ΓΕΩΠΟΝΙΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ

Τμήμα Αξιοποίησης Φυσικών Πόρων

& Γεωργικής Μηχανικής

Τομέας Υδατικών Πόρων

Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας με σκοπό τον υπολογισμό οικολογικών παροχών

Διδακτορική Διατριβή

Χριστίνα Μ.Χ. Παπαδάκη

Αθήνα,

Δεκέμβριος 2018

Επιβλέπων: Νικόλαος Δέρκας Αναπληρωτής Καθ. ΓΠΑ

ΓΕΩΠΟΝΙΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ

Τμήμα Αξιοποίησης Φυσικών Πόρων

& Γεωργικής Μηχανικής

Τομέας Υδατικών Πόρων

Διδακτορική Διατριβή

Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας με σκοπό τον υπολογισμό οικολογικών παροχών

Χριστίνα Μ.Χ. Παπαδάκη

Αθήνα,

Δεκέμβριος 2018

Επιβλέπων: Νικόλαος Δέρκας Αναπληρωτής Καθ. ΓΠΑ

Διδακτορική Διατριβή

Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας με σκοπό τον υπολογισμό οικολογικών παροχών

Χριστίνα Μ.Χ. Παπαδάκη

Τριμελής Συμβουλευτική Επιτροπή:

Επιβλέπων:
Νικόλαος Δέρκας,
Αναπληρωτής Καθ. ΓΠΑ

Μέλη:
Ηλίας Δημητρίου,
Ερευνητής Α, ΕΛΚΕΘΕ
Αλκιβιάδης Οικονόμου,
Ερευνητής Α, ΕΛΚΕΘΕ

Επταμελής Εξεταστική Επιτροπή:

1. Νικόλαος Δέρκας,
   Αναπληρωτής Καθ. ΓΠΑ
   (επιβλέπων)
2. Ηλίας Δημητρίου,
   Ερευνητής Α, ΕΛΚΕΘΕ
3. Αλκιβιάδης Οικονόμου,
   Ερευνητής Α, ΕΛΚΕΘΕ
4. Ιωάννης Δ. Βαλιάντζας,
   Καθηγητής. ΓΠΑ
5. Ευάγγελος Μπαλτάς,
   Καθηγητής. ΕΜΠ
6. Νικόλαος Σκουλικίδης,
   Ερευνητής Α, ΕΛΚΕΘΕ
7. Βασίλειος Τσιχριντζής,
   Καθηγητής ΕΜΠ

Η έγκριση της διδακτορικής διατριβής από το τμήμα Αξιοποίησης Φυσικών Πόρων & Γεωργικής Μηχανικής του Γεωπονικού Πανεπιστημίου Αθηνών δεν υποδηλώνει αποδοχή των γνωμών του συγγραφέα (Ν. 5343/1932, Άρθρο 202).

Περίληψη

Στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής έγινε ενδελεχής επισκόπηση όλων των θεμάτων που σχετίζονται με τις οικολογικές παροχές. Παράλληλα, αναπτύχθηκαν καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων εφτά ειδών της ελληνικής ιχθυοπανίδας ως τμήμα ενός ευρύτερου μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης των οικολογικών παροχών κινούμενο προς το πνεύμα της Ευρωπαϊκής Οδηγίας – Πλαίσιο (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; ΕC, 2000). Αρχικά έγινε εκτενής ανάλυση και μελέτη της βιβλιογραφίας. Ακολούθησαν δειγματοληψίες κατά την περίοδο Σεπτέμβριος 2013 έως Αύγουστος 2016 για τη συλλογή των δεδομένων, με στόχο την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας ως προς βασικές παραμέτρους (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα και κάλυψη) και την ανάπτυξη υδραυλικών μοντέλων ως τμήμα ενός μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών σε ελληνικές συνθήκες. Η συλλογή των δεδομένων ιχθυοπανίδας πραγματοποιήθηκε μέσω της παρατήρησης με μάσκα και μέσω της ηλεκτραλιείας. Τα δεδομένα της ιχθυοπανίδας επεξεργάστηκαν στατιστικά και σε επόμενο στάδιο αναπτύχθηκαν αλγόριθμοι (ψευδοκώδικες) σε περιβάλλον R (R Core Team, 2014) με στόχο την ποσοτικοποίηση των σχέσεων μεταξύ της παροχής και των παραμέτρων που προαναφέρθηκαν. Οι αλγόριθμοι αυτοί χρησιμοποιήθηκαν για την ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων δύο τύπων (χρήσης και προτίμησης) και για την εκτίμηση κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης (WUA) με ενσωματωμένο ένα κριτήριο βελτιστοποίησης (0.5) της καταλληλότητας της σταθμισμένης κατάλληλης έκτασης ($WUA_{0.5}$) το οποίο αναπτύχθηκε στο πλαίσιο της διατριβής για την εκτίμηση της διαθεσιμότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας με υψηλή καταλληλότητα σε διαφορετικές παροχές. Οι περιοχές μελέτης αφορούν κυρίως ορεινά τμήματα ποταμών. Επιλέχθηκαν έχοντας γνώμονα την ήπια ανθρωπογενή παρέμβαση προσεγγίζοντας συνθήκες αναφοράς, τόσο για τη συλλογή των δεδομένων ιχθυοπανίδας όσο και για τα υδραυλικά μοντέλα. Στο πλαίσιο εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκαν τρεις βασικές εφαρμογές με αντικείμενο την κλιματική μεταβλητότητα και τη συσχέτιση αυτής με ενδιαιτήματα οργανισμών στόχων (ενδείκτες) σε ορεινά ποτάμια, τη σημασία της μονοδιάστατης και δισδιάστατης υδραυλικής προσομοίωσης στην εκτίμηση των οικολογικών παροχών και τέλος τη διερεύνηση διαφορετικών προσεγγίσεων που σχετίζονται με την εκτίμηση των οικολογικών παροχών. Τα αποτελέσματα από την

πρώτη εφαρμογή έδειξαν ότι υπό την επίδραση ενδεχόμενων κλιματικών σεναρίων (ειδικά με βάση τα A2 και A1B 2100) της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Αλλαγή του Κλίματος (IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change) θα συμβεί τροποποίηση του υφιστάμενου καθεστώτος ροής. Συγκεκριμένα τα αποτελέσματα έδειξαν μείωση του ρυθμού εμφάνισης πλημμυρικών επεισοδίων τη θερινή περίοδο, η οποία θα επηρεάσει αρνητικά τα ενδιαιτήματα της ενδημικής πέστροφας του Αχελώου περιορίζοντας την υψηλή καταλληλότητα. Τα αποτελέσματα της δεύτερης εφαρμογής έδειξαν ότι η προσομοίωση ταχυτήτων από μονοδιάστατο και δισδιάστατο υδραυλικό μοντέλο επηρεάζει σε μεγαλύτερο βαθμό τα αποτελέσματα της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων συγκριτικά με την παράμετρο του βάθους. Τέλος τα αποτελέσματα της τρίτης εφαρμογής δείχνουν υποεκτίμηση των μηνιαίων ελάχιστων παροχών από την υδρολογική μεθοδολογία συγκριτικά με την μεθοδολογία προσομοίωσης ενδιαιτημάτων. Βασικό κίνητρο για την ολοκλήρωση της διδακτορικής διατριβής σε όλη τη διάρκεια αυτής ήταν η εναρμόνιση και η σύνδεση του ερευνητικού χαρακτήρα με την επικαιρότητα και τα πραγματικά ζητήματα με τα οποία σχετίζεται το αντικείμενο των οικολογικών παροχών.

Επιστημονικό περιοχή: Φυσικές Επιστήμες

Λέξεις κλειδιά: Οικολογικές παροχές; Καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων; Μοντέλα προσομοίωσης καταλληλότητας ενδιαιτημάτων; Ψάρια; Καθεστώς ροής; Ενδιαιτήματα; Υδροδυναμικά μοντέλα

Extended abstract

Development of fish habitat suitability criteria for the estimation of ecological flows

1. Introduction

Water needs for several anthropogenic uses are growing rapidly. Increasing water demand for human purposes intensify the need for better understanding on the relationships between the biota and the environment since less water mean less space for the riverine organisms. The ability of water to cover uses such us domestic, irrigation, industrial, energy, recreation require humanity to reinforce trade-offs between environmental and all the other water uses. In addition, the growing demands for water have increased the need to build dams, which in many cases alter the seasonal and interannual streamflow variability of rivers (Poff et al. 2007), while they also reduce the available amount of water downstream (Li et al. 2012; Mao et al. 2016). To mitigate the downstream impact of dams, several countries worldwide have established environmental flow rules, to quantify the water required for ecosystem conservation and resource protection (Tharme 2003). When it comes to rivers in Greece, limited work has been carried out regarding the development of adequate ecological flow assessment methods considering local ecological conditions (Muñoz-Mas et al. 2016; Papadaki et al. 2016). Flow regime is often severely impacted by over-abstraction for agriculture and other uses, and some formerly perennial rivers now flow as artificially intermittent courses, with parts of the river stretch being totally desiccated during the summer period (Benejam et al. 2010; Skoulikidis et al. 2011). In this thesis, a worldwide review of the present status of environmental flow methodologies has been carried out. Four major categories of these methodologies (hydrological, hydraulic rating, habitat simulation and holistic), are presented and analyzed.

2. Habitat Suitability Indices

Moreover habitat suitability models for seven Greek endemic fish species (table 1) have been developed. The habitat requirements are represented by functions known as Habitat

Suitability Indices (HSIs), which are curves describing habitat suitability for various target species. Habitat Suitability Curves (HSC) have become by far the most common approach in studies involving the physical habitat simulation (Payne and Allen, 2009). The HSCs were categorized by Bovee (Bovee, 1986) in three categories according to the methodology of their development. Category I include curves generated from literature and experts' experience. Consequently they do not consider empirical microhabitat data. Category II are the Habitat Use curves, based on frequency analysis of the habitat variables at the fish locations. The last, Category III curves, are also known as preference curves. These curves derived also from observational data on habitat use (i.e. hydraulics in the locations where fish were observed) but weighted (or divided) by the habitat availability (i.e. hydraulics over the surrounding unoccupied locations). Table 1 shows characteristics of the fish species that were used under the framework of this PhD project.

Table 1. Fish species characteristics

Sampling technic	Fish species	River	Size (Total length, TL in cm)	Number	Variable	HSC type
Snorkeling	*Salmo farioides*	Voidomatis	<10cm, TL 10 –10cm, TL >20cm, TL	94 87 104	Depth, Velocity, Substrate Cover	Type II & Type III
	Squalius peloponnensis	Evinos	<10cm, TL >10cm, TL	342 368	Depth, Velocity, Substrate Cover	Type II & Type III
Electrofishing	*Salmo farioides*	Upper Acheloos	<15cm, TL >15cm, TL	65 90	Depth, Velocity	Type II & Type III
	Barbus balcanicus	Drosopigi stream (Florina)	5 –15cm, TL >15cm, TL	237 214	Depth, Velocity	Type II
	Salmo pelagonicus	Drosopigi stream (Florina)	5 –15cm, TL >15cm, TL	61 74	Depth, Velocity	Type II
	Squalius keadicus	Evrotas	<10cm, TL >10cm, TL	169 187	Depth, Velocity	Type II & Type III

	Tropidophoxinellus spartiaticus	Evrotas	One size	76	Depth, Velocity	Type II & Type III
	Pelasgus laconicus	Evrotas	One size	43	Depth, Velocity	Type II & Type III

For the development of the HSC each fish species was categorized into size classes for the field work and data analyses. These classes were estimated in cm (table 1) based on simple intervals (e.g. 0-5 cm total length, 5-10. 10-20, etc.). Fish habitat data were collected from mountain areas using specific hydro ecological and water management criteria to ensure the representation of a significant variety of aquatic habitats and the fish species living in the Greek medium sized streams, as well as sites with significant hydrologic alterations from human developments (eg dams and irrigation abstractions). Two techniques were used for their selection snorkelling and electrofishing).

3. Weighted Usable Area and threshold index ($WUA_{0.5}$)

In addition hydraulic modeling was combined with the developed habitat models to estimate areas of available habitat in terms of Weighted Suitable Area (WUA), for most of the aforementioned fish species. Weighted Usable Area (WUA) is the most renowned general indicator of habitat quality and quantity and is usually calculated for every of the simulated flows becoming the WUA-flow curve (Boavida et al., 2014). Upon the WUA-flow curve further calculations were made for Environmental Flow Assessment, for instance the comparison of alternative flow regimes and/or scenario analysis with habitat time series (Milhous et al., 1990; Papadaki et al, 2016). In this PhD a threshold index was developed ($WUA_{0.5}$) mainly because the productive capacity of small areas with optimum habitat is different than the large areas of less than optimum habitat.

Hydraulic-habitat models combine the dynamic behavior of river discharge with geomorphological and ecological responses. In this PhD project a Pseudo-two-dimensional (2D) model based on the one-dimensional (1D) HEC-RAS model and a 2D hydrodynamic model (FLOW-R2D) for several flows in respect to summer conditions were applied to several study sites of the upper part of Acheloos river. Comparison of models results was made in terms of water depths and velocities as well as habitat predictions in terms of weighted usable area (WUA).

4. Publications

During this PhD project three main publications were made. The main objective of the first one was to assess potential climate change impacts on the generic hydrological patterns and constituent fish habitats in a typical mountain river system of the south-western Balkans focusing on a case-study in the upper part of Acheloos River, Northwestern Greece.The climate change in the Mediterranean area is expected to have significant impacts on the aquatic ecosystems and particular in the mountain rivers and streams that often host important species such as the Salmo farioides, Karaman 1938. These impacts will most possibly affect the habitat availability for various aquatic species resulting to an essential alteration of the water requirements, either for dams or other water abstractions, in order to maintain the essential levels of ecological flow for the rivers. The altered flow regimes under different emission scenarios of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) were estimated using a hydrologicalmodel and based on regional climate simulations over the study area. The most prominent effects of the climate change scenarios depict severe flow reductions that are likely to occur especially during the summer flows, changing the duration and depressing the magnitude of the natural low flow conditions. Weighted Usable Area-flow curves indicated the limitation of suitable habitat for the native trout. Finally, this preliminary application highlighted the potential of science-based hydrological and habitat simulation approaches that are relevant to both biological quality elements (fish) and current EUWater policy to serve as efficient tools for the estimation of possible climate change impacts on the south-western Balkan river ecosystems.

In the second publication hydraulic-habitat models (1D and 2D hydrodynamic models) were used for estimating environmental flow requirements in terms of weighted usable area (WUA). In general, 2D models are more promising in habitat studies since they quantify spatial variations and combinations of flow patterns important to stream flora and fauna in a higher detail than the 1D models. Relationships between WUA and discharge for the two models were examined, to compare the similarity as well as the magnitude of predictions over the modelled discharge range. The models predicted differences in the location of maxima and changes in variation of velocity and water depth. Finally, differences in spatial distribution (in terms of suitability indices and WUA) between the Pseudo-2D and the fully 2D modelling results can be considerable on a cell-by-cell basis.

In the third publication implemeentation of environmental flows incorporating a hydrologic and a fish habitat simulation method was carried out. The ecological integrity of rivers ultimately depends on flow regime. Flow degradation is especially prominent in Mediterranean systems and assessing environmental flows in modified rivers is difficult, especially in environments with poor hydrologic monitoring and data availability. In many Mediterranean countries, which are characterized by pronounced natural variability and low summer flows, water management actions usually focus on prescribing minimum acceptable flows estimated by hydrologic methods. In this study, a comparative assessment of environmental flow estimation methods is developed in a river with poorly monitored flows and limited understanding of past reference conditions. This assessment incorporates both a hydrologic and a fish habitat simulation effort that takes into consideration hydrologic seasonality in a Greek mountainous river. The results of this study indicate that especially in data scarce regions the utilization of biotic indicators through habitat models, may provide valuable information, beyond that achievable with hydrologic methods, for developing regional environmental flow criteria. Despite the widespread use of the method, challenges in transferability of fish habitat simulation provide undefined levels of uncertainty and may require the concurrent use of different assessment tools and site-specific study.

5. Conclusions

Estimation of ecological flows is not an easy task. Comparison between different approaches revealed significant differences between hydrological and habitat simulation methodologies. Also, transferability issues of fish data even with small differences in geomorphological and environmental conditions, can be difficult for mountain rivers in the Mediterranean. Although fish are important indicators of instream flow conditions, theremight be confusion in cause of poor application of habitat suitability models when relationships between fish and their habitats are not clear and properly quantified. Water management issues need to be considered by multidisciplinary teams, working with local authorities and administrations towords a holistic approach. Finally, future changes in other anthropogenic stresses on fish habitat, such as increasing water withdrawals, dams or changing land use must also be quantified and analyzed. Thereafter, more research is needed to investigate the effects of flow reduction and flow regime change on the instream environments of mountain

rivers. This is especially important in sensitive areas with high-endemicity aquatic ecosystem within restricted freshwater ecoregions such as in the southernwestern Balkans.

Scientific area: Natural Sciences
Key words: Ecological Flow, Habitat Suitability Criteria, Habitat Suitability Models, Fish

Πρόλογος

Τα ελληνικά ποτάμια δέχονται πολλές πιέσεις όσον αφορά στο φυσικό καθεστώς ροής τους. Κατασκευή φραγμάτων για παραγωγή υδροηλεκτρικής ενέργειας, ύδρευση και άρδευση, παράνομες απολήψεις νερού, ανεπαρκής διαχείριση υδατικών διαθεσίμων και ανεπαρκής νομοθεσία, είναι μόνο μερικές από αυτές. Παρόμοια προβλήματα αντιμετωπίζουν και άλλες μεσογειακές χώρες, ακόμα και περιοχές όπου στο παρελθόν παρέμεναν αναλλοίωτες από ανθρώπινες παρεμβάσεις όπως είναι αυτές των ορεινών περιοχών.

Η παρούσα διδακτορική διατριβή πραγματεύεται θέματα οικολογικών παροχών θέτοντας ως βασικό άξονα την ενσωμάτωση βιολογικών δεδομένων, σύμφωνα με τις απαιτήσεις της Οδηγίας – Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; ΕC, 2000). Επιχειρήθηκε μία συμβολή στην αναγνώριση και την ανάδειξη της σημασίας των περιβαλλοντικών αναγκών, ορίζοντας ως εκπρόσωπους των αναγκών αυτών είδη ενδείκτες της ιχθυοπανίδας, για την ορθολογικότερη διαχείριση των υδατικών πόρων και ειδικά των νερών των ποταμών. Βασικό μέλημα της συγγραφέως ήταν η προσπάθεια εξακρίβωσης και ποσοτικοποίησης των σχέσεων που συνδέουν την ιχθυοπανίδα με τα ενδιαιτήματά της. Μεγάλο μέρος της διδακτορικής διατριβής αφιερώθηκε στην παρατήρηση υπό πραγματικές συνθήκες μέσα στο φυσικό περιβάλλον των οργανισμών. Βασική παρακαταθήκη της επικείμενης προσπάθειας είναι η επίτευξη μίας καλύτερης ισορροπίας, μέσα από άρτιο επιστημονικό τρόπο, ανάμεσα στις ανάγκες του ανθρώπου και τις ανάγκες του περιβάλλοντος όσον αφορά στη διαχείριση των υδατικών πόρων.

Η παρούσα διδακτορική διατριβή υλοποιήθηκε κατά το χρονικό διάστημα Ιούλιος 2013 έως Οκτώβριος 2018 και πραγματοποιήθηκε με τη συμβολή δύο ερευνητικών προγραμμάτων: “Σύστημα εκτίμησης της αποδεκτής Οικολογικής παροχής σε ποτάμια και ρέματα της Ελλάδας – ECOFLOW”, (www.ecoflow.gr) και «Αειφορική αξιοποίηση των οικοσυστημάτων των θαλασσών και εσωτερικών υδάτων της Α. Μεσογείου στο πλαίσιο της Γαλάζιας Ανάπτυξης», Υποέργο 2 «Ανάπτυξη εργαλείου υποβοήθησης λήψης αποφάσεων για την αειφορική διαχείριση των υδατικών πόρων, σε συνδυασμό με τη βελτιστοποίηση της παραγωγής ηλεκτρικής ενέργειας».

Ευχαριστίες

Ευχαριστώ τον επιβλέποντα της διδακτορικής μου διατριβής Αναπ. Καθ. Ν. Δέρκα για την εμπιστοσύνη και την εξαιρετική συνεργασία σε όλη τη διάρκεια εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής. Ταυτόχρονα η καθοδήγηση, η άμεση ανταπόκριση και η διαύγεια πνεύματος του Ερευν. Α, Η. Δημητρίου (μέλος τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής) με βοήθησαν να φτάσω μέχρι το τέλος αυτής της διαδρομής αφήνοντάς μου τις καλύτερες εντυπώσεις και τον ευχαριστώ ιδιαίτερα γι' αυτό. Τον Ερευν. Α, Α. Οικονόμου (μέλος τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής) για τη βοήθεια του στο ιχθυολογικό κομμάτι. Η αγάπη του και οι γνώσεις του για την ιχθυολογία ήταν πηγή έμπνευσης για εμένα. Ευχαριστώ τα υπόλοιπα μέλη που απαρτίζουν την εφταμελή επιτροπή: Καθ. Ι. Βαλιάντζα, Καθ. Ε. Μπαλτά, Ερευν. Ν. Σκουλικίδη, Καθ. Β. Τσιχριντζή.

Ευχαριστώ τον Καθ. F. Martinez-Capel για τη μεταφορά της εμπειρίας του σε θέματα εργασιών πεδίου και σε επιστημονικό επίπεδο και τον Dr. R. Muñoz-Mas για τη βοήθεια του στις εργασίες πεδίου και στον προγραμματισμό.

Ευχαριστώ ιδιαίτερα τον Δρ. Κ. Σούλη για την αμέριστη συμπαράσταση του σε όλα τα χρόνια. Ως γνήσιος υδρολόγος και εκπαιδευτικός μου μετέφερε αβίαστα τις γνώσεις του, ανοίγοντας τους ορίζοντές μου.

Ευχαριστώ την Ερευν. Α, Μ. Στουμπούδη που μου έδωσε την ευκαιρία να συνεχίσω να εργάζομαι πάνω στο αντικείμενο των οικολογικών παροχών μέχρι να ολοκληρώσω σχεδόν τη διατριβή μου και τον Ερευν. Γ, Σ. Ζόγκαρη που με βούτηξε κατευθείαν στα βαθιά, ευτυχώς με ενθουσιασμό και πολύ όρεξη για να αναγνωρίζω τα ψάρια.

Ευχαριστώ όλους τους ερευνητές και συναδέλφους μου στο Ινστιτούτο Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων (ΙΘΑΒΙΠΕΥ) του ΕΛΚΕΘΕ για τη βοήθεια και τη συνεργασία τους σε όλα τα χρόνια. Οι συζητήσεις και η πρακτική βοήθεια ειδικά σε θέματα εργασιών πεδίου ήταν αδιαμφισβήτητα ένα από τα ομορφότερα κομμάτια της διατριβής.

Τέλος ευχαριστώ τους φίλους μου για την υποστήριξη και το ενδιαφέρον τους χωρίς τη βοήθεια των οποίων δεν θα μπορούσα να φτάσω ως εδώ και φυσικά ευχαριστώ μέσα από την καρδιά μου, τους γονείς μου Αντωνία και Μιχάλη Παπαδάκη, για την υπομονή και την υποστήριξη τους. Από πολύ μικρή με έφεραν σε επαφή με τα ποτάμια μέσα από την αγάπη τους για τα ταξίδια και τη φύση, εμφυσώντας μου με αυτό τον τρόπο τη θέληση για την κατανόηση του τρόπου λειτουργίας τους.

Πίνακας περιεχομένων

Περίληψη ..... **III**

Extended abstract ..... **V**

Development of fish habitat suitability criteria for the estimation of ecological flows ..... **V**

Πρόλογος ..... **XI**

Ευχαριστίες ..... **XII**

Πίνακας περιεχομένων ..... **XIII**

Λίστα με συντομογραφίες ..... **XXIII**

1. Εισαγωγή **1**

1.1 Αντικείμενο **1**

1.2 Δομή **4**

1.3 Στόχοι **5**

2. Θεωρητικό πλαίσιο **7**

2.1 Υπόβαθρο και ορισμοί της οικολογικής παροχής **7**

2.2 Περιβαλλοντικό καθεστώς ροής **11**

2.3 Οικολογικές Παροχές και Οδηγία – Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ) 15

2.4 Μέθοδοι εκτίμησης οικολογικών παροχών **16**

2.4.1 Υδρολογικές μέθοδοι **19**

2.4.2 Υδραυλικές Μέθοδοι **24**

2.4.3 Μέθοδοι προσομοίωσης ενδιαιτημάτων **27**

2.4.4 Ολιστικές μεθοδολογίες **33**

2.4.5 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα μεθοδολογιών εκτίμησης της οικολογικής παροχής **36**

2.5 Υφιστάμενη κατάσταση **39**

2.6 Εργαλεία εκτίμησης οικολογικών παροχών **46**

2.6.1 Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης (Indicators of Hydrologic Alteration – IHA) 46
2.6.2 Παγκόσμιο Εργαλείο Εκτίμησης Περιβαλλοντικών Παροχών (Global Environmental Flow Estimator – GEFC) 52
3. Προτεινόμενο Μεθοδολογικό Πλαίσιο Εκτίμησης Οικολογικών Παροχών στις ελληνικές συνθήκες 55
3.1 Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ελληνικής ιχθυοπανίδας 55
3.1.1 Εργασίες πεδίου και οριοθέτηση αντιπροσωπευτικών τμημάτων ποταμών 57
3.1.2 Συλλογή δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων 60
3.1.3 Μεθοδολογία καμπύλων καταλληλότητας 68
3.1.4 Αποτελέσματα και συζήτηση καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ελληνικής ιχθυοπανίδας 76
3.2 Υδροδυναμική προσομοίωση 90
3.2.1 Μεθοδολογία 90
3.2.2 Αποτελέσματα και συζήτηση προσομοιώσεων συνθηκών βάθους και ταχύτητας με υδραυλικά – υδροδυναμικά μοντέλα 96
3.3 Σύνθετος δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και εκτίμηση κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας με ορισμό κριτηρίου βελτιστοποίησης 101
3.3.1 Μεθοδολογία 101
3.3.2 Αποτελέσματα και συζήτηση κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης (WUA) 103
4. Εφαρμογές 112
4.1 Εφαρμογή Εκτίμηση των επιπτώσεων της μεταβολής του κλίματος στα ενδιαιτήματα της πέστροφας σε ορεινά ποτάμια της Ελλάδας με βάση την μεθοδολογία που αναπτύχθηκε στο πλαίσιο της διατριβής 112
4.1.1 Περιοχή μελέτης 113
4.1.2 Μεθοδολογία 114
4.1.3 Αποτελέσματα 118
4.1.4 Συζήτηση 127

4.1.5 Συμπεράσματα πρώτης εφαρμογής.....132

4.2 Σύγκριση ψευδοδισδιάστατου (pseudo 2d) (HEC-RAS) και δισδιάστατου υδροδυναμικού μοντέλου (FLOW-R2D) ως προς την εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας.....133

4.2.1 Περιοχή Μελέτης.....135

4.2.2 Μεθοδολογία.....135

4.2.3 Αποτελέσματα.....138

4.2.4 Συζήτηση.....145

4.2.5 Συμπεράσματα δεύτερης εφαρμογής.....146

4.3 Συγκριτική ανάλυση μεθοδολογιών οικολογικών παροχών με εφαρμογή σε Μεσογειακό ορεινό ποτάμι.....147

4.3.1 Περιοχή μελέτης.....148

4.3.2 Μεθοδολογία.....150

4.3.3 Αποτελέσματα.....151

4.3.4 Συζήτηση.....157

4.3.5 Συμπεράσματα τρίτης εφαρμογής.....159

5. Συμπεράσματα διατριβής.....161

5.1 Σύνοψη.....161

5.2 Καινοτομικά Στοιχεία – Συμβολή.....164

5.3 Περιορισμοί.....166

5.4 Προτάσεις για μελλοντική έρευνα.....166

Βιβλιογραφία.....168

Ελληνική Βιβλιογραφία.....184

Ηλεκτρονικές Πηγές.....185

Ευρετήριο πινάκων

Πίνακας 2.1. Τρεις βασικοί τύποι ροών οι οποίοι εμπεριέχονται σε καθεστώτα ροής ποταμών και η επίδραση που έχουν στα ποτάμια οικοσυστήματα (τροποποιημένο από: Davis & Hirji, 2003).....13

Πίνακας 2.2. Χαρακτηριστικά ποταμών και συσχετισμός τους με περιβαλλοντικές ροές (τροποποιημένο από: Davis & Hirji 2003) 14
Πίνακας 2.3. Χαρακτηριστικά Κανονιστικών Μεθοδολογιών και Διαδραστικών (τροποποιημένο από Davis & Hirji, 2003) 17
Πίνακας 2.4. Υδρολογικές μέθοδοι και περιοχές όπου εφαρμόζονται ευρέως 20
Πίνακας 2.5. Πλεονεκτήματα και μειονέκτημα των μεθόδων από τις τέσσερις βασικότερες κατηγορίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής (Τροποποίηση από Acreman & Dunbar, 2004) 38
Πίνακας 2.6. Βασικά χαρακτηριστικά μεθοδολογιών εκτίμησης οικολογικών παροχών (Τροποποιημένο από King et al., 1999) 39
Πίνακας 2.7. Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης και συσχέτιση τους με την οικολογία (τροποποιημένο από The Nature Conservancy, 2009) 47
Πίνακας 2.8. Παράμετροι Περιβαλλοντικών Παροχών και συσχέτιση τους με την οικολογία (τροποποιημένο από The Nature Conservancy, 2009) 50
Πίνακας 2.9. Περιγραφή περιβαλλοντικών κλάσεων (EMC) 53
Πίνακας 3.1. Τύποι μεσοενδιαιτημάτων που χρησιμοποιήθηκαν για την ανάπτυξη μοντέλων καταλληλότητας ιχθυοπανίδας στις ελληνικές συνθήκες. 59
Πίνακας 3.2. Κατηγορίες υποστρώματος (Απλοποιημένες από American Geophysical Union). 63
Πίνακας 3.3 Ημερομηνίες και ημέρες με τις δειγματοληψίες κατά τη διάρκεια της διδακτορικής διατριβής 67
Πίνακας 3.4 Είδος, μέγεθος και αριθμός ειδών ιχθυοπανίδας 74
Πίνακας 3.5. Είδη ιχθυοπανίδας για τα οποία συλλέχθηκαν δεδομένα καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας τύπου II & III 75
Πίνακας 3.6 Αποτελέσματα στατιστικού τεστ Kolmogorov-Smirnov για τις περιπτώσεις όπου αναπτύχθηκαν καμπύλες τύπου III 77
Πίνακας 3.7 Κατηγορίες και κωδικοί τύπων υποστρώματος 92
Πίνακας 3.8 Ενδεικτικές συντεταγμένες περιοχών μελέτης 97
Πίνακας 4.1. Ποσοστό μεταβολής της μέσης βροχόπτωσης (P) και θερμοκρασίας (T) με βάση τα κλιματικά σενάρια του IPCC και τα RCMs από την εργασία των Tolika et al., 2012 117
Πίνακας 4.2. Ανάλυση υδρολογικής τροποποίησης μεταξύ του φυσικού καθεστώτος ροής και του τροποποιημένου με βάση το A2 κλιματικό σενάριο 122

Πίνακας 4.3. Στατιστική σύγκριση και RMSE μεταξύ μετρημένων και προσομοιωμένων τιμών για τα δύο μοντέλα ως προς το βάθος και την ταχύτητα ροής. 140
Πίνακας 4.4. Χαρακτηριστικά ποταμού Βοϊδομάτη 148
Πίνακας 4.5. Γενικά χαρακτηριστικά των ΥΜΜ του Βοϊδομάτη από όπου έγινε η συλλογή των δεδομένων ιχθυοπανίδας 149
Πίνακας 4.6. Περιγραφικά στατιστικά στοιχεία για τις χρονοσειρές παροχών, οι οποίες προσομοιώθηκαν στα αντιπροσωπευτικά τμήματα της Μεσοχώρας Ανάντη και του Τριπόταμου 152
Πίνακας 4.7. Οι τιμές WUA για τις δύο θέσεις μελέτης και για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας σε μηνιαία βάση παροχών με πιθανότητες υπέρβασης 90, 80, 70, 60 και 50% 155
Πίνακας 4.8. Ελάχιστες οικολογικές παροχές για τα δύο αντιπροσωπευτικά τμήματα 156

Ευρετήριο γραφημάτων

Γράφημα 2.1 Αριθμός ερευνητικών εργασιών με αναφορά (είτε στον τίτλο, είτε στο κείμενο) στον όρο υδρολογία στην αγγλική γλώσσα (hydrology) και οικολογικές παροχές (environmental flow/regime, ecological flow/regime). Πηγή: Scopus 1/201811
Γράφημα 2.2 Οικολογική ακεραιότητα ποταμού (τροποποιημένο από Poff et al., 1997) 12
Γράφημα 2.3 Σημεία αλλαγής της κλίσης σε διατομή του ορεινού Αχελώου (Παπαδάκη 2018) 26
Γράφημα 2.4. Χωρική διακριτοποίηση τμήματος ποταμού σε κελία για την εφαρμογή της μεθοδολογίας IFIM (πηγή: Zappia & Hayes 1998) 31
Γράφημα 2.5 Σύντομο ιστορικό των οικολογικών παροχών από την εμφάνισή τους στα τέλη της δεκαετίας του '30 μέχρι το 2030 (Παπαδάκη, 2017) 43
Γράφημα 2.6 Καμπύλες διάρκειας παροχής και περιβαλλοντικές κλάσεις (πηγή: http://www.iwmi.cgiar.org/resources/models-and-software/environmental-flow-calculators/) 54
Γράφημα 3.1 Προτεινόμενο μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών. Η συλλογή των βιοτικών δεδομένων είναι ανεξάρτητη από τη συλλογή των αβιοτικών δεδομένων (Παπαδάκη 2018) 56

Γράφημα 3.2 Χρήση δορυφορικών εικόνων για οριοθέτηση τμημάτων ποταμού και χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων. 1 & 2. Ορεινός Αχελώος, 3. Εύηνος, 4. Βοϊδομάτης.....57
Γράφημα 3.3 Οριοθέτηση τμημάτων ποταμού για την επιλογή αντιπροσωπευτικού τμήματος.....58
Γράφημα 3.4 Οριοθέτηση περιοχών μελέτης, ανάλογα με την τάξη μεγέθους της περιοχής που μελετάται (τροποποιημένο από Frissell et al., 1986).....59
Γράφημα 3.5 Χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων στον ορεινό Αχελώο.....60
Γράφημα 3.6 Θέσεις όπου βρέθηκαν είδη ελληνικής ιχθυοπανίδας κατά τη συλλογή δεδομένων με τη τεχνική της παρατήρησης με μάσκα. 1. *Salmo farioides* (*Βοϊδομάτης*), 2. *Salmo farioides* (Ορεινός Αχελώος), 3. *Luciobarbus albanicus (Άραχθος)*, 4. *Squalius peloponnensis (Εύηνος)*.....62
Γράφημα 3.7 Απεικόνιση απαραίτητου εξοπλισμού για την εφαρμογή της παρατήρησης με μάσκα στον Βοϊδομάτη (επάνω αριστερά), στον Εύηνο (επάνω δεξιά) και στον ορεