIĆ, M. PAUNOVIĆ, R. ŽIKIĆ & Z. SAIČIĆ, 2006. A report of *Orconectes (Faxonius) limosus* (Rafinesque, 1971) [Crustacea: Decapoda: Astacidae: Cambaridae: *Orconectes*: subgenus *Faxonius*] in the Serbian part of the river Danube. *Biotechnol. & Biotechnol. Equipm.*, **20**: 53-56.
- PÖCKL, M., 1999. Distribution of crayfish species in Austria with special reference to introduced species. *Freshw. Crayfish*, **12**: 733-750.
- RAJKOVIĆ, M., 2004. Optimalni ekološki uslovi za razvoj riječnog raka (*Astacus astacus* Linné) u vodenim ekosistemima na području gornjeg toka rijeke Zete (Glava Zete). Specijalistički rad, PMF, Kragujevac, 65.
- RAJKOVIĆ, M., V. SIMIĆ & A. PETROVIĆ, 2006. Length-weight gain of European crayfish *Astacus astacus* (L.) in the area of the upper course of the Zeta River, Montenegro. *Arch. biol. Sci., Belgrade*, **58** (4): 233-238.
- SIMIĆ, S., V. SIMIĆ, M. CVIJAN & B. RANKOVIĆ, 2004. Contribution to the knowledge of bioindicating features of some algal species in streams of Serbia. *International Association for Danube Research*, **35**: 355-360.
- SIMIĆ, V., 1996. A study on the Trgoviški Timok — assessment of river conditions by ecological benthic fauna analysis. *Arch. biol. Sci., Belgrade*, **48** (3-4): 101-109.
- SIMIĆ, V. & S. SIMIĆ, 1999. Use of river macrozoobentos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia*, **416**: 51-64.
- SIMIĆ, V., S. SIMIĆ, M. PAUNOVIĆ & P. ČAKIĆ, 2007. Model of the assesment of the critical risk of extinction and the priorities of protection of endangered aquatic species at the national level. *Biodivers. Conserv.*, **16**: 2471-2493.
- SIMIĆ, V., S. SIMIĆ, A. PETROVIĆ, M. PAUNOVIĆ, V. ŠORIĆ & V. DIMITRIJEVIĆ, 2006. Biodiversity of Aquatic Ecosystems of Serbia (BAES ex situ). <http://baes.pmf.kg.ac.yu>
- SOUTY-GROSSET, C., D. M. HOLDICH, P. Y. NOËL, J. D. REYNOLDS & P. HAFFNER (eds.), 2006. Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, **185**. (Patrimoines Naturels, **64**).
- TAUGBØL, T. & J. SKURDAL, 1999. Monitoring of crayfish populations. In: T. TAUGBØL (ed.), Nordic-Baltic workshop on freshwater crayfish research and management: 109-115.
- TAYLOR, C. A., 2002. Taxonomy and conservation of native crayfish stock. In: D. M. HOLDICH (ed.), *Biology of freshwater crayfish*: 236-257. (Blackwell Science, Oxford).
- THOMAS, P. S. & J. ROMER, 2001. Will *Astacus leptodactylus* displace *Astacus astacus* and *Austropotamobius torrentium* in Lake Ägeri, Switzerland? *Aquat. Sci.*, **63**: 477-489.
- UREDBA O ZAŠTITI PRIRODNIH RETKOSTI, 1993. "Službeni glasnik RS", br 50/93 and 93/93.
- VORBURGER, C. & G. RIBI, 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshw. Biol.*, **42**: 111-112.

- — & — —, 1999. *Pacifastacus leniusculus* and *Austropotamobius torrentium* prefer different substrates. *Freshw. Crayfish*, **12**: 696-704.
- WESTMAN, K., M. PURSIAINEN & R. VILKMAN, 1978. A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. *Freshw. Crayfish*, **4**: 235-242.
- ZAIKOV, A. & T. HUBENOVA, 2007. Status of freshwater crayfish in Bulgaria. III International Conference "Fishery", Belgrade, **3**: 243-248.

A NEW RECORD OF *CHOROTERPES PICTETI* (EATON, 1871) [EPHEMEROPTERA: LEPTOPHLEBIIDAE] IN SERBIA

V. Simic¹, M. Paunovic², B. Stojanovic², A. Veljkovic¹
University of Kragujevac, Faculty of Science, Institute of Biology and Ecology, Serbia and Montenegro¹
"Sinisa Stankovic" Institute for Biological Research, Beograd, Serbia and Montenegro²

ABSTRACT

C. picteti is widely distributed species in the Europe, but, due to the stenovalent character of the species, as well as destruction of relevant aquatic habitats, it has been characterized as rare and endangered species. This finding indicates, once again, that Serbian mayfly (Ephemeroptera) fauna is still not completely known and detailed surveys are needed. Serbian streams are renowned for their diverse fauna, although specific knowledge about the taxa inhabiting them is scarce, that include mayfly fauna too. Insect fauna of small streams of mountainous region of Serbia (north from the Danube) are especially diverse and reports of new species for fauna of Serbia are expected. The first record of *Choroterpes picteti* (Eaton, 1871) for Serbia is reported in this research.

Introduction

Serbia represents the less researched area of the Europe in respect of the biodiversity (1), that include inland waters too. Further, a small amount of published information about mayflies (Ephemeroptera) in Serbia is available. Filipovic (2) discussed investigations on mayflies in Serbia up to the eighties, and emphasized that it is insufficiently studied group. Recently, data on Ephemeroptera in Serbia have been published within the frame of studies on the whole macrozoobenthos or within the works concerning environmental quality. Very few authors have examined mayflies as a separate component of aquatic ecosystem as for example Markovic and Tutundzic (3). Thus, serious investigation on mayflies, as well as other aquatic and semi-aquatic invertebrates, should be the priority for the development of theoretical and practical hydrobiological work in our country.

The aim of this paper is to present the

first record of *Choroterpes* (*Choroterpes*) *picteti* (Eaton, 1871) [Ephemeroptera: Leptophlebiidae] for Serbia and contribute to the knowledge on the distribution of this species and mayflies in Europe.

Materials and Methods

The specimen is collected from the River Tvrdanska, left tributary of the Ibar River (South-West, mountainous Part of Serbia).

Sampling site is located at 43°07'29"N and 20°48'45"E, at altitude of about 600 m.a.s.l.

The material is collected by Sürber net (size 0,1 m², mesh size 250 µm) in May 2005. A stretch of 50 m is observed. The stream is 2-2.5 m wide and mean depth of the cross sections is 0.2-0.7 m. The mean current velocity in the period of investigation was 0.9 ms⁻¹, while the pH was 6.6. The substrate of sampling site mainly contained gravel (2-16 mm) and pebbles (16-34 mm), but deposition of fine (grains perceptible by eye; 0.125-0.5 mm) and coarse

sand (0.5-2 mm) has been observed within limited sections of the site (about 25% of investigated sector).

