

VPLIVI OBREMENITEV NA ZDRUŽBE MAKROFITOV IN NJIHOV POMEN PRI UPRAVLJANJU Z REČNIMI EKOSISTEMI

IMPACTS OF STRESSORS ON MACROPHYTE COMMUNITIES AND THEIR IMPORTANCE IN RIVER ECOSYSTEM MANAGEMENT

Miha KNEHTL¹ & Mateja GERM^{2,*}

<http://dx.doi.org/10.3986/fbg0028>

IZVLEČEK

Vplivi obremenitev na združbe makrofitov in njihov pomen pri upravljanju z rečnimi ekosistemi

Vse večje zavedanje o ekoloških, gospodarskih in družbenih izgubah, ki so posledica antropogenega spreminjanja vodotokov, je povečalo pritiske za njihovo ohranitev in obnovo. S sprejetjem Vodne direktive smo vpeljali koncept ekološkega stanja voda in s tem ekosistemski pristop njihovega vrednotenja, s ciljem trajnostne rabe vodnih ekosistemov. Ekološko stanje, ki odraža kakovost zgradbe in delovanja vodnih ekosistemov, vrednotimo med drugim tudi na podlagi združb makrofitov, ki so pogosto temeljna skupina mnogih rečnih ekosistemov. Posegi, kot so vnos hranil, spreminjanje hidrološkega režima, gradnja pregrad in nasipov, spreminjanje obrežne vegetacije in izravnavanje struge so le nekatere obremenitve, ki lahko pomembno vplivajo na zgradbo in delovanje združb makrofitov v rekah ter posredno tudi na ostale združbe organizmov in delovanje ekosistema kot celote. Namen tega preglednega članka je povzeti ključne izsledke raziskovalcev, ki ugotavljajo povezave med makrofiti in antropogenimi obremenitvami. Znanje o vplivih posameznih obremenitev in vplivu hkratnega delovanja več obremenitev na združbe makrofitov, je namreč eden ključnih pogojev za pripravo učinkovitih ukrepov za izboljšanje ekološkega stanja in trajnostno upravljanje z rečnimi ekosistemi.

Ključne besede: makrofiti, reke, obremenitve, ekološko stanje, vrednotenje, združbe

ABSTRACT

Impacts of stressors on macrophyte communities and their importance in river ecosystem management

Growing awareness of the ecological, economic and social losses resulting from anthropogenic modification of rivers has increased pressures for their preservation and restoration. By adopting the Water Framework Directive, we introduced the concept of the ecological status of waters, and the ecosystem approach to their evaluation, with the aim of sustainable use of aquatic ecosystems. Ecological status, which reflects the quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems, is also evaluated based on macrophyte communities, which are often a fundamental component of many river ecosystems. Interventions such as nutrient intake, modification of hydrological regimes, dam and dike construction, alteration of riparian vegetation and channel realignment are just some of the pressures, which can significantly affect the structure and functioning of macrophyte communities and indirectly also other organisms as well as ecosystems as a whole. The aim of this review article was to summarize the key findings of studies researching the links between macrophytes and anthropogenic pressures. Knowledge about the effects of pressures and pressure combinations on macrophyte communities, is one of the key requirements for introducing effective measures to improve the ecological status and sustainable management of riverine ecosystems.

Key words: macrophytes, rivers, anthropogenic pressures, ecological status, evaluation, communities

¹ Inštitut za vode Republike Slovenije, Dunajska cesta 156, 1000 Ljubljana, Slovenija, miha.knehtl@izvrs.si

^{2,*} Corresponding author: Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, Večna pot 111, SI-1000 Ljubljana, Slovenija, mateja.germ@bf.uni-lj.si

1 UVOD

V zadnjih petnajstih letih se je biomonitoring evropskih vodnih ekosistemov občutno spremenil (BIRK in sod. 2012). Razvoj je poganjala Vodna Direktiva (2000/60/EC) Evropske unije, ki je zahtevala razvoj in uvedbo metod vrednotenja za različne tipe ekosistemov (*vrste površinskih voda*: reke, jezera, somornice in obalno morje) in različne skupine organizmov (*biološke elemente kakovosti*: fitoplankton, makrofiti in fitobentos, bentoški nevretenčarji in ribe). Vodna direktiva je spremenila cilje upravljanja od zgolj nadzora onesnaževanja do zagotavljanja celovite integritete ekosistemov (BORJA in sod. 2008). Poslabšanje ali izboljšanje t.i. *ekološkega stanja* je opredeljeno glede na odziv organizmov in ne le kot sprememba okoljskih parametrov. Ta odziv moramo proučevati na nivoju *vodnega telesa* (tj. odseka reke, jezera ali dela obale morja), ki predstavlja klasifikacijsko in upravljavsko enoto po načelih Vodne direktive. Pri vrednotenju ekološkega stanja primerjamo dejanske (opazovane) razmere z referenčnimi in vodno telo glede na rezultat uvrstimo v enega od petih razredov ekološkega stanja: zelo dobro stanje (ni razlik v primerjavi z referenčnim stanjem), dobro stanje (majhne razlike), zmerno stanje (zmerne razlike), slabo in zelo slabo stanje (velike razlike). Dobro ekološko stanje je cilj, ki ga morajo v bližnji prihodnosti doseči vsa vodna telesa površinskih voda v EU (BIRK in sod. 2012). Po Vodni Direktivi so makrofiti eden od bioloških elementov kakovosti, na podlagi katerih določamo ekološko stanje vodnih teles rek (Sl. 1, 2). Razporeditev in številčnost makrofitov je odvisna od kombinacije prisotnih okoljskih dejavnikov. Na podlagi tega dejstva lahko določimo vrste, ki so zanesljivi indikatorji sprememb v ekosistemi in jih uporabimo kot orodje za oceno ekološkega stanja (FENNESSY in sod. 1998, MACK in sod. 2000a, AZNAR in sod. 2002).

Združbe makrofitov so pogosto temeljna skupina mnogih rečnih ekosistemov (FRANKLIN in sod. 2008). V veliki meri lahko prispevajo k fizični in biološki raznolikosti ekosistemov in pomembno so-vplivajo na njihovo delovanje (MAINSTONE & PARR 2002, HATTON-ELLIS in sod. 2003, LACOUL & FREEDMAN 2006).

Poznavanje ključnih procesov in dejavnikov, ki kontrolirajo in uravnavajo dinamiko makrofitov, je zato bistvenega pomena za razumevanje zgradbe in delovanja celotne združbe organizmov, ki ekosistem sestavljajo (FRANKLIN in sod. 2008).

Uporaba makrofitov kot bioindikatorjev ima več prednosti. Zaradi njihove ne-mobilnosti predstavljajo odziv na lokalne okoljske spremembe (SZOSZKIEWICZ in sod. 2006). Zlasti trajnice lahko odražajo več letne okoljske spremembe in kumulativne učinke več zaporednih motenj (TREMPE & KOHLER 1995). Poleg tega so makrofiti relativno široko razširjeni in se splošno smatrajo kot enostavno taksonomsko določljivi (SZOSZKIEWICZ in sod. 2006). Prednost je tudi njihova velikost in relativna nezahtevnost vzorčenja. Njihovo številčnost lahko preprosto izrazimo s pokritostjo, ki jo lahko v nekaterih primerih določimo z uporabo tehnik daljinskega zaznavanja (BRABEC & SZOSZKIEWICZ 2006). Zaradi večjih dejavnikov pa je uporaba makrofitov kot bioindikatorjev v vodotokih lahko tudi težavna (SZOSZKIEWICZ in sod. 2006). Naravna raznolikost združb makrofitov različnih rečnih sistemov otežuje primerjavo med različnimi rečnimi tipi (WERLE 1982, WIEGLEB 1988). Prav tako je porazdelitev makrofitov dinamična, njihova rastišča se lahko krčijo ali širijo v navidezno konstantnih razmerah (VEIT in sod. 2003). Mnogo vrst je prisotnih zunaj njihovega ekološkega optimuma in so lahko je strpne na različne stopnje obremenitev (SZOSZKIEWICZ in sod. 2006). Lokalna fizična, fizikalna in kemijska heterogenost habitatnih tipov omogoča, da makrofiti z različnimi ekološkimi potrebami sobivajo znotraj istega odseka. Po renaturaciji in splošnem izboljšanju okoljskih razmer je ponovna obnova združb makrofitov lahko počasna; v primeru poslabšanja okoljskih razmer (npr. zaradi evtrofikacije), pa lahko preteče veliko časa, da se pojavijo na obremenitev strpne vrste (POTT & REMY 2000). HERRING in sod. (2006) izpostavljajo tudi pogosto neenakomerno porazdelitev makrofitov zaradi katere ocenjujejo, da so makrofiti za namene biomonitoring manj primerni.

2 VPLIVI OBREMENITEV NA MAKROFITE

Združbe makrofitov so odvisne od različnih abiotičnih in biotskih dejavnikov (SZOSZKIEWICZ in sod. 2006). Med najpomembnejše abiotične dejavnike štejemo koncentracijo hranil, hitrost toka, hidrološke razmere, nivo vode, substrat, pH in senčenje (O'HARE in sod.

2006, YANG in sod. 2017). Pomembni biotski dejavniki so med-vrstno in znotraj-vrstno tekmovanje, paša, alelopatija, sposobnost širjenja in drugi. Antropogene obremenitve lahko kvalitativno in/ali kvantitativno vplivajo na večino zgoraj naštetih dejavnikov. Prvi za-

pisi o makrofilih v Evropi iz poznega 19. stoletja dajejo sliko vrstno zelo bogate in številčne vodne vegetacije (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2006). Številne počasi rastoče vrste kot na primer vrste iz rodu dristavcev (*Potamogeton*), so bile takrat zelo pogoste v številnih evropskih nižinskih potokih in rekah (RIIS & SAND-JENSEN 2001), toda zlasti v zadnjih desetletjih je vegetacija doživela velike spremembe (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2006). Antropogene spremembe hidrološkega režima, strukturne raznolikosti in koncentracije hranil v povezavi s klimatskimi spremembami, so prispevale k splošnem upadu vrstne pestrosti makrofitov in so privedle do homogenizacije združb v številnih rekah po vsem svetu (HATTON-ELLIS in sod. 2003). Spreminjanje hidromorfoloških značilnosti in evtrofikacija je na primer vodila k izginjanju številnih počasi rastočih vrst in na drugi strani porastu številčnosti hitro rastočih vrst z dobrimi zmožnostmi širjenja (CARBIENER in sod. 1990, MESTERS 1995, RIIS & SAND-JENSEN 2001). Te spremembe v združbah makrofitov lahko imajo zaradi njihove ključne vloge znotraj rečnih ekosistemov posledice tudi za ostale organizme (FRANKLIN in sod. 2008). Če želimo ustaviti nadaljnjo degradacijo in podpreti obnovo združb vodnih organizmov, kar je tudi zahteva in cilj Vodne direktive (2000/60/EC), je pomembno, da identificiramo glavne vzroke opaženih sprememb. Za razliko od jezer, za katera je dinamika združb makrofitov dobro raziskana, pa so raziskave rečnih združb makrofitov redke (HILTON in sod. 2006).

Ugotavljanje obremenitev, ki povzročajo spremembe v sestavi in številčnosti združb, je na splošno oteženo kadar obstaja močna povezanost med spremenljivkami obremenitev in naravnih dejavnikov (ALLAN 2004, BEGON in sod. 2006). Prav tako je zaradi hkratnega delovanja več obremenitev s podobnim

vplivom na združbo vpliv posamezne obremenitve težko ugotoviti (ALLAN 2004). Med hkrati delujočimi obremenitvami obstajajo tudi medsebojne interakcije, zaradi katerih lahko imajo njihovi skupni vplivi sinergistične ali antagonistične učinke (FOLT in sod. 1999). Ugotavljanje vplivov posameznih obremenitev na združbe organizmov tako ni dovolj, ugotoviti moramo tudi vplive njihovih različnih kombinacij. Pri tem je potrebno poudariti, da posamezna združba organizmov (npr. makrofiti) ni zadostni pokazatelj kakovosti strukture in delovanja celotnega ekosistema (FLINDERS in sod. 2008), saj se različne združbe organizmov na iste obremenitve in njihove kombinacije različno odzivajo (HEINO 2005, FELD & HERING 2007, URBANIČ 2014). Pri oceni ekološkega stanja moramo tako vedno upoštevati več združb organizmov. Le tako lahko preprečimo, da bi obremenitev, ki v ekosistemu obstaja, ostala neopazena.

Učinki antropogenih obremenitev na združbe makrofitov bodo odvisni od vrste obremenitve, njene frekvence in intenzivnosti ter odpornosti ekosistema na posamezno obremenitev (SAND-JENSEN in sod. 1989, MILNER 1994, UNDERWOOD 1994). Večja kot je frekvenca in intenziteta obremenitve in manjša kot je odpornost ekosistema, večji bo vpliv (MILNER 1994). Pogoste motnje zaradi upravljaljskih aktivnosti bodo vzdrževale združbo na nižjih sukcesijskih ravneh in zmanjšale možnost, da bo sestava makrofitske združbe posledica medvrstnih odnosov (SAND-JENSEN in sod. 1989, BAATTRUP-PEDERSEN & RIIS 1999).

Na združbe makrofitov delujejo številne obremenitve in njihove kombinacije, med katerimi si vsaka zase zasluži pozornost in poglobljen vpogled. Iz praktičnih razlogov se bomo v članku omejili le na pomembnejše med njimi.

3 SPREMEMBE HIDROLOŠKEGA REŽIMA IN HITROSTI TOKA

Hidrološki režim in hitrost toka sta pogosto prepoznavna kot glavna abiotična dejavnika, ki določata značilnosti in dinamiko združb makrofitov v rekah (LARGE & PRACH 1999, MADSEN in sod. 2001). Iz tega razloga jih obravnavamo ločeno od drugih hidromorfoloških obremenitev. Na določenem odseku reke je lahko prisotna le tista vrsta, ki je na dolgi rok zmožna tolerirati celoten razpon pretočnih razmer, ki odsek označujejo (FRANKLIN in sod. 2008). Številčnost in vrstna pestrost makrofitov je praviloma večja v razmerah nizkih do srednjih hitrosti toka ter manjša v razmerah visokih hitrosti (MADSEN in sod. 2001). Hitrost toka ima po-

sreden vpliv na fotosintezo preko vpliva na razpoložljivost raztopljenih snovi.

Raziskave so pokazale, da sta stopnja fotosinteze in stopnja privzema hranil pri rečnih makrofilih pozitivno povezana z nizkimi hitrostmi toka (0 - 0,1 m/s) (MARSHALL & WESTLAKE 1990, MADSEN in sod. 2001). To je posledica dejstva, da je metabolizem pri rastlinah pretežno omejen s hitrostjo prenosa ogljika do površin listov (WESTLAKE 1967). Na odsekih s hitrim tokom postaja združba omejena na specializirane vrste, ki so sposobne kljubovati višjim hitrostim toka (RIIS & BIGGS 2003). Po ugotovitvah CHAMBERS in sod. (1991) so pri hitrostih,

večjih od 1 m/s, makrofiti bolj redko prisotni ali pa v takih razmerah sploh ne uspevajo. Takšne hitrosti namreč povzročajo mehanske poškodbe rastlinskih tkiv ali izruvanje (RIIS & BIGGS 2003). Zaradi ključne vloge hitrosti toka ima spreminjanje pretočnega režima zaradi npr. regulacij ali odvzemov vode velik vpliv na makrofite (PETTS 1984). Pokritost z makrofiti v reguliranih in nereguliranih vodotokih je lahko podobna, a je raznolikost vrst in njihova številčnost večja ter razporejenost

makrofitov po dnu struge bolj heterogena v nereguliranih vodotokih (BAATTRUP-PEDERSEN & RIIS 1999). Makrofiti tudi sami vplivajo na hitrost toka in povzročajo bistveno drugačne razmere v primerjavi z neporaslimi odseki (STEPHAN & WYCHERA 2000, GREEN 2005) (Sl. 3). Združbe makrofitov omejujejo pretok, povečajo globino, zmanjšajo povprečno hitrost toka in spremenijo dinamiko sedimenta (SAND-JENSEN in sod. 1989, GREEN 2006, GURNELL in sod. 2006, WHARTON in sod. 2006).

4 VPLIVI POVEČANIH KONCENTRACIJ HRANIL

Posledica povečanega antropogenega vnosa hranil v rečne ekosisteme je praviloma njihova povečana produktivnost oz. eutrofikacija. Povišane koncentracije hranil, zlasti fosforja in dušika, povečajo primarno produktivnost alg, makrofitov in bakterij (YANG & SYKES 1998). Vendar vpliv ne ostane omejen le na primarne proizvajalce, temveč na organizme vseh trofičnih ravni (WETZEL 2001), tudi bentoške nevretenčarje in ribe. Eutrofikacija lahko ima znatne ekonomske posledice. Prekomerno razraščanje alg (»cvetenje«) ni lepo na pogled in lahko ima negativni učinek na turizem in ceno bližnjih nepremičnin. Prekomerna rast alg v zadrževalnikih lahko bistveno poviša stroške njihovega čiščenja (HILTON in sod. 2006). Pospešena rast ukoreninjenih rastlin lahko poveča možnost poplav, medtem ko z eutrofikacijo povezana izguba ukoreninjenih rastlin in z njimi povezanih združb organizmov pomeni zmanjšanje biodiverzitete v določenem ekosistemu (MAINSTONE & PARR 2002).

Eutrofikacija praviloma povzroči premik v vrstni sestavi združbe in povečanje biomase (HATTON-ELLIS in sod. 2003) ter tako ustvari razmere, ki so posledica vpliva človeka, a ugodnejše za rast številnih makrofitov (BIRK in sod. 2012). Vendar to ni vedno pravilo. V nekaterih primerih povišana koncentracija hranil nima učinka na rast, ali pa je ta zelo majhen (BRIERLEY in sod. 1989, MADSEN & CEDERGREEN 2002). Privede lahko tudi do degradacije ali celo izgube višji rastlin na račun rasti alg (CRANSTON & DARBY 2002, MAINSTONE & PARR 2002).

V nasprotju z eutrofikacijo v jezerih, je naše razumevanje eutrofikacije v rekah zelo omejeno (HILTON in sod. 2006). Ne obstaja vsesplošni model o poteku eutrofikacije v rekah, ki bi lahko zanesljivo napovedal mnoge učinke na makrofite, o katerih poročajo različni avtorji (HILTON & IRONS 1998, WILBY in sod. 2001, FLYNN in sod. 2002). Učinki eutrofikacije so odvisni od zadrževalnega časa, ki tudi uravnava zmožnost privzema hranil s strani vodnih rastlin (HILTON in

sod. 2006). Ukoreninjeni makrofiti imajo sposobnost privzema hranil iz vodnega stolpca in sedimenta (CHAMBERS in sod. 1991, CARR 1998, CLARKE & WHARTON 2001). Po CARIGNAN (1982), lahko v razmerah, ko so prisotne enake koncentracije fosforja v sedimentu in vodnem stolpcu pričakujemo, da bodo vodne rastline preko koreninskega sistema iz sedimenta pridobile le 27 % vsega fosforja. Ta odstotek pa strmo naraste, ko je koncentracija fosforja v sedimentu višja kot v vodnem stolpcu, kar je tudi običajno. Pri 10 x višji koncentraciji fosforja v sedimentu, bodo rastline iz tega vira pridobile do 72 % fosforja in do 100 % pri 100 x višji koncentraciji. V realnih razmerah makrofiti torej večino svojih potreb po fosforju zadovoljijo preko koreninskega sistema iz vode v intersticiju sedimenta. Čeprav so lahko za makrofite nerazpoložljive oblike fosforja v sedimentu s procesi razgradnje pretvorjene v biološko razpoložljive oblike, bo v rekah s kratkim zadrževalnim časom najverjetneje za nastanek večjih količin biorazpoložljivih oblik na voljo premalo časa (HILTON in sod. 2006). V rekah z dolgim zadrževalnim časom je časa za procese razgradnje več, toda nastali biološko razpoložljiv fosfor bo najhitreje sprejel fitoplankton neposredno iz vodnega stolpca, kar bo imelo negativni učinek na rast makrofitov (HAM in sod. 1981, WILBY in sod. 1998, HOUSE in sod. 2001). V rekah s kratkim zadrževalnim časom, kjer fitoplankton nikoli ne doseže velike gostote populacij, bo do negativnega učinka na makrofite prišlo pri precej višjih koncentracijah hranil kot v rekah z dolgim zadrževalnim časom in jezerih (HILTON in sod. 2006).

V primeru globokih, zajezenih rek z dolgim zadrževalnim časom in spodnjih odsekih velikih rek, bo najverjetneje prišlo do premika k prevladi fitoplanktona in učinki eutrofikacije bodo primerljivi s tistimi v jezerih (REYNOLDS in sod. 1998). V rekah s kratkim zadrževalnim časom pa lahko pričakujemo, da bo v procesu vse večje eutrofikacije, opazna sukcesija ma-

krofitov od vrst s potopljenimi listi, do vrst, ki imajo liste pretežno v zgornjem delu vodnega stolpca, ter vrst z plavajočimi listi, ki jih končno nasledijo emergentne vrste (HILTON in sod. 2006).

Ceprav so za pojav (hiper) evtrofikacije potrebne povišane koncentracije hranil, je za doseganje maksimalnega rastnega potenciala makrofitov pomembno tudi, da so vsi ostali, za rast potrebni dejavniki v presežku (CARR 1998). Na rečnem odseku, ki je osenčen (v gozdu), rastni potencial pogosto ne bo dosežen zaradi pomanjkanja svetlobe, zato odsek ne bo kazal znakov

(hiper) evtrofikacije. Iz tega sledi, da pri nizki do srednji produktivnosti, hranila najverjetneje omejujejo rast biomase makrofitov, v bolj produktivnih sistemih pa najverjetneje ne.

V raziskavi BAATTRUP-PEDERSEN in sod. (2015), so ugotovili, da je naraščanje koncentracije anorganskih hranil pozitivno povezana s številčnostjo vrst makrofitov z apikalnim meristemom. Za evropske nižinske reke se je namreč izkazalo, da se številčnost vrst s to značilnostjo povečuje skladno z intenziteto kmetijstva na prispevnem območju.

5 VPLIVI HIDROMORFOLOŠKIH OBREMENITEV

Hidromorfološke (HM) spremembe so se izkazale za vsaj tako pomembno obremenitev evropskih rečnih sistemov, kot jo predstavlja onesnaženje s hranili. V preteklosti je bila večina pozornosti usmerjena na negativne učinke povezane z vnosom hranil, vendar je danes opažen postopen premik in povečana osredotočenost k HM spremembam kot obremenitvam, pomembnim za nedoseganje dobrega ekološkega stanja rek (EEA 2012). Onesnaženje s hranili vpliva na združbe organizmov, a ima zelo malo neposrednih učinkov na druge dejavnike vodotokov (MOSSELMAN in sod. 2015). Posegi v hidromorfologijo vplivajo primarno na HM procese, ki nato kot obremenitev delujejo na združbe organizmov (GARCIA DE JÁLON in sod. 2013). HM obremenitve delujejo torej posredno preko vpliva na hidromorfološke procese (MOSSELMAN in sod. 2015). Ne predstavljajo ene same obremenitve kot velja za evtrofikacijo, ampak gre za različne obremenitve z različnimi posledicami. Za uvedbo učinkovitih ukrepov za izboljšanje stanja rek je pomembno poznavanje in razumevanje vplivov vsake posamezne hidromorfološke obremenitve, kakor tudi vplive njihovih različnih kombinacij na združbe organizmov (MOSSELMAN in sod. 2015).

Kljub temu, da je pomen HM sprememb kot ključnih obremenitev splošno spoznan, je zmožnost ocenjevanja stopnje njihovega vpliva na združbe organizmov še vedno omejena (FELD in sod. 2014). Eden od razlogov je, da velika prostorska in časovna raznolikost, ki označuje habitate vodotokov, otežuje ocenjevanje HM vplivov na ravni, ki so za združbe organizmov relevantni (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2015). Na ravni odseka se združbe odzovejo na lokalne hidromorfološke značilnosti (npr. interakcijo med tokom in obliko struge), poleg tega pa so združbe organizmov tudi odraz dejavnikov, ki delujejo na višjih prostorskih ravneh in lahko prekrivajo vplive lokalnih dejavnikov na vrstno

sestavo združbe (POFF 1997, KAIL & WOLTER 2013).

Kot alternativa ali dopolnilo k uporabi vrstne sestave združbe pri ugotavljanje vplivov obremenitev, se pogosto uporabljajo tudi funkcionalne značilnosti združbe (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2015). Funkcionalne značilnosti omogočajo vpogled v mehanizme, ki delujejo v ozadju odzivov na naravne in antropogene spremembe (MORETTI & LEGG 2009). Funkcionalne značilnosti, ki se pogosto uporabljajo za ugotavljanje odzivov makrofitov na okoljske dejavnike, so povezane z življenjsko obliko, obliko in hitrostjo rasti, fotosintezni potmi, morfologijo listov in kemijo (VIOLE in sod. 2007).

V raziskavi BAATTRUP-PEDERSEN in sod. (2015) so ugotovili, da mnoge heterofilne vrste makrofitov bolje uspevajo v hidromorfološko nespremenjenem okolju. Ugotovili so namreč pozitivno povezavo med pojavom heterofilije in naravno obliko struge (prisotnost naravnih meandrov ali naravno izravnana oblika struge), naravnim prečnim presekom struge in odsotnostjo antropogenega odstranjevanja makrofitov. Istočasno so v raziskavi ugotovili negativno povezavo med pojavom heterofilije in hidromorfološko spremenjenostjo (izravnava struge, kanaliziranje prečnega preseka struge, odstranjevanje makrofitov). Združbe makrofitov, ki so redno izpostavljene heterogenim okoljskim razmeram, kažejo najvišjo stopnjo heterofilije (COOK & JOHNSON 1968). Večji delež heterofilnih vrst v hidromorfološko nespremenjenih odsekih je tako najverjetneje povezan s prisotnostjo raznolikih habitatov v primerjavi z antropogeno spremenjenimi odseki. V naravnih sinusoidnih in meandrirajočih rekah obstaja velika variabilnost v globinah in vrsti substrata (PEDERSEN in sod. 2006), ki se še poveča v poletnih mesecih, ko se hitrost toka upočasni (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2015). Na zunanjih robovih meandrov tok odnaša sediment, ki se v obdobjih nizkega vodostaja dolvodno nalaga na no-

tranjih robovih meandrov v obliki prodišč, kjer je tok upočasnen. Notranji robovi meandrov so primerni habitat za heterofilne vrste makrofitov, ki v zimskem in spomladnem času v razmerah hitrega toka, povečajo privzem hranil z razvojem potopljenih listov; kasneje, v poletnih mesecih, ko se sediment odlaga, pa te vrste razvijejo plavajoče ali zračne liste (SCULTHORPE 1967).

LORENZ (2015) je v svoji raziskavi lahko v splošnem dobro ločil med vplivi naravnih in antropogenih dejavnikov na funkcionalne značilnosti makrofitov. Med vplivi naravnih dejavnikov je ugotovil prevladujoč vpliv velikosti prispevne površine in naklona. Večjemu naklonu dajejo prednost helofiti in hemikriptofiti, ki se pogosto pojavljajo ob izravnanih strugah brez senčenja. Na morfološko degradiranih odsekih z majhno raznolikostjo tokov in substrata je prevladovala življenjska oblika geofiti. Evtrofikacija, v največji meri posledica spremembe rabe tal, je pokazala podoben vpliv kot HM obremenitve.

Raziskave makrofitov v rekah so praviloma osredotočene na majhne prebrodljive reke zlasti zaradi praktičnih težav, ki se pojavijo pri raziskavah makrofitov v večjih rečnih sistemih (FRANKLIN in sod. 2008). Dimenzije struge, hitrost toka, globina in neprosojnost velikih rek zahtevajo povsem drugačen metodološki pristop, zaradi česar je znanje o ekologiji makrofitov v velikih rekah še vedno omejeno.

Naravne poplavne ravnice so med biotsko najbolj raznolikimi in produktivnimi ekosistemi na svetu (TOCKNER in sod. 2000). V Evropi je velika večina površin poplavnih ravnic izginila zaradi številnih človekovih aktivnosti, kot so izravnavanje struge in gradnja nasipov (TOCKNER & STANFORD 2002). Ta težnja se še vedno nadaljuje in je razlog, da so bolj ali manj naravne, velike reke postale zelo redke (KERUZORE in sod. 2013). Naravne rečne poplavne ravnice predstavljajo mozaik habitatov, ki jih ustvarjajo procesi sedimentacije in lateralne nestabilnosti bregov v povezavi z dinamičnim pretočnim režimom. Omejena hidrološka povezanost zatokov z glavno strugo, ki daje zatokom nekatere lastnosti stoječih voda, igra ključno vlogo pri zagotavljanju zatočišč ter habitatov za razmnoževanje in razvoj juvenilnih osebkov številnih rečnih organizmov (NUNN in sod. 2007, GRZYBKOWSKA in sod. 2017).

Pojavnost in porazdelitev makrofitov na poplavnih ravnicah ima močno lateralno dimenzijo. V raziskavi KERUZORE in sod. (2013) so ugotovili veliko razliko med združbo makrofitov glavne struge in zatokov, ki je posledica specifičnosti okoljskih dejavnikov in njihovih interakcij znotraj omenjenih habitatov. V zatokih je vrstni sestav združbe makrofitov primarno pod vplivom intenzitete hidrološke povezanosti zatokov z glavno strugo in sekundarno od globine, pri

čemer je vrstna pestrost s porastom hidrološke povezanosti oz. intenziteto moten negativno korelirana (KERUZORE in sod. 2013, ROBACH in sod. 1997). KERUZORE in sod. (2013) so ugotovili, da zatoki močno prispevajo k skupni vrstni pestrosti poplavne ravnice in da izguba lateralne povezanosti in od nje odvisnih habitatov zaradi človekovih aktivnosti znatno zmanjša biodiverzitetu v sistemih velikih rek s poplavno ravnico (WARD & TOCKNER 2001). Produktivnost rečnega sistema je v največji meri podprta s strani zatokov (BORNETTE in sod. 1998), kjer je rast rastlinske biomase do 150 X večja kot v glavni strugi (ROBERTSON in sod. 2001, KERUZORE in sod. 2013). V isti raziskavi so na območju poplavne ravnice zatoki skozi celotno rastno sezono proizvedli kar 89 % celotne biomase vodnih rastlin.

Tudi iz tega razloga je koncept rečnega kontinuuma (River Continuum Concept, RCC) neprimeren za velike reke z naravnimi poplavnimi ravnici, saj vrednoti le glavno strugo in zanemara pomen biološke proizvodnje v lateralnih habitatih (THORP in sod. 2006). Raziskave, osredotočene na lateralno povezanost velikih rek, so pokazale, da so lateralni habitat v velikih rekah gonilni element strukturnih in funkcionalnih procesov kot je proizvodnja in kroženje hranil (HEIN in sod. 2003, PREINER in sod. 2007). Lateralna povezanost v povezavi z nizko hitrostjo toka, večjo prosojnostjo vodnega stolpca in vnosi hranil iz glavne struge (PREINER in sod. 2007), ustvarja ugodne razmere za primarno proizvodnjo višjih rastlin. Raziskava KERUZORE in sod. (2013) je pokazala, da makrofiti v glavni strugi predstavljajo le manjši del celotne pestrosti makrofitov, ki je prisotna v rečnem sistemu kot celoti (vključno s habitatom poplavne ravnice). Zlasti slabo zastopani so hidrofiti. Človekove aktivnosti, kot so regulacija pretoka, izsuševanje mokrišč, poljedelstvo, gradbeni posegi in druge, močno poslabšajo interakcije med glavno strugo in drugimi vodnimi habitatom poplavnih ravnic (WARD in sod. 2002, JANAUER in sod. 2008).

Pomemben dejavnik, ki vpliva na združbe makrofitov, je tudi vrsta substrata (BARKO & SMART 1986), pri čemer je pomembna zlasti njegova stabilnost, saj le stabilen substrat omogoča ukoreninjenje (FRANKLIN in sod. 2008). Nekatere vrste substrata so za makrofite na splošno neprimerni. Živa skala je na primer nepropustna za koreninski sistem makrofitov, in tudi prodniki z grobo površino ali glina nudijo le malo možnosti za ukoreninjenje. Pesek je na drugi strani reven s hranili, organski substrati pa so lahko anaerobni in/ali bogati s strupenimi sulfidi, železom, manganom in drugimi elementi in spojinami (DAY in sod. 1988, KEDDY 2000). Na lokalno ravnovesje organskih in anorganskih spojin sedimenta vpliva več dejavnikov, predvsem geomorfologija, raba tal, hidrologija in po-

kritost z vegetacijo, tako na lokalni ravni kot na ravni prispevne površine (LOUGHEED in sod. 2001, LACOUL & FREEDMAN 2006). Na kakovost in dinamiko omenjenih dejavnikov vplivajo številne antropogene obremenitve kot so gradnja jezov, izravnnavanje struge, spreminjanje hidrološkega režima in odvzem substrata. Motnje znotraj prispevnega območja zaradi kmetijstva, gozdarstva, urbanizacije in drugih aktivnosti, lahko povečajo erozijo in povzročijo prekomerno sedimenta-

cijo rečnih habitatov. Spremembe pretočnega režima zaradi gradnje hidroelektrarn lahko povzročajo izpiranje substrata ob povečanju pretoka oziroma nalaganje substrata ob njegovem zmanjšanju. Ker različne vrste makrofitov uspevajo na različnih substratih, tovrstne antropogene spremembe v kakovosti in količini substrata povzročajo premike v vrstni sestavi makrofitov in posledično tudi višjih trofičnih nivojev (LACOUL & FREEDMAN 2006).

6 VPLIVI ODSTRANJEVANJA MAKROFITOV – KOŠNJE

V več raziskavah so ugotavljali vpliv košnje makrofitov na vrstno sestavo združb (BAATTRUP-PEDERSEN & RIIS 1999, BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2003, 2004, PEDERSEN in sod. 2006). V raziskavi BAATTRUP-PEDERSEN in sod. (2015) so na primer ugotovili močno negativno povezavo med odstranjevanjem makrofitov in heterofilijo, kar jasno kaže na prispevek upravljaljskih posegov k homogenizaciji habitatov. Tovrstni upravljaljski posegi imajo praviloma namen znižati vodostaj in vzdrževati kanalizirano obliko prečnega preseka struge z odstranitvijo usedlin bodisi na posreden način preko odstranitve biomase in posledične povečanosti hitrosti toka, ali neposredno s poglobljanjem dna (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2015). V zgoraj omenjeni raziskavi je bilo ugotovljeno, da košnja v svojem vplivu na makrofite presega evtrofikacijo. Ugotovljena je bila pozitivna povezava med košnjo in abundanco tistih vrst makrofitov, ki prezimijo v obliki podzemnih struktur kot so gomolji in korenike. Upravljaljski posegi, kot je košnja makrofitov, lahko podaljšajo

rastno sezono zaradi povečanja količine svetlobe, ki doseže dno vodotoka (HAM in sod. 1981). Poletna košnja makrofitov lahko poveča poletno biomaso naslednje sezone zaradi povečanja biomase, ki prezimi in iz katere lahko nastopi ponovna rast (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2015). V skladu s to ugotovitvijo lahko imajo vodotoki v upravljanju tudi večjo pozno poletno biomaso, v primerjavi z neupravljanimi vodotoki, ki doživijo visoko stopnjo naravne osutosti proti koncu rastne sezone.

V odsekih z intenzivno košnjo makrofitov, je bila ugotovljena večja abundanca vrst, ki rastejo iz bazalnega meristema in manjša abundanca teh vrst v odsekih, kjer se košnja ne izvaja; obratno je bilo ugotovljeno za vrste, ki rastejo iz apikalnega meristema (enim in več) (BAATTRUP-PEDERSEN in sod. 2015). Položaj rastnega meristema določa potencial za ponovno rast po košnji; vrste z bazalnim meristemom lahko pričnejo s ponovno rastjo takoj po košnji, medtem ko vrste z apikalnim meristemom nekoliko kasneje.

7 VPLIVI INVAZIVNIH VRST

Zaradi velike ekološke škode, ki jo povzročajo, so tuje invazivne vrste eden najhitreje rastočih okoljskih problemov zadnjega časa (ENSERINK 1999, KOLAR & LODGE 2000, PIMENTEL in sod. 2000, PALUMBI 2001). Invazivni makrofiti so tujerodne vrste, ki v novem okolju vzpostavijo stabilne populacije in se uspešno širijo ter s tem izpodrivajo avtohtone vrste, degradirajo habitate in povzročajo ekonomsko škodo (RICHARDSON in sod. 2000, KERCHER & ZEDLER 2004). Vse populacije tujerodnih vrst makrofitov v novih habitatih ne postanejo dovolj številčne, da bi jih šteli za resno invazivne – v mnogih primerih imajo le malo vpliva na avtohtone vrste (FARNSWORTH & ELLIS 2001, HOULAHAN & FINDLAY 2004). Globalno gledano le majhen

delež tujerodnih vrst postane tudi resno invazivnih (HOULAHAN & FINDLAY 2004). V splošnem je uspeh tujerodnih makrofitov odvisen od prisotnosti relativno nezasedene niše, ki jo lahko izkoriščajo, ali od njihove tekmovalne uspešnosti v prilaščanju virov in strpnosti na obremenitve zlasti tistih, povezanih s kulturno evtrofikacijo (CORBIN & D'ANTONIO 2004). Naravni rastlinojedci ali bolezniki invazivke praviloma ogrožajo le v manjši meri ali sploh ne (MACK in sod. 2000b). Motnje zaradi antropogenih posegov lahko omogočijo invazivnim vrstam uspevanje v relativno zrelih združbah (LUGO 1994, NAGASAKA in sod. 2002). V celinskih vodah Slovenije so do danes poznane tri vrste tujerodnih makrofitov.

SUMMARY

Studying and understanding the spatial and temporal patterns in biodiversity is a key issue for environmental protection and conservation biology (MAGURRAN 1988). Currently, a negative tendency of the state of river communities can be observed worldwide, indicating their intensive use and exploitation of their habitats. The diversity and dynamics of natural river-scapes, has been changed in many ways due to intensive land use practices, water abstraction, impoundments and other interventions related to urbanization, transport, logging or agriculture (SAUNDERS *in sod.* 2002). With the Water Framework Directive an ecosystem approach to the evaluation of aquatic ecosystems was adopted, and the concept of the ecological status was introduced. The ecological status of rivers is also determined based on macrophyte communities as bioindicators (biological quality elements). Knowledge of key processes and factors that control and regulate the dynamics of macrophytes is therefore essential for sustainable management of river ecosystems. Macrophyte communities are subject to various biotic and abiotic factors, which can be qualitatively and/or quantitatively affected by various anthropogenic pressures. Hydrological regime and flow velocity are commonly recognized as the most important abiotic factors determining the characteristics and dynamics of river macrophytes. Their anthropogenic alterations due to regulations or abstractions have therefore a major impact on the structure and functioning of macrophyte communities. Increased anthropogenic inputs of nutrients into river ecosystems generally cause an increase in

their productivity or eutrophication. Elevated concentrations of phosphorus and nitrogen increase primary production of algae, macrophytes and bacteria. These impacts do not remain limited to primary producers only, but affect organisms on all trophic levels. The effects of eutrophication are also dependent on the retention time, which controls the ability of nutrient uptake by aquatic plants. Lately, a focus shift towards hydromorphological alterations as key stressors for not achieving a good ecological status of rivers is becoming evident. Biodiversity of macrophytes is generally encouraged in hydromorphologically diverse sections of rivers, which is associated with the presence of diverse habitat conditions. Anthropogenic pressures often reduce hydromorphological diversity and lead to the homogenization of both habitats and communities. Natural floodplains are among the most biologically diverse and productive ecosystems in the world, but also one of the most threatened by human activities such as construction of dams and levees or channel realignment. Due to the increasing global flow of humans and goods, invasive species are becoming an increasingly urgent problem with their damaging impact on native species, causing ecological and economic damage. For all these reasons, it is important to improve our ability to foresee the responses of river communities to induced changes (WARD & STANFORD 1995). The goal of ecosystem management should be to restore the anthropogenically changed properties of river ecosystems to the desired level of quality, and to protect those properties that still exhibit the desired state.

POVZETEK

Raziskovanje in razumevanje prostorskih in časovnih vzorcev v biodiverziteti je ena osrednjih tem ekologije in varstvene biologije (MAGURRAN 1988). Trenutno je po vsem svetu zaslediti negativno težnjo v stanju združb rečnih organizmov, ki nakazuje na njihovo intenzivno izkoriščanje oziroma na intenzivno izkoriščanje njihovih habitatov. Pestrost naravne in dinamične rečne pokrajine je bila v mnogih primerih spremenjena zaradi intenzivne rabe tal, odvzema vode, zajezitev in številnih drugih posegov v porečje zaradi urbanizacije, transporta, sečnje gozdov in kmetijstva (SAUNDERS *in sod.* 2002). S sprejetjem Vodne direktive smo prevzeli ekosistemski pristop k vrednotenju vodnih ekosistemov ter koncept ekološkega stanja, ki je usmerjen v zagotavljanje celovite integritete ekosistemov. Ekološko

stanje rek med drugimi določamo tudi na podlagi združb makrofitov kot bioindikatorjev (bioloških elementov kakovosti). Poznavanje ključnih procesov in dejavnikov, ki kontrolirajo in regulirajo dinamiko makrofitov, je zato bistvenega pomena za upravljanje z rečnimi ekosistemi. Združbe makrofitov so odvisne od različnih abiotičnih in biotskih dejavnikov, na katere lahko kvalitativno in/ali kvantitativno vplivajo številne antropogene obremenitve. Hidrološki režim in hitrost toka sta pogosto prepoznana kot glavna abiotična dejavnika, ki določata značilnosti in dinamiko združb makrofitov v rekah. Njunjo spreminjanje zaradi npr. regulacij ali odvzemov vode ima zato velik vpliv na zgradbo in delovanje združb makrofitov. Posledica povečanega antropogenega vnosa hranil v rečne ekosisteme je pra-

viloma njihova povečana produktivnost oz. eutrofikacija. Povišane koncentracije hranil, zlasti fosforja in dušika, povečajo primarno produktivnost alg, makrofitov in bakterij. Vendar vpliv ne ostane omejen le na primarne proizvajalce, temveč na organizme vseh trofičnih ravni. Učinki eutrofikacije so odvisni od zadrževalnega časa, ki tudi uravnava zmožnost privzema hranil s strani vodnih rastlin. V zadnjem času se več pozornosti usmerja k hidromorfološkim spremembam kot obremenitvam, pomembnim za nedoseganje dobrega ekološkega stanja rek. Biotska pestrost makrofitov je v splošnem spodbujana v hidromorfološko pestrih odsekih rek, kar je povezano s prisotnostjo raznolikih habitatov. Antropogene obremenitve pogosto zmanjšajo hidromorfološko pestrost in vodijo v homogenizacijo

tako habitatov kot združb. Naravne poplavne ravnice so med biotsko najbolj raznolikimi in produktivnimi ekosistemi na svetu, vendar so tudi eni najbolj ogroženih zaradi številnih človekovih aktivnosti, kot so gradnja jezov in nasipov ter izravnavanje struge. Zaradi vse večje globalne pretočnosti ljudi in materiala pa postajajo vse bolj pereč problem tudi invazivne vrste, ki izpodrivajo avtohtone vrste in povzročajo ekološko in gospodarsko škodo. Zaradi vsega omenjenega je pomembno, da izboljšamo zmožnost napovedi odziva rečnih združb na povzročene spremembe (WARD & STANFORD 1995). Naloga upravljanja ekosistemov pa bi morala biti obnova antropogeno spremenjenih rečnih ekosistemov do zelene ravni kakovosti, oziroma varovanje tistih lastnosti, ki še izkazujejo zeleno stanje.

ZAHVALA

Projekt Mladi raziskovalci (št. raziskovalca: 37414) in Raziskovalni program (št. P1-0212 »Biologija rastlin«) je sofinancirala Javna agencija za raziskovalno dejavnost Republike Slovenije iz državnega proračuna.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors acknowledge the project (No. of young researcher 37414) and Research core funding (No. P1-0212 »Biology of Plants«), which were financially supported by the Slovenian Research Agency.

LITERATURA – REFERENCES

- ALLAN, J. D., 2004: *Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics (Palo Alto) 35(1): 257–284. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- AZNAR, J., A. DERVIEUX & P. GRILLAS, 2002: *Association between aquatic vegetation and landscape indicators of human pressure*. Wetlands (Cham) 23(1): 149–160. [http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0149:ABAVAL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0149:ABAVAL]2.0.CO;2)
- BAATTRUP-PEDERSEN, A. & T. RIIS, 1999: *Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams*. Freshwater Biology (Hoboken) 42(2): 375–385. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.444487.x>
- BAATTRUP-PEDERSEN, A., S. E. LARSEN & T. RIIS, 2003: *Composition and richness of plant communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting*. Hydrobiologia (Berlin) 495: 171–179. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1025442017837>
- BAATTRUP-PEDERSEN, A., N. FRIBERG, M. L. PEDERSEN, J. SKRIVER, B. KRONVANG & S. E. LARSEN, 2004: *Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser*. Aarhus Universitet. København. (Faglig rapport fra DMU, Vol. 499, pp 145).
- BAATTRUP-PEDERSEN, A., K. SZOSZKIEWICZ, R. NIJBOER, M. O'HARE & T. FERREIRA, 2006: *Macrophyte communities in unimpacted European streams: Variability in assemblage patterns, abundance and diversity*. Hydrobiologia (Berlin) 566(1): 179–196. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0096-1>

- BAATTRUP-PEDERSEN, A., E. GÖTHE & T. RIIS, 2015: *Macrophytes - responses in Denmark. Restoring rivers FOR effective catchment Management*. Deliverable 3.2. Understanding biological responses to degraded hydro-morphology and multiple stresses. www.reformrivers.eu
- BARKO, J. W. & R. M. SMART, 1986: *Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes*. Ecology (Hoboken) 67(5): 1328–1340. <http://dx.doi.org/10.2307/1938689>
- BEGON, M., C. R. TOWNSEND & J. L. HARPER, 2006: *Ecology: From individuals to ecosystems*. Oxford.
- BIRK, S., W. BONNE, A. BORJA, S. BRUCET, A. COURRAT & S. POIKANE, 2012: *Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive*. Ecological Indicators (Amsterdam) 18: 31–41. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- BORJA, A., S. B. BRICKER, D. M. DAUER, N. T. DEMETRIADIS, J. G. FERREIRA, A. T. FORBES, P. HUTCHINGS, X. JIA, R. KENCHINGTON, J. C. MARQUES & C. ZHU, 2008: *Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide*. Marine Pollution Bulletin (Amsterdam) 56(9): 1519–1537. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.005>
- BORNETTE, G., C. AMOROS & N. LAMOUROUX, 1998: *Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity*. Freshwater Biology (Hoboken) 39(2): 267–283. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00273.x>
- BRABEC, K. & K. SZOSZKIEWICZ, 2006: *Macrophytes and diatoms – major results and conclusions from the STAR project*. Hydrobiologia (Berlin) 566: 175–178. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_12
- BRIERLEY, S. J., D. M. HARPER & P. J. BARHAM, 1989: *Factors affecting the distribution and abundance of aquatic plants in a navigable lowland river; the River Nene, England*. Reg River Res Manage (Chichester) 4(3): 263–274. <http://dx.doi.org/10.1002/rrr.3450040305>
- CARBIENER, R., M. TREMOLIERES, J. L. MERCIER & A. ORTSCHKEIT, 1990: *Aquatic macrophyte communities as bio-indicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters Upper Rhine plain, Alsace*. Vegetatio (Berlin) 86(1): 71–88. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00045135>
- CARIGNAN, R., 1982: *An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes*. Can J Fish Aquat Sci (Ottawa) 39(2): 243–247. <http://dx.doi.org/10.1139/f82-034>
- CARR, G. M., 1998: *Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river*. Freshwater Biology (Oxford) 39(3): 525–536. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00300.x>
- CHAMBERS, P. A., E. E. PREPAS, H. R. HAMILTON & M. L. BOTHWELL, 1991: *Current Velocity and Its Effect on Aquatic Macrophytes in Flowing Waters*. Ecological Applications (Washington) 1(3): 249–257. <http://dx.doi.org/10.2307/1941754>
- CLARKE, S. J. & G. WHARTON, 2001: *Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers*. Science of the Total Environment (Amsterdam) 266(1–3): 103–112. [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00754-3](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00754-3)
- COOK, S. A. & M. P. JOHNSON, 1968: *Adaptation to heterogenous environments I. Variation in heterophylly in Ranunculus flammula L.* Evolution (Lawrence) 22(3): 496–516. <http://dx.doi.org/10.2307/2406876>
- CORBIN, J. D. & C. M. D' ANTONIO, 2004: *Competition between native perennial and exotic annual grasses: Implications for a historical invasion*. Ecology (Hoboken) 85(5): 1273–1283. <http://dx.doi.org/10.1890/02-0744>
- CRANSTON, E. & E. J. DARBY, 2002: *Ranunculus in Chalk rivers: phase 2*. Environment Agency. Bristol. (Technical Report, 122 pp.).
- DAY, R. T., P. A. KEDDY, J. MC NEILL & T. CARLETON, 1988: *Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation*. Ecology (Hoboken) 69(4): 1044–1054. <http://dx.doi.org/10.2307/1941260>
- EEA, 2012: *Water resources in Europe in the context of vulnerability EEA 2012 state of water assessment*. European Environment Agency. Copenhagen. (Report, 96 pp.).
- ENSERINK, M., 1999: *Predicting invasions: biological invaders sweep*. Science (Washington), 285(5435): 1834–1836. <http://dx.doi.org/10.1126/science.285.5435.1834>
- FARNSWORTH, E. J. & D. R. ELLIS, 2001: *Is purple loosestrife (Lythrum salicaria) an invasive threat to freshwater wetlands? Conflicting evidence from several ecological metrics*. Wetlands (Cham) 21(2): 199–209. [http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0199:IPLLSA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0199:IPLLSA]2.0.CO;2)
- FELD, C. K. & D. HERING, 2007: *Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macro-invertebrates at different spatial scales*. Freshwater Biology (Berlin) 52(7): 1380–1399. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x>
- FELD, C. K., F. DE BELLO & S. DOLEDEC, 2014: *Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydro-*

- morphological alteration in lowland river macroinvertebrates*. Freshwater Biology (Berlin) 59(2): 233–248. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12260>
- FENNESSY, M. S., R. GEHO, B. ELIFRITZ & R. LOPEZ, 1998: *Testing the Floristic Quality Assessment Index as an Indicator of Riparian Wetland Quality, Final Report to US Environmental Protection Agency*. Environmental Protection Agency, Columbus. (Final Report, 133 pp.).
- FLINDERS, C. A., R. J. HORWITZ & T. BELTON, 2008: *Relationship of fish and macroinvertebrate communities in the mid Atlantic uplands: implications for integrated assessments*. Ecological Indicators (Amsterdam) 8(5): 588–598. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.08.004>
- FLYNN, N. J., D. L. SNOOK, A. J. WADE & H. P. JARVIE, 2002: *Macrophyte and periphyton dynamics in a UK Cretaceous chalk stream: the River Kennet, a tributary of the Thames*. Sci Total Environ (Amsterdam) 282–283: 143–157. [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00949-4](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00949-4)
- FOLT, C., C. CHEN, M. MOORE & J. BURNAFORD, 1999: *Synergism and antagonism among multiple stressors*. Limnology and Oceanography (Hoboken) 44(3): 864–877. http://doi.org/10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0864
- FRANKLIN, P., M. DUNBAR & P. WHITEHEAD, 2008: *Flow controls on lowland river macrophytes: A review*. Science of the Total Environment (Amsterdam) 400(1-3): 369–378. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.018>
- GARCIA DE JALÓN, D., C. ALONSO, M. GONZÁLEZ DEL TANGO, V. MARTINEZ, A. GURNELL, S. LORENZ, C. WOLTER, M. RINALDI, B. BELLETTI, E. MOSSELMAN, D. HENDRIKS & G. GEERLING, 2013: *REFORM deliverable 1.2 Review on pressure effects on hydromorphological variables and ecologically relevant processes*. www.reformrivers.eu
- GREEN, J. C., 2005: *Comparison of blockage factors in modelling the resistance of channels containing submerged macrophytes*. River Res Appl (Hoboken) 21(6): 671–686. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.854>
- GREEN, J. C., 2006: *Effect of macrophyte spatial variability on channel resistance*. Adv Wat Res (Amsterdam) 29(3): 426–438. <http://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.05.010>
- GRZYBKOWSKA, M., L. KUCHARSKI, M. DUKOWSKA, A. M. TAKEDA, J. LIK & J. LESZCZYŃSKA, 2017: *Submersed aquatic macrophytes and associated fauna as an effect of dam operation on a large lowland river*. Ecological engineering (Amsterdam) 99: 256–264. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.023>
- GURNELL, A. M., M. P. VAN OOSTERHOUT, B. DE VLIJGER & J. M. GOODSON, 2006: *Reach-scale interactions between aquatic plants and physical habitat: River Frome, Dorset*. River Res Appl (Hoboken) 22(6): 667–680. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.929>
- HAM, S. F., J. F. WRIGHT & A. D. BERRIE, 1981: *Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976*. Freshw Biol (Oxford) 11(4): 381–390. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1981.tb01269.x>
- HATTON-ELLIS, T. W., N. GRIEVE & J. NEWMAN, 2003: *Ecology of watercourses characterised by Ranunculion fluitantis and Callitriche-Batrachion vegetation*. Conserving Natura 2000 rivers ecology series, English Nature (Peterborough) 11: pp. 67. <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/81010>
- HEIN, T., C. BARANYI, G. J. HERNDL, W. WANKE & F. SCHIEMER, 2003: *Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: the importance of hydrological connectivity*. Freshwater Biology (Berlin) 48(2): 220–232. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00981.x>
- HEINO, J., 2005: *Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams*. Freshwater Biology (Berlin) 50(9): 1578–1587. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x>
- HERIG, D., R. K. JOHNSON, S. KRAMM, S. SCHMUTZ, K. SZOSZKIEWICZ & P. F. M. VERDONSCHOT, 2006: *Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress*. Freshwater Biol (Berlin) 51(9): 1757–1785. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x>
- HILTON, J. & G. P. IRONS, 1998: *Determining the causes of “apparent eutrophication” effects*. Environment agency R&D. Rotherham. (Technical report P203, 21 pp.).
- HILTON, J., M. O'HARE, M. J. BOWES & J. JONES, 2006: *How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers*. Science of the Total Environment (Amsterdam) 365(1-3): 66–83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>
- HOULAHAN, J. E. & S. C. FINDLAY, 2004: *Effect of invasive plant species on temperate wetland plant diversity*. Conserv Biol (Amsterdam) 18(4): 1132–1138. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00391.x>
- HOUSE, W. A., D. DUPLAT, F. H. DENISON, P. H. HENVILLE, F. H. DAWSON, D. M. COOPER & L. MAY, 2001: *The role of macrophytes in the retention of phosphorus in the River Thame, England*. Chem Ecol (London) 17(4): 271–291. <http://dx.doi.org/10.1080/02757540108035559>

- JANAUER, G. A., E. LANZ, U. SCHMIDT-MUMM, B. SCHMIDT & H. WAIDBACHER, 2008: *Aquatic macrophytes and hydro-electric power station reservoirs in regulated rivers: man-made ecological compensation structures and the "ecological potential"*. *Ecohydrology and Hydrobiology* (Amsterdam) 8(2-4): 149–157. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0011-2>
- KAIL, J. & C. WOLTER, 2013: *Pressures at larger spatial scales strongly influence the ecological status of heavily modified river water bodies in Germany*. *Science of the Total Environment* (Amsterdam) 454-455: 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.096>
- KEDDY, P. A., 2000: *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge.
- KERCHER, S. & J. B. ZEDLER, 2004: *Multiple disturbances accelerate invasion of reed canary grass (Phalaris arundinacea L.) in a mesocosm study*. *Oecologia* (Ithaka) 138(3): 455–464. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1453-7>
- KERUZORÉ, A. A., N. J. WILLBY & D. J. GILVEAR, 2013: *The role of lateral connectivity in the maintenance of macrophyte diversity and production in large rivers*. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* (Hoboken) 23(2): 301-315. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2288>
- KOLAR, C. S. & D. M. LODGE, 2000: *Freshwater non-indigenous species: interactions with other global changes*. In: Mooney H. A. & R. J. Hobbs (eds.): *Invasive Species in a Changing World*. Edited by Island Press (Washington, DC), pp. 3–30.
- LACOU, P. & B. FREEDMAN, 2006: *Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems*. *Environ Rev* (Ottawa) 14(2): 89–136. <http://dx.doi.org/10.1139/a06-001>
- LARGE, A. R. G. & K. PRACH, 1999: *Plants and water in streams and rivers*. In: Baird A. J. & R. L. Wilby (eds.): *Eco-hydrology: plants and water in terrestrial and aquatic environments*. Routledge (London), pp. 402.
- LORENZ, A., 2015: *Macrophytes - responses in Germany (North Rhine-Westfalia)*. *REstoring rivers FOR effective catchment Management*; Deliverable 3.2. Understanding biological responses to degraded hydromorphology and multiple stresses. www.reformrivers.eu
- LOUGHEED, V. L., B. CROSBIE & P. CHOW-FRASER, 2001: *Primary determinants of macrophyte community structure in 62 marsh across the Great Lakes basin: latitude, land use and water quality effects*. *Can J Fish Aquat Sci* (Ottawa) 58(8): 1603–1612. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfas-58-8-1603>
- LUGO, A. E., 1994: *Maintaining an open mind on exotic species*. In: Meffe G. & C. Carroll (eds.): *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. (Sunderland, Mass., USA), pp. 218-220.
- MACK, J. J., M. MICACCHION, L. D. AUGUSTA & G. R. SABLACK, 2000a: *Vegetation indices of biotic integrity (vibi) for wetlands and calibration of the Ohio rapid assessment method for wetlands*. Grant CD95276. Ohio Environmental Protection Agency. Wetlands Unit, Division of Surface Water. Columbus, Ohio. (Final Report to US Environmental Protection Agency, 98 pp.).
- MACK, R. N., D. SIMBERLOFF, W. M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT & F. A. BAZZAZ, 2000b: *Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control*. *Ecol Appl* (Washington) 10(3): 689–710. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- MADSEN, J. D., P. A. CHAMBERS, W. F. JAMES, E. W. KOCH & D. F. WESTLAKE, 2001: *The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes*. *Hydrobiologia* (Berlin) 444(1): 71–84. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017520800568>
- MADSEN, T. V. & N. CEDERGREEN, 2002: *Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream*. *Freshwat Biol* (Oxford) 47(2): 283–291. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00802.x>
- MAGURRAN, A. E., 1988: *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton.
- MAINSTONE, C. P. & W. PARR, 2002: *Phosphorus in rivers — ecology and management*. *Sci Total Environ* (Amsterdam) 282–283: 25–47. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00937-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00937-8)
- MARSHALL, E. J. P. & D. F. WESTLAKE, 1990: *Water velocities around plants in chalk streams*. *Folia Geobot Phyto-taxon* (Průhonice) 25: 279. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02913028>
- MESTERS, C. M. L., 1995: *Shifts in macrophyte species composition as a result of eutrophication and pollution in Dutch transboundary streams over the past decades*. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* (Dordrecht) 4(4): 295–305. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00118010>
- MILNER, A. M., 1994: *System Recovery*. In: Calow P. & G. E. Petts (eds.): *The rivers handbook: Hydrological and Ecological Principles*, vol. 2. Blackwell Science Ltd. (Oxford), pp. 76-97. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313871.ch5>
- MORETTI, M. & C. LEGG, 2009: *Combining plant and animal traits to assess community functional responses to disturbance*. *Ecography* (Hoboken) 32(2): 299-309. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05524.x>

- MOSELMAN, E., N. ANGELOPOULOS, B. BELLETTI, T. BUIJSE, et al., 2015: *REstoring rivers FOR effective catchment Management*; Deliverable 3.2. Understanding biological responses to degraded hydromorphology and multiple stresses. www.reformrivers.eu
- NAGASAKA, M., K. YOSHIZAWA, K. ARIIZUMI & K. HIRABAYASHI, 2002: *Temporal changes and vertical distribution of macrophytes in Lake Kawaguchi*. *Limnology* (Tokyo) 3(2): 107–114. <http://dx.doi.org/10.1007/s102010200012>
- NUNN, A. D., J. P. HARVEY & I. G. COWX, 2007: *Benefits to 0+ fishes of connectivity man-made waterbodies to the lower River Trent, England*. *River Research and Applications* (Hoboken) 23(4): 361–376. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.993>
- O'HARE, M. T., A. BAATTRUP-PEDERSEN, R. NIJBOER, K. SZOSZKIEWICZ & T. FERREIRA, 2006: *Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat*. *Hydrobiologia* (Berlin) 566(1): 197–210. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0095-2>
- PALUMBI, S. R., 2001: *Humans as the world's greatest evolutionary force*. *Science* (Washington) 293(5536): 1786–1790. <http://dx.doi.org/10.1126/science.293.5536.1786>
- PEDERSEN, T. C. M., A. BAATTRUP-PEDERSEN & T. V. MADSEN, 2006: *Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams*. *Freshwater Biology* (Frederiksberg) 51(1): 161–179. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01467.x>
- PETTS, G. E., 1984: *The quality of reservoir releases*. In: Petts, G. E. (ed.): *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. John Wiley & Sons. (Chichester), pp. 54–83.
- PIMENTEL, D., L. LACH, R. ZUNIGA & D. MORRISON, 2000: *Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States*. *BioScience* (Oxford) 50(1): 53–64. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECN\]2.3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECN]2.3.CO;2)
- POFF, N. L., 1997: *Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology*. *Journal of the North American Benthological Society* (Chicago) 16(2): 391–409. <http://dx.doi.org/10.2307/1468026>
- POTT, R. & D. REMY, 2000: *Gewasser des Binnenlandes*. Stuttgart.
- PREINER, S., I. DROZDOWSKI, M. SCHAGERL, F. SCHIEMER & T. HEIN, 2007: *The significance of side-arm connectivity for carbon dynamics of the River Danube, Austria*. *Freshwater Biology* (Berlin) 53(2): 238–252. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01888.x>
- REYNOLDS, C. S., A. E. IRISH & J. A. ELLIOTT, 1998: *The use of PROTECH-C to simulate phytoplankton behaviour in reservoirs and rivers: application to the potamoplankton of the River Thames*. Contract Report – Thames Water 1998. Reading.
- RICHARDSON, D. M., P. PYSEK, M. REJMANEK, M. G. BARBOUR, F. D. PANETTA & C. J. WEST, 2000: *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. *Divers Distrib* (Hoboken) 6(2): 93–107. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- RIIS, T. & K. SAND-JENSEN, 2001: *Historical changes of species composition and richness accompanying disturbance and eutrophication of lowland streams over 100 years*. *Freshwater Biology* (Hoboken) 46(2): 269–280. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00656.x>
- RIIS, T. & B. J. F. BIGGS, 2003: *Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams*. *Limnol Oceanogr* (Hoboken) 48(4): 1488–1497. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2003.48.4.1488>
- ROBACH, F., I. EGLIN & M. TREMOLIERES, 1997: *Species richness of aquatic macrophytes in former channels connected to a river: a comparison between two fluvial hydrosystems differing in their regime and regulation*. *Global Ecology and Biogeography Letters* (Hoboken) 6(3/4): 267–274. <http://dx.doi.org/10.2307/2997740>
- ROBERTSON, A. I., P. BACON & G. HEAGNEY, 2001: *The responses of floodplain primary production to flood frequency and timing*. *Journal of Applied Ecology* (London) 38(1): 126–136. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00568.x>
- SAND-JENSEN, K., E. JEPPESEN, K. NIELSEN, L. VAN DER BIJL, L. HJERMIND, L. W. NIELSEN & T. M. IVERSEN, 1989: *Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream*. *Freshwater Biology* (Frederiksberg) 22(1): 15–32. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01080.x>
- SAUNDERS, D. L., J. J. MEEUWIG & A. C. J. VINCENT, 2002: *Freshwater protected areas: strategies for conservation*. *Conservation Biology* (Amsterdam) 16(1): 30–41. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x>
- SCULTHORPE, C. D., 1967: *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. London.
- STEPHAN, U. & U. WYCHERA, 2000: *Analysis of flow velocity fluctuations in different macrophyte banks in a natural open channel*. In: Leclerc M., H. Capra, S. Valentin, A. Boudreault & Y. Cote (eds.): *2nd IAHR symposium on habitats hydraulics, ecohydraulics*. Quebec.

- SZOSZKIEWICZ, K., T. FERREIRA, T. KORTE, A. BAATTRUP-PEDERSEN, J. DAVY-BOWKE & M. O'HARE, 2006: *European river plant communities: The importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics*. Hydrobiologia (Berlin) 566(1): 211-234. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0094-3>
- THORP, J. H., M. C. THOMS & M. D. DELONG, 2006: *The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time*. River research and applications (Hoboken) 22(2): 123-147. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.901>
- TOCKNER, K., F. MALARD & J. V. WARD, 2000: *An extension of the flood pulse concept*. Hydrological Processes (Hoboken) 14(16-17): 2861-2883. [http://dx.doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](http://dx.doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F)
- TOCKNER, K. & J. A. STANFORD, 2002: *Riverine flood plains: present state and future trends*. Environmental Conservation (Oxford) 29: 308-330.
- TREMP, H. & A. KOHLER, 1995: *The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters*. Acta Botanica Gallica (Paris) 142: 541-550. <http://dx.doi.org/10.1080/12538078.1995.10515277>
- UNDERWOOD, A. J., 1994: *Spatial and temporal problems with monitoring*. In: Calow P. & G. E. Petts (eds.): *The rivers handbook: Hydrological and Ecological Principles, Volume Two* Blackwell Scientific. (Oxford), pp. 101-123. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313871.ch6>
- URBANIČ, G., 2014: *Hydromorphological degradation impact on benthic invertebrates in large rivers in Slovenia*. Hydrobiologia (Berlin) 729(1): 191-207. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1430-4>
- VEIT, U., K. PENKSZA & A. KOHLER, 2003: *Beurteilung von Fließgewässern am Beispiel einer Langzeituntersuchung der Makrophyten-Vegetation in der Friedberger Au (bei Augsburg)*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsbericht 2002. (Braunschweig), pp. 263-268.
- VIOLLE, C., M.-L. NAVAS, D. VILE, E. KAZAKOU, C. FORTUNEL, I. HUMMEL & E. GARNIER, 2007: *Let the concept of trait be functional!* Oikos (Copenhagen) 116(5): 882-892. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- VODNA DIREKTIVA, 2000: Direktiva 2000/60/ES Evropskega parlamenta in Sveta z dne 23. oktobra 2000. Bruselj, 72 str., 11 prilog
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD, 1995: *The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers*. Regulated Rivers Research and Management (Chichester) 10(2-4): 159-168. <http://dx.doi.org/10.1002/rrr.3450100211>
- WARD, J. V. & K. TOCKNER, 2001: *Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology*. Freshwater Biology (Hoboken) 46(6): 807-819. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00713.x>
- WARD, J. V., K. TOCKNER, D. B. ARSCOTT & C. CLARET, 2002: *Riverine landscape diversity*. Freshwater Biology (Hoboken) 47(4): 517-539. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>
- WERLE, W., 1982: *Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern*. Mitteilungen der Pollichia (Neustadt) 70: 125-168.
- WESTLAKE, D. F., 1967: *Some effects of low-velocity currents on the metabolism of aquatic macrophytes*. J Exp Bot (Oxford) 18(2): 187-205. <https://doi.org/10.1093/jxb/18.2.187>
- WETZEL, R. G., 2001: *Limnology: lake and river ecosystems*. 3. izdaja. Cambridge.
- WHARTON, G., J. A. COTTON, R. S. WOTTON, J. A. B. BASS, C. M. HEPPPELL, M. TRIMMER, I. A. SANDERS & L. L. WARREN, 2006: *Macrophytes and suspension-feeding invertebrates modify flows and fine sediments in the Frome and Piddle catchments, Dorset (UK)*. J Hydrol (Amsterdam) 330(1-2): 171-184. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.04.034>
- WIEGLEB, G., 1988: *Analysis of flora and vegetation in rivers: concepts and applications*. In: Symoens, J. (ed.): *Vegetation of Inland Waters. Handbook of Vegetation Science 15*. Kluwer Academic Publishers. (Dordrecht), pp. 311-340.
- WILBY, R. L., L. E. CRANSTON & E. J. DARBY, 1998: *Factors governing macrophyte status in Hampshire chalk streams: implications for catchment management*. Water and Environment Journal (Hoboken) 12(3):179-187. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.1998.tb00170.x>
- WILBY, N. J., J. R. PYGOTT & J. W. EATON, 2001: *Inter-relationships between standing crop, biodiversity and trait attributes of hydrophytic vegetation in artificial waterways*. Freshw Biol (Hoboken) 46(7): 883-902. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00722.x>
- YANG, M. D. & R. M. SYKES, 1998: *Trophic-dynamic modelling in a shallow eutrophic river ecosystem*. Ecological Modelling (Amsterdam) 105(2-3): 129-139. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00076-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00076-8)

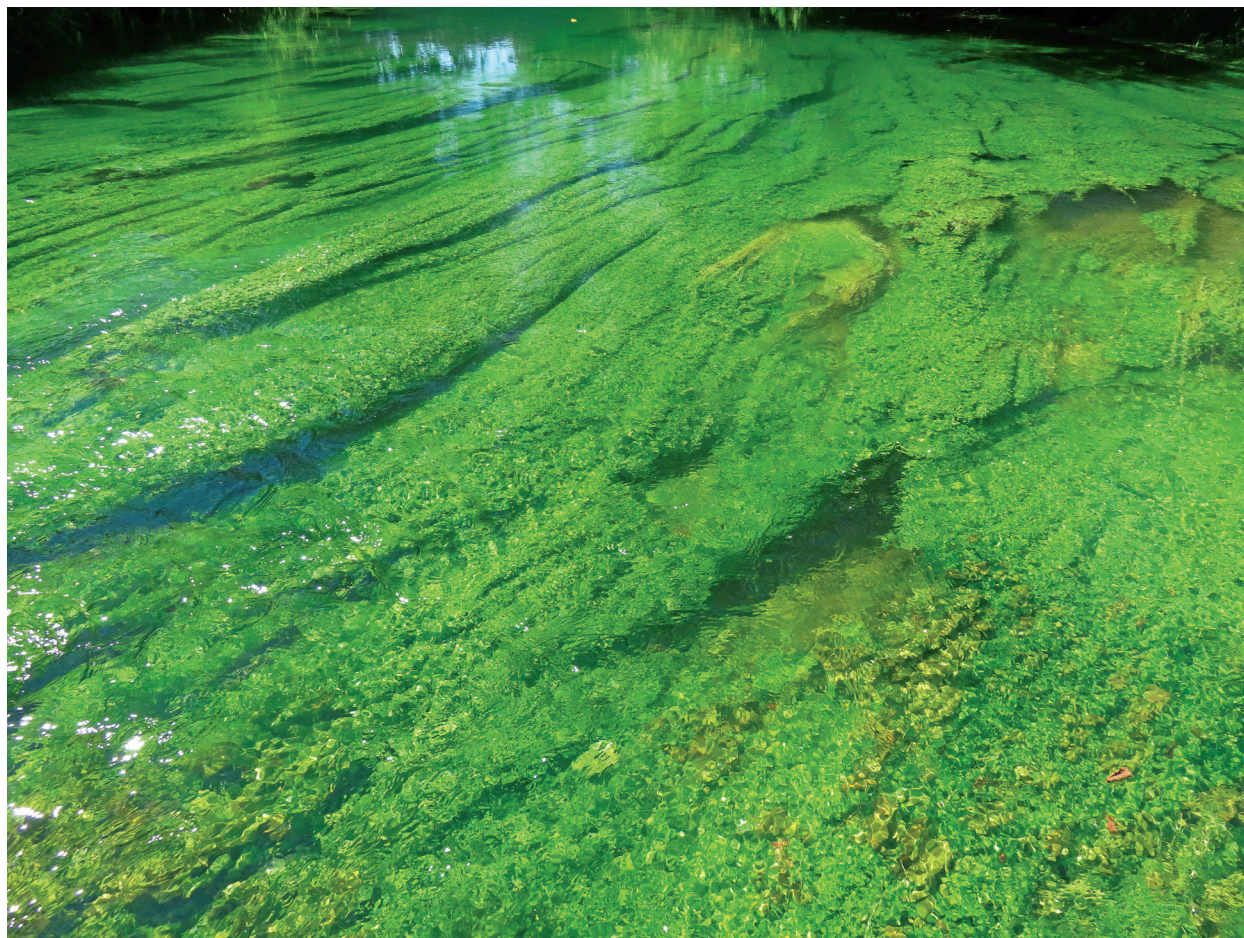
YANG, N., Y. ZHANG & K. DUAN, 2017. *Effect of Hydrologic Alteration on the Community Succession of Macrophytes at Xiangyang Site, Hanjiang River, China*. Scientifica (London) 2017: 1-10. <https://doi.org/10.1155/2017/4083696>



Slika 1: Stojnci, mrtvica v Sigetu.
Figure 1: Stojnci, oxbow lake in Siget.



Slika 2: *Sparganium* sp., Rinža, Kočevje.
Figure 2: Bur-reed, Rinža, Kočevje.



Slika 3: Žabji las (*Callitriche*), potok Prečna, kraj Prečna.

Figure 3: Water-starwort (*Callitriche*), stream Prečna, location Prečna.