Results and Discussion

One full-grown nymph is observed and stored in the biological material collection of the Institute of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Serbia and Montenegro (identifier 2004-MB-IBTR). Observed specimen fully corresponds to the description of Grandi (4) and Belfiore (5). The body length of the nymph is 7 mm.

C. picteti is stenoeocious species (6) that lives in the streams with moderate current velocity (5). This mayfly is widely distributed in Europe (5). According to Puthz (7) the species is present in Mediterranean area, east and south-east part of Balkan Peninsula, Western and Central Highlands of Europe, the Carpathians, the lowland parts of Europe (lowland along middle Danube, Western, Central and Eastern Plains, Baltic Province) and North Africa. It is also presence in Caucasus area and Caspic depression, as well as within the region of the Small Asia.

C. picteti was recorded more frequently in the areas that were historically only slightly impaired by waste waters from industry or domestic sewage (6). In regard to adjacent areas, it should be mentioned that this mayfly has been reported from Hungary (8), but its occurrence is limited to the Tisza River only (9). *C. picteti* is not frequent and abundant species (5, 6, 8).

The finding of *C. picteti* is meaningful, not only as new species for fauna of Serbia, but as record of rare (6, 8) and endangered species for Europe (10). This finding indicates, once again, that it is necessary to update the knowledge of mayflies in the Serbia and Balkan Peninsula. Serbian Ephemeroptera fauna is still not completely known and additional researches are needed.

Acknowledgements

This work was supported by the Directorate for Environmental Protection of the Ministry of Science and Environmental Protection of the Republic of Serbia (Project "Establishing Typology of Running Waters in Serbia")

REFERENCES

1. **Vasic V., Stevanovic V.** (1995) Naucni, ekonomski i socijalni aspekti ocuvanja biodiverziteta Jugoslavije (Scientific, economic and social aspects of biodiversity preservation in Yugoslavia). In: Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od medjunarodnog znacaja (V. Stevanovic, V. Vasic, Eds.), Faculty of Biology University of Belgrade & Ecilibri: Beograd, Serbia and Montenegro, 11-18.
2. **Filipovic D.** (1979) Biogeographical and faunistic notes on mayflies (Ephemeroptera) of SR Serbia. Proceedings of the 2nd International Conference on Ephemeroptera, 211-219.
3. **Markovic Z., Mitrovic-Tutundzic V.** (1997) Fauna efemeroptera izvornog regiona reke Dabusi. "Nasa ekoloska istina", V Naucno-strucni skup o prirodnim vrednostima i zastiti zivotne sredine, Conference Proceedings, 294-298. [Fauna Ephemeroptera of the River Dabusnica spring region].
4. **Grandi M.** (1960) Fauna D' Italia - Ephemeroidea. Edizioni Calderini, Bologna, p. 474.
5. **Belfiore{ XE "B e l f i o r e " } C.** (1983) Efemeroteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane. Consiglio Nazionale Delle Ricerche: Verona, p. 113.
6. **Haynbach A., Schleuter M., Tittizer T.** (2003) Current distribution of mayflies (Insecta: Ephemeroptera) in German Federal Waterways. In: Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera. (E. Gaino E., Ed.), University of Perugia, Perugia, Italy, 313-316.
7. **Puthz{ XE "P u t h z " } V.** (1978) Ephemeroptera. In: Limnofauna Europaea. (J. Illies, Ed.), Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 256-263.
8. **Kovacs T., Ambrus A., Bankuti K.** (1999) Folia Historico Naturalia Musei Matraensis, **23**,157-170.
9. **Kovacs T., Juhacz P., Turcsanyi I.** (2001) Folia Historico Naturalia Musei Matraensis, **25**, 135-143.
10. **Malzacher P., Jacob U., Haybach A., Reusch H.** (1998) Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, **55**, 264-267.

DISTRIBUTION OF NON-INDIGENOUS TUBIFICID WORM *BRANCHIURA SOWERBYI* (BEDDARD, 1892) IN SERBIA

M. Paunovic¹, B. Miljanovic², V. Simic³, P. Cakic¹, V. Djikanovic¹, D. Jakovcev-Todorovic¹, B. Stojanovic¹, A. Veljkovic³

“Sinisa Stankovic” Institute for Biological Research, Belgrade, Serbia and Montenegro¹
University of Novi Sad, Faculty of Science, Department of Biology, Serbia and Montenegro²
University of Kragujevac, Faculty of Science, Institute of Biology and Ecology, Serbia and Montenegro³

ABSTRACT

Recently, dispersion of invasive species became an important theme, since the man-aided outspread of the organisms was recognized as one of the major threats to the biodiversity. Aquatic biotopes are, due to its unique features, among the most disposed ecosystems to this kind of disturbance. Non-indigenous species of different origin were found among plants, vertebrates and invertebrates. Aquatic worm *Branchiura sowerbyi* (Beddard 1892) is obvious example of human induced dispersal of invertebrates. The aim of the study was to contribute to the cognition of the current distribution of this invasive species and to point up, once again, the risk of devastation of aquatic ecosystems caused by distribution of alien species. *B. sowerbyi* was for the first time observed in Serbia in 1972 in fish pond in Vojvodina. Since that time the worm spread its areal and now it could be found in a lot of ponds, channels, reservoirs and lowland rivers in Serbia. According to our results *B. sowerbyi* has been well adapted in artificial and modified water bodies in Serbia.

Introduction

During the last century, there is increasing cognizance in relation to the human-aided dispersal of species beyond their natural range of distribution. Alien plants and animals became one of the major threats to the aquatic ecosystems (1). Ballast water of ships, plant cultivation and fish farms were pointed as prospective agents of dispersal of aquatic organisms (2, 3, 4, 5), as well as unprofessional fish stocking for recreational fishery.

The establishment and consequences of introduced species has been object of a discussion in a lot of studies (6), but we are still not able to predict outcome of the introduction of particular species, as well as the impact of invasions in general to spe-

cific ecosystem. Therefore, every finding of non-indigenous species and effort to understand the way of transport, introduction, establishment and spread of species, or a group of species of the same origin, is valuable in the process of defining of predictable models, as well as an attempt to warn to the problem of endangerment of native biodiversity caused by invaders. In that regard, the aim of this paper is to present current distribution of *Branchiura sowerbyi* (Beddard 1892) in Serbian waters, to point up to its the progressive dispersal, and to try to contribute to the recognition of vectors of introduction and ways dispersal, as well as cause of successful adaptation.

B. sowerbyi originates from tropics (7).

The worm lives with its heads buried in the sediment, whilst the tails wave actively in water layer above the bottom. It is conveyor-belt feeder that mixes sediments (8). Potentially, it can have a large impact on the recipient environment since it is characterized by high adaptability to local conditions (9). *B. sowerbyi* is a thermal water species, with huge ability of adaptation. It is typical for waters with current velocity under 0.5 ms^{-1} (10).

Recently, the growing colonization of allochthonous organisms in the Serbian waters was observed. Non-indigenous species were found among plants (11), vertebrates (12, 13, 14, 15) and invertebrates (16, 17, 10, 18, 19, 5). The invasive species of different origin were detected. Thus, five fish (13) and one Decapoda species (*Eriocheir sinensis* – 5) that originate from East Asia were observed in the Danube River. Further, five invasive fish taxa introduced from North America were found in ichthyofauna of Serbia (13). Ponto-Caspian invaders represent particular threat to aquatic ecosystems in Serbia - five Ponto-Caspian gobiids (Gobiidae) were found in the Serbian stretch of the Danube River (12, 13). *Hypania invalida* (Polychaeta) is also a Ponto-Caspian invaders that was frequently observed in the Danube River after damming the river (17, 19). Among invertebrates, aquatic worm *Branchiura sowerbyi* (Beddard) is obvious example of anthropogenic introduction and progressive dispersal. This worm was recorded for the first time in Europe, in botanical garden in London, 1892 and it seems that this introduction could be connected with transport of plants from one part of the world to another. Later, *B. sowerbyi* was found in other parts of the Europe. It was recorded (literature review 20) in Germany, France, Ireland, Belgium, Italy, Switzerland, Czech Republic and Rumania. This invasive species was also found in Slovakia, in three water bodies belonging to the Tisza river basin (21), as well as in the River Struma

in Bulgaria (22).

Materials and Methods

The study is based on long-time investigations of Oligochaeta fauna in Serbia, from 1982 up to now. Database on Aquatic Ecosystem Diversity in Serbia (23), developed on Faculty of Science, University of Kragujevac, Serbia and Montenegro, has been used to obtain relevant data, thus covering whole territory of Serbia (Fig. 1). The most intensive investigations was performed in period 1995-2004, covering the Danube, the Tisza, the Sava, the Kolubara, the Velika Morava, the Juzna Morava the Zapadna Morava the Ibar, the Nisava, the Mlava and the Timok catchments areas (Fig. 1). The study comprehends samples from 311 sampling sites. The investigation was performed at main watercourses, as well as at tributaries and Reservoirs in the region, mostly in periods of high (April-July) and low water conditions (September and November). A total of 380 findings of *B. sowerbyi* in Serbian waters were taken into the consideration with the aim to observe distribution of this aquatic worm. In addition, data from two international expeditions on the Danube River that are stored in database of International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna (24) were used in order to maintain the distribution *B. sowerbyi* along Serbian stretch of the Danube River.

Results presented in this study have been based on material collected by Hydraulic Polyp Grab, FBA hand net (mesh size 950 and 500 μm), benthological dredge (mesh size 250 μm), Ekman-type grab (225 cm^2) and Van Veen grab (270 cm^2).

Results and Discussion

Current distribution of *B. sowerbyi* in Serbia is presented at Fig. 1.

B. sowerbyi was for the first time observed in Serbia in 1972 (16) in fish pound near Futog (Fig. 1, site 1). Since that time, the worm rapidly spreads it's areal, and

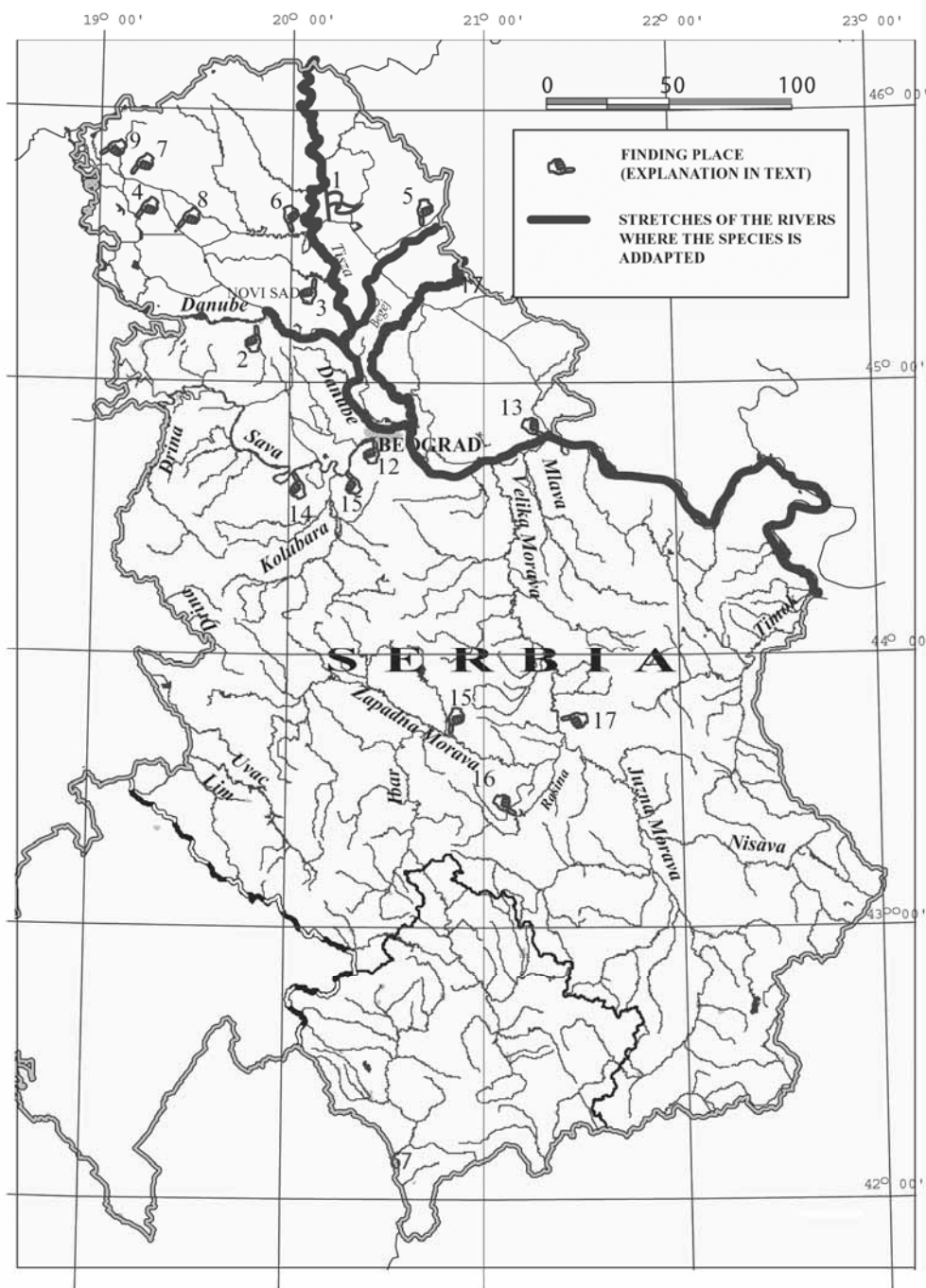


Fig. 1. Distribution of *Branchiura sowerbyi* in Serbia.

now it could be found in a lot of ponds, channels, reservoirs and some potamon-type rivers in Serbia (Fig. 1). Initial introduction of this worm could be connected with import of fish for fish farming.

The dispersal of *B. sowerbyi*, after initial introduction and population establishment, has been rapid. The worm has been found in period 1972-1977 in fish ponds Becej (4.6-22.0% of total density of Oligochaeta) and Jegricka, (9.3-14.2% of total density of Oligochaeta) Vojvodina (Fig. 1, sites 2, 3) (25). Soon after the first finding, in period 1977-1981, dense populations of *B. sowerbyi* were observed in a several artificial, slow-running, channels in Vojvodina (up to 52.2% of total density of Oligochaeta), which are the part of artificial, multipurpose channel system Danube-Tisza-Danube (DTD). (Fig. 1, sites 4, 5, 6, 7, 8, 9) (10). During eighties *B. sowerbyi* spread its areal and became frequent and abundant inhabitant of soft-bottom habitats in some large lowland rivers in Serbia. It has been found along entire Serbian sector of the Tisza River (up to 7.26% of total macrozoobenthos and up to 36.00% of Oligochaeta community) and Tamis River - Fig. 1 bold line (23). *B. sowerbyi* was observed in the Sava River (Fig. 1, sites 10, 11) (26), as well as in the artificial Lake Sava (Fig. 1, site 12) (27), ex side arm of the Sava River that was isolated from the main course by the dam, and nowadays it is used as bathing water.

B. sowerbyi was also found in the Velika Morava Basin (23) (Fig. 1, sites 15, 16 and 17), but with lower population density (up to 5 % of population).

According to the way of dispersal of *B. sowerbyi* in Serbian waters, fast spreading is enabled by the presence of artificial channel network DTD.

B. sowerbyi was for the first time recorded 1979 in Serbian sector of Danube River (Fig. 1, site 13) near Banatska Palanka (28). Up to know, this aquatic worm has been observed in the main chan-

nel of the Danube River within the sector from Novi Sad, (1255 km) to Radujevac/Srbovo (849 km) (Fig 1, bold line; up to 56.00 % of the total macrozoobenthos community and up to 76.00 % of Oligochaeta community).

B. sowerbyi was not found in the main channel of the Danube River upstream Novi Sad (23, 24), although its presence is expected due to the fact that it has been observed in upstream tributaries of the Hungarian stretch of the Danube River, near to the mouth into the Danube - the Sio River, empties into the Danube at 1497 and the Tas River that tribute into the Danube at 1568 km (24). *B. sowerbyi* has not been observed (24) during AquaTerra Danube Survey (Danube key study within the AquaTerra project - EU 6th Framework Program, No. N°505428) that was performed at the stretch between Vienna (1942 km) and Calafat (795 km).

B. sowerbyi has been found mainly within artificial and modified waters in Serbia. Thus, the worm has been observed in the main channel of the Danube River in the sector of altered hydrological regime. Due to the dam construction on the Danube near Sip (943 km), 1973, a large Reservoir Djerdap (Iron Gate), was formed. Reservoir is 100 km in length, extends from the dam to Golubac (1040 km). After damming of the Danube, flow rate is slowed far upstream, up to Slankamen (1215 km). The area where back-water effect has been observed is correlated with dispersion and adaptation of *B. sowerbyi* in the main channel of the Danube River. Further, Serbian part of the Tisza River, is influenced by the dam near Novi Becej - 63 km of the watercourse (Fig. 1). The Tamis and the Becej Rivers are also heavily modified water bodies with changed hydrological conditions (29).

Although the Sava River has been classified as heavily modified water body (30), the hydrological regime has not been such altered in compare with the Danube stretch

downstream Novi Sad (Fig. 1), as well as in compare with the Tisza, the Begej and the Tamis Rivers (29). In the case of the Sava River *B. sowerbyi* has been found at two sites (Fig. 1, sites 11, 12), but with lower population density (up to 7 % of the macrozoobenthos community). Scattered distribution of *B. sowerbyi* within the Velika Morava Basin (Fig. 1, sites 15, 16 and 17) could be also explained by existence of stretches with temperate hydrological modification (29) which are not suitable for accommodation of this invasive species.

It could be assumed that, due to the considerable distance in regard to other sites, *B. sowerbyi* spread its areal to Celije Reservoir (Fig. 1, site 16) due to the new introduction related to transplanting of fish for stocking or dissemination by birds by way of excrements.

Nedeljkovic (17) discussed changes in invertebrate community in period 1971-1977, after damming the Danube. He emphasized that changes in hydrological conditions provoked alters in density and biomass of benthic invertebrates, as well as appearance of non-indigenous species *Hypania invalida* (Polychaeta). Further, Martinovic-Vitanovic et al. (31) pointed up changes in benthic community of the Danube River in Belgrade Region (1190-1124 km) in relation to altered hydrological regime.

Our study, as well as prior discussions on response of aquatic fauna to alternation of hydrological conditions (17, 32, 31, 13, 26), indicates that hydrological alternations favour the dispersal of non-indigenous species, as it is the case with *B. sowerbyi*. *B. sowerbyi* is typical inhabitant of slow waters with intensive sedimentation (10), so conditions that have been created after the regulation of particular rivers in Serbia contribute to the successful adaptation of the worm.

Successful adaptation of *B. sowerbyi* to silt-clay dominated aquatic habitats in Ser-

bia could be connected to its morphological adaptations. Genus *Branchiura* is unique among aquatic worms by dorsal and ventral gill filaments on the segments beyond 30 that provide high adaptability to the environment with low concentration of oxygen (33). According to Carroll and Dorris (9) *B. sowerbyi* is a thermal water species, with huge ability of adaptation to the local environmental conditions.

Further, it should be underlined that *B. sowerbyi* is an alternate host for some fish parasites - *Thelohanellus nikolskii*, *T. hovorkai* and *Sphaerospora renicola* (34). In this direction, spreading of *B. sowerbyi* could, indirectly, cause reduction of fish abundance and could be reason for damage to the local fisheries.

Conclusions

Aquatic worm *B. sowerbyi* is obvious example of anthropogenic introduction and fast dispersal of invertebrates. Introduction of this worm in Europe could be connected with transport of plants from one part of the world to another. Initial introduction of *B. sowerbyi* in Serbia could be linked with the import of fish for fish farming. Further rapid dispersal and population establishment of this exotic species is connected to artificial water bodies and regulated rivers and it could be found in a lot of ponds, channels, reservoirs and lowland rivers in Serbia. Spreading has been accelerated by presence of artificial canal network DTD. The population establishment is encouraged by alternation of hydrological conditions in potamon-type rivers in Serbia. Spreading of *B. sowerbyi* on some waters that are isolated from other finding sites (Celije Reservoir, Fig. 1, site 16), by distance and existence of river stretches that are not suitable for accommodation of this species, could be explained as new introduction related to transplanting of fish for stocking, or by dissemination of cocoons by bird excrements.

Due to the fast dispersal and success in

adaptation that was underlined in our work, *B. sowerbyi* could be characterized as invasive species. According to presented results, further monitoring of distribution, population dynamics and possible effects to aquatic ecosystems is needed. Presence of this species could disturb relations within benthic community and, consequently, could have influence to the aquatic ecosystem food chain. In addition, *B. sowerbyi* is an alternate host for some fish parasites - *Thelohanellus nikolskii*, *T. hovorkai* and *Sphaerospora renicola* (34). In this direction, spreading of *B. sowerbyi* could, indirectly, cause reduction of fish abundance and could be reason for damage to the local fisheries.

Acknowledgements

The authors are grateful to General Secretariat of ICPDR (International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna) for the use of ICPDR Database. We would like to thank to the colleagues from the Faculty of Science, University of Kragujevac, Serbia and Montenegro for providing data from Database on Aquatic Ecosystem Diversity in Serbia (AEDSer).

REFERENCES

1. Mack R.N., Simberloff C.D., Lonsdale M.W., Evans H., Clout M., Bazzaz F. (2000) Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Issues in Ecology*, 5, Ecological Society of America, Washington, p. 20.
2. Grigorovich I.A., Colautti R.I., Mills E.L., Holeck K., Ballert A.G., MacIsaac H.J. (2003) *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 60(6), 740-756.
3. Cohen A.N. (1998) Ships' Ballast Water and the Introduction of Exotic Organisms into the San Francisco Estuary: Current Status of the Problem and Options for Management. San Francisco Estuary Institute, Richmond CA, p. 90.
4. Hopkins C.C.E. (2001) A Review of Introduction and Transfers of Alien Marine Species to the North Sea Area, A Report for the Norwegian Ministry of the Environment, Aqua Marine Advisers, p. 96.
5. Paunovic M., Cakic P., Hegedis A., Kolarevic J., Lenhardt M. (2004) *Hydrobiologia*, 529, 275-277.
6. Kolar C.S., Lodge D.M. (2001) *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 199-204.
7. Timm T. (1980) Distribution of aquatic oligochaetes. In: *Aquatic Oligochaete Biology* (R.O. Brinkhurst, D.G. Cook, Eds.), Plenum Press, New York and London, 55-77.
8. Matisoff G., Wang X., McCall P.L. (1999) *J. Great Lakes Res.*, 25(1), 205-219.
9. Carroll J., Dorris T. (1972) *Amer. Midl. Nat.*, 87, 418-442.
10. Djukic N. (1983) Prilog proucavanju zastupljenosti vrste *B. sowerbyi* Beddard (1892). II Simpozijum o fauni SR Srbije, Zbornik radova, Beograd, 63-66.
11. Stevanovic V., Sinzar-Sekulic J., Stevanovic B. (2004) Expansion of the adventive species *Paspalum paspaloides* (Michx) Schribner, *Echinochloa oryzoides* (Ard.) Fritsch and *Cyperus strigosus* L. in the Yugoslav part of the Danube Reservoir (rkm 1090-1075). *Proceedings 35th IAD Conference*, Limnological reports, Novi Sad, Serbia and Montenegro, 399-406.
12. Simonovic P., Valkovic B., Paunovic M. (1998) *Folia Zool.*, 47(4), 305-312.
13. Simonovic P., Paunovic M., Popovic S. (2001) *J. Great Lakes Res.*, 27(3), 281-289.
14. Cakic P., Petrovic Z., Paunovic M. (1996) Unsere Brutbefunde von hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1884) im Hauptgerinne der Donau bei Beograd (Jugoslawien). 31. Konferenz der IAD, Baja_Ungarn 1996, Wissenschaftliche Referate, 315-318.
15. Cakic P., Lenhardt M., Kolarevic J., Mickovic B., Hegedis A. (2004) *Journal of Fish Biology*, 65, 1431-1434.
16. Pujin V., Djukic N. (1978) Nalazi *Branchiura sowerbyi* Beddard (1892) (Oligochaeta) u nekim vodama Vojvodine. *Biosistematika* 4, 1, 109-113, 198. [Findings of *Branchiura sowerbyi* Beddard (1892) (Oligochaeta) in some waters in Vojvodina].
17. Nedeljkovic R. (1979) Zoobentos Dunava u godinama posle izgradnje brane u Djerdapu. II Kongres ekologe Jugoslavije, Zbornik radova: 1881-1888. [Zoobentos of the Danube in period after the Djerdap dam construction].
18. Djukic N., Karaman S. (1994) Qualitative and quantitative structure of the bottom fauna with a special reference to the oligochaeta community. In: *The Danube in Yugoslavia – contamination, protection and exploitation*. (D. Jankovic, M. Jovicic, Eds.) *Publs. Institute for Biolo. Research "S.Stankovic"* Institute for Development of Water resources

-
- “J.Cerni” Commission of the European Communities, Brussels, Belgium, Belgrade, 124-130.
19. **Djukic N., Miljanovic B., Pujin V., Teodorovic I.** (2000) Internat. Assoc. Danube Res., **33**, 219-220.
 20. **Tobias W.** (1972) Ist der Schlammröhrenwurm *Branchiura sowerbyi* Beddard 1892 (*Oligochaeta: Tubificidae*) ein tropischer Einwanderer im Untermain – Natur und Museum, 102 (3), 1-3.
 21. **Sporka F.** (1982) Vest. Cs. Spolec. Zool., **46**, 113-116.
 22. **Uzunov J.** (1976) Hydrobiology, **4**, 71-75.
 23. **AEDSer.** Database on Aquatic Ecosystem Diversity in Serbia. Faculty of Science, University of Kragujevac, Serbia and Montenegro (Simic@knez.uis.kg.ac.yu)
 24. **JDS-ADS Database.** Joint Danube Survey and AQUATERRA Danube Survey Databases. ICPDR (International Commission for the Protection of the Danube River), Vienna. www.icpdr.org
 25. **Djukic N., Mestrov M.** (1983) Dinamika brojnosti Oligochaeta i njihovo ucesce u bioprodukciji nekih vodenih ekosistema u Vojvodini. Matica Srpska, Zbornik za prirodne nauke, **65**, 101-130.
 26. **Paunovic M.** (2004) Qualitative composition of the macroinvertebrates communities in the Serbian sector of the Sava River. Proceedings 35th IAD Conference, Limnological Reports, Novi Sad, Serbia and Montenegro, 349-354.
 27. **Jakovcev D.** (1989) Biosistematika, **15**(1), 41-47.
 28. **Djukic N., Maletin S., Tepavcevic D., Miljanovic B., Ivanc A.** (1997) Ekologija, **32**(2), 31-36.
 29. **Gavrilovic Lj., Djukic D.** (2002) Reke Srbije. Zavod za udzbenike i nastavna sredstva, Beograd. p. 264. [The Rivers in Serbia]
 30. **SCG ICPDR National Report** (2004) National Report of Serbia and Montenegro – ICPDR Roof Report, Part B. www.icpdr.org
 31. **Martinovic-Vitanovic V., Kalafatic V., Martinovic J.M., Paunovic M., Jakovcev D.** (1999) Special issues of the Macedonian Ecological Society, **5**, 504-516.
 32. **Simic V., Ostojic A., Simic S., Jankovic D.** (1997) Ekologija, **32**(2), 65-80.
 33. **Chekanovskaya O.V.** (1962) Vodnye malo-schetinkovye chervil fauny SSSR. In: Opredeliteli po faune SSSR 78. Izdatelstvo Akademii nauk SSSR, Moskva, Leningrad, p. 411.
 34. **Molnar K., Mansy A.El., Szekely Cs., Baska F.** (1999) Folia Parasitologica, **46**, 15-21.

Biodiversity & Ecosystems

A NEW RECORDS OF *EPEORUS YUGOSLAVICUS* (ŠAMAL, 1935) [EPHEMEROPTERA] IN SERBIA AND MONTENEGRO

A. Petrovic¹, V. Simic¹, M. Paunovic², B. Stojanovic²
University of Kragujevac, Faculty of Science, Institute of Biology and Ecology, Kragujevac,
Serbia and Montenegro¹
«Sinisa Stankovic» Institute for Biological Research, Beograd, Serbia and Montenegro²

ABSTRACT

During hydrobiological investigations of diversity of rivers and brooks of Serbia and Montenegro, new records of Ephemeroptera species, Epeorus yougoslavicus (12) was ascertained, in period from 2000 to 2005 years. The find of this species, except that it enriches diversity of Ephemeroptera fauna of Serbia and Montenegro, is also important for knowledge of distributions of this species. New biotopes of this species in Gobeljska River on Kopaonik Mountain represents the most northward border of its areal, known until now. On all biotopes where it was found in Serbia and Montenegro, the species occurs in very rare populations, that is a case and with its other until now known finds on Balkan and Apennine peninsula. Small populations and mutually isolated bitope can be taken as parameters on which this species can be consider as endangered for territory of Serbia and Montenegro.

Introduction

During long-year investigations of aquatic ecosystems of Serbia and Montenegro and with aim of identification of rare and endangered taxons of macroinvertebrates, the new find of Ephemeroptera species was ascertained, previously known under the name *Iron yougoslavicus* and now under the present accepted name *Epeorus yougoslavicus*. The find of this species is new for Ephemeroptera fauna of Serbia and Montenegro, and it is stated on two localities in basin of South and West Morava river (Serbia) and one locality in upper course of Moraca river (Montenegro).

Until now, the species was known from mountain streams of Macedonia (12, 5), Bosnia and Herzegovina (10), Greece (8), Bulgaria (11), south and south-east part of Italia and Sicilia (1).

On all mentioned previous occurrences on territory of Balkan and Apennine penin-

sula, the species was ascertained in mountain area in upper courses of rivers and streams. Beside that, on all occurrences, populations of this species are small in number and were recorded on mutually distant localities, so this species can be consider as rare, but because of its stenivalent as endangered, also.

Materials and Methods

In period from 2000 to 2005 years, complete investigations of diversity of aquatic ecosystems of Serbia were performed, in scope of project „*Ex-situ* protection of aquatic ecosystem biodiversity of Serbia“. This project also, included formation of data base about biodiversity of land waters of Serbia, so that data about 916 aquatic residences of all types of land waters are included. It was recorded and described 1190 taxons of macroinvertebrates in period from 1873 to 2005 years. In Ephemero-

TABLE 1

Lenght body of larvae: *Epeorus yougoslavicus* (out of cerc) from Serbia and Montenegro river

Body size (mm)	Serbia			Montenegro
	Masurička river 13.07.2003	Masurička river 20.08.2005.	Gobeljska river 12.08.2005.	Morača river
	8.7	7.1	8.86 / 7.8 / 8.1	8,1

ptera group, 97 species were identified.

Sampling was done by benthic net according to Surbrer, in time interval of 5 minutes. Material was fixed in 4% formaldehyde. Identified specimens were compared with collection of Museum of Nature in Skopje and determined on the base of descriptions which were done by Šamal (12) and Ikonov (5, 6).

Material from rivers of Montenegro was collected by collaborators of Faculty of Science, Department of biology in Podgorica. Determined material was stored and it is now in collection of Faculty of Science in Kragujevac, under the code AK-111.

Results and Discussion

First find of larvae of species *Epeorus yougoslavicus* on territory of Serbia was recorded on locality of upper course of Masuricka river (42° 36.170' N; 22° 14.561' E), in 13th July 2003. There was found only one larvae of *Epeorus yougoslavicus* (12). On the same locality was found just one more larvae, in 20th August 2005.

Except locality on Masuricka river, three larvae of this species were found during investigations of running waters of NP Kopaonik in upper course of Gobeljska River (43° 23.037' N; 20° 47.397' E), in 12th august 2005 year.

From collected material on territory of Montenegro, from localities of upper course of Morača river, only one larvae of this species was found. (N ?; E ?)

Dimensions of found bodies and determined larvae of species *Epeorus yougoslavicus* are presented in **Table 1**.

Lenght of cerci of larvae of *Epeorus yougoslavicus* (12) that was found in Gobeljska river is 12.1 mm, while at rest specimens cerci were more or less

damaged during preparation. Adult forms of species *Epeorus yougoslavicus* (12) were not recorded at investigated localities.

Under data represented of Table 1. to see dimensions of larvae body small at larvae represented in Macedonia (13). However, all other characteristics of larvae, such as: form and size of head, "film" of filament on front side of head shield, form of prothorax, characteristic distribution of hairs on cerci, morphology of mandible, maxilla with maxilar palp and specially morphology of gills, correspond to description that was given by mentioned authors.

Abiotic characteristics of biotopes of species *Epeorus yougoslavicus* (12) on territory of Serbia and Montenegro are presented in **Table 2**.

The species *Epeorus yougoslavicus* (12) was first described by Šamal (12, 13) on the base of caught larvae and adults in streams of upper course of river at Corab mountain (Macedonia). Šamal described this species as new for science and under the name *Iron jugoslavicus*, which is the first original name of this new species of Ephemeroptera. Ikonov (5, 7) has recorded new finds of species *Iron jugoslavicus* for territory of Macedonia, primarily in mountain areas of Šar mountain (altitude above 1200m), but in upper course of Vardar and Crni Drim. Vidinova (11) quoted finds of this species for mountain areas of Vitosa, Rila, Pirina and mid parts of Stara planina, in study of insect diversity of Bulgaria. The same author this species considers very rare and endemic, for Bulgaria, as well as for Balkan Peninsula. During expedition through Albania, from collected material, Puthz (8, 9) has recorded finds of this species for territory of Greece, but he put it in genus

TABLE 2

Abiotic characteristics of biotopes of species *Epeorus yougoslavicus* (Šamal, 1935) (Serbia and Montenegro)

Parameters / Biotopes	Masurička river		Gobeljska river	Morača river
	13.07.2003.	20.08.2005	12.08.2005.	
Altitude sea-level (m)	1050		1300	1400
Width river (m)	4		5	3
Depth river (m)	0.1-0.60		0.15-0.40	0.20 – 0,60
Velocity (m/s)	1,6		1,5	1,9
Bottom characteristics (%)	rock- 50 stone – 40 others - 10		rock- 70 stone – 20 others - 10	rock- 70 stone – 25 others - 5
Temperature (°C)	15.2	13.9	15.1	13,6
pH value	7.2	7.01	7.54	7,43
Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$)	60	77	130	90
Oxygen (mg/l)	8.14	11.6	9.94	11,6
Oxygen (%)	95.8	98.8	102.8	100.7

Epeorus. Also, Baurenfeind (4) quotes finds of species *Epeorus yougoslavicus* for territory of Greece. Tanasijević (10) has reported finds of larvae and subimage of species *Epeorus yougoslavicus* in upper course of Neretva river (Bosnia and Herzegovina). Braasch (1) and Belfiore (3) has identified species *Iron yougoslavicus* in mountain streams of south Italia and Sicilia, and by that extends its area of diffusion and out Balkan peninsula. For area of south Italia and Sicilia, Belfiore & Antonio (2) in list of species also, quote finds of larvae of imaga of *Epeorus yougoslavicus*, in biogeographical study of Ephemeroptera.

From given review, it can be seen that some authors align Ephemeroptera species *Epeorus yougoslavicus* taxonomically different, with respect to belonging to corresponding genus. At first, species was described in genus *Iron*, but according to most authors its present taxonomic state is in genus *Epeorus*. Under the taxonomic nomenclature species *Epeorus yougoslavicus* was included in data base Fauna of Europe (www.faunaeur.org), with annotation that it was at first described in genus *Iron*.

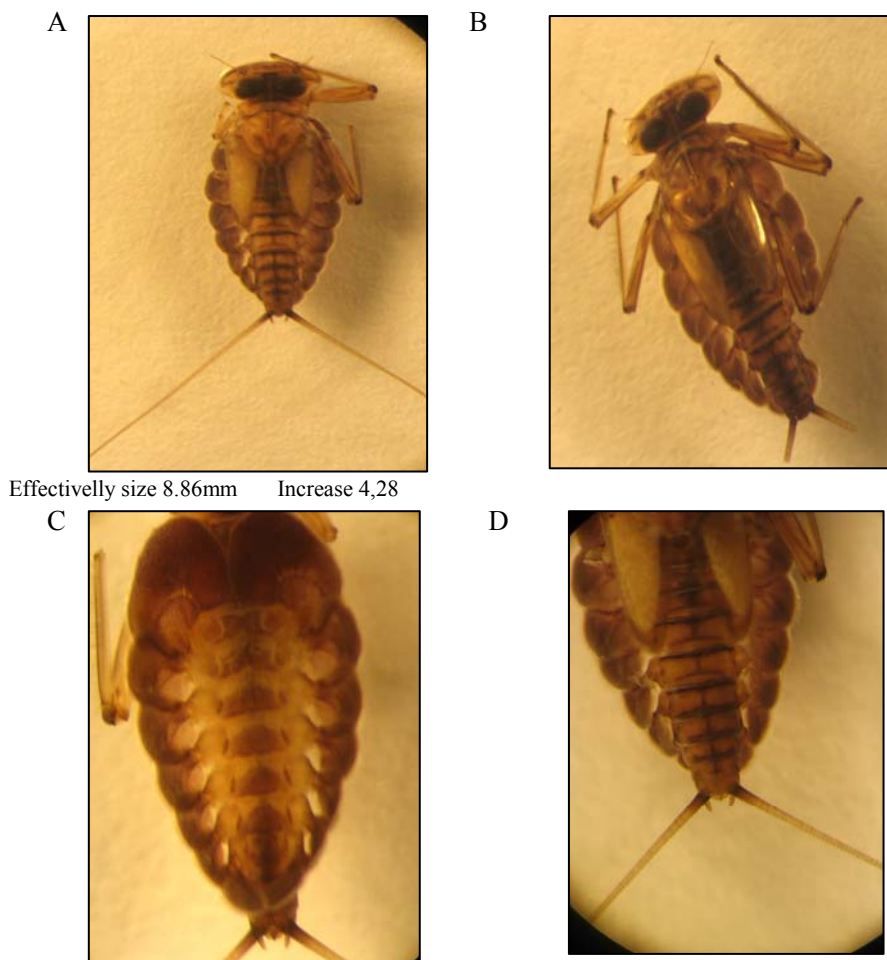
In the data base – Fauna of Europe – distribution of species *Epeorus yougoslavicus* is quoted, where also territory of Serbia

and Montenegro is mentioned, but about that there was not any written evidence until to results of this study. New data about finds of this species for Serbia and Montenegro extend its areal of diffusion on Balkan Peninsula, and at the same time, its new biotope in Gobeljska River on Kopaonik Mountain is its endmost north-west border of distribution that is known until now (Fig. 2).

According to already mentioned investigations (12, 7, 8, 1) species *Epeorus yougoslavicus* (12) is classified in stenovalent forms, before all in respect to temperature, oxygen and speed of water stream, that is confirmed on the base of our investigation, too (Table 2).

The finds of this species in waters of Serbia and Montenegro (Masurička river, Gobeljska river, Morača river) confirm states that it populates area of upper and mid ritron, and on the altitude from 1000 to 1500m (Table 2).

State of population of *Epeorus yougoslavicus* (12) in waters of Serbia and Montenegro generally corresponds to state of populations from other territory (Bulgaria, Greece, Macedonia, Italia, Sicilia). The investigations have showed that this species also occurs rarely and occasionally in our



Effectively size 8.86mm Increase 4,28

Fig. 1. *Epeorus yougoslavicus* (12), larva: A, B – dorsal view; C,D- ventral view. (exemplars from Gobeljska river, National Park Kopaonik).

waters, and that the areas of rivers where it occurs are relatively small and limited.

On the base of present results, and before all because of small number populations and relatively mutually distant and isolated biotopes, as well as stenovalent (7), this species can be considered endangered for territory of Serbia and Montenegro. Detailed investigations of populations of the species in the waters of Serbia and Montenegro will indicate on category of endangering, and by that on corresponding measures of protection.

Acknowledgements

This work was supported by the Directorate for Environmental Protection of the Ministry of Science and Environmental Protection of the Republic of Serbia (Project “ Ex situ protection of biodiversity of aquatic ecosystems of Serbia). The authors gratefully acknowledgements the valuable support by the Museum for Natural History Skopje, and Phd. Vladimir Krpac. We would like to thanks to the colleagues from the Faculty of Science, University of Podgorica , for material of bottom fauna.

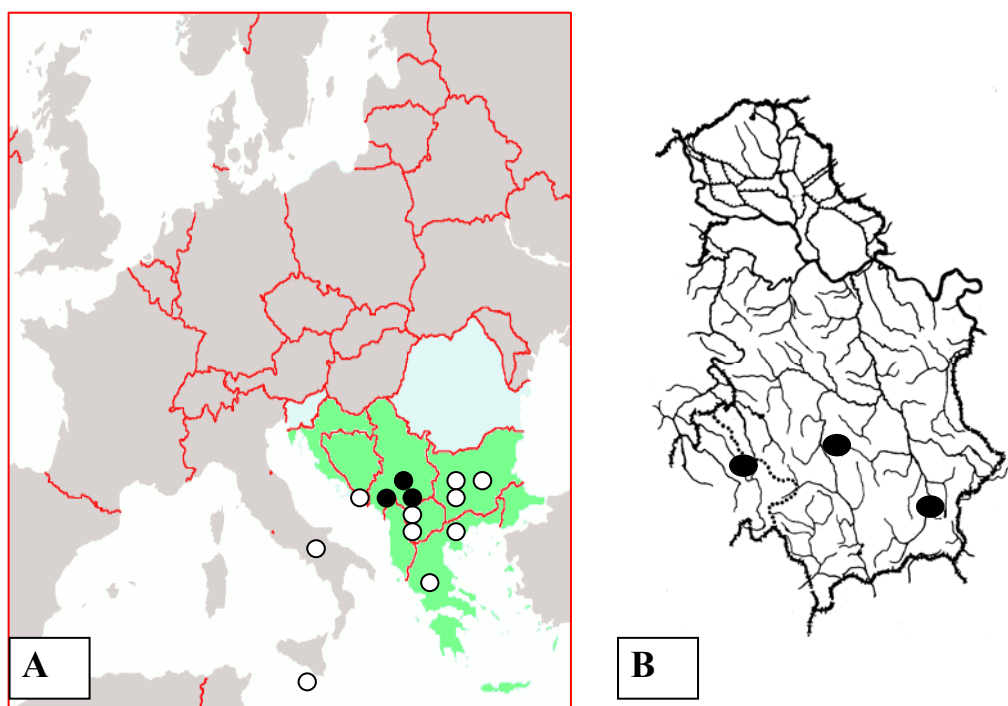


Fig. 2. Distribution *Epeorus yougoslavicus* (12). A – Europe, B- Serbia and Montenegro.
 ○ know records, *Epeorus yougoslavicus*; ● new records, *Epeorus yougoslavicus*.

REFERENCES

1. **Braasch D.** (1980) Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **8**, p. 81.
2. **Belfiore C., D' Antonio C.** (1991) Faunistic, taxonomic, and biogeographical studies of Ephemeroptera from southern Italy. S. 253-261. In: Overview and Strategies of Ephemeroptera and Alba- tercedor, (A.S. Ortega, Ed.), Sandhill Crane Press, Inc., Gainesville.
3. **Belfiore C.** (1986) Aquatic Insects, **8(4)**, 191-195.
4. **Bauernfeind E.** (2003). The mayflies of Greece (Insecta: Ephemeroptera) – A provisional check-list. Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera 2003, (E. Gaino, Ed.), University of Perugia, Perugia, Italy. (www.famu.edu/acad/research/mayfl...)
5. **Ikonomov P.** (1954) Fragmenta Balcanica Mus. Maced. Scient. Natur., **1(1)** 41-67, Skopje.
6. **Ikonomov P.** (1959) Ephemeroptera na Makedonija. Sistematika i faunistika, Doktorska disertacija. PMF na Univerzitet Tetovo, Skopje.
7. **Ikonomov P.** (1960) Acta Mus. Maced. Scient. Natur., **7(3)**, p. 63, Skopje.
8. **Puthz V.** (1980) Beitr. Ent., **30(2)**, 345-355.
9. **Puthz V.** (1974) Einige Ephemeropteren aus Jugoslawien, vorwiegend aus Montenegro und Serbien (Insecta, Ephemeroptera). Ac. rer. natur. mus. nat. Slov. XIX, 2, Bratislava.
10. **Tanasijević M.** (1978). God. Biol. Inst. Univerzitet u Sarajevu, **31**, 243-246.
11. **Vidinova Y.** (2003) Contribution to the study of mayfly fauna (Ephemeroptera) in Bulgaria. Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera 2003, (E. Gaino, Ed.), University of Perugia, Perugia, Italy. p. 159. (www.famu.edu/acad/research/mayfl...)
12. **Šamal J.** (1935) Les Ephémères et les Plécoptères des ruisseaux de la Yougoslavie méridionale. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 7.
13. **Šamal J.** (1939) Iron jugoslavicus nov. spec. Bulletin de la Société Scientifique de Skopje. Extrait XX tome. 90-95.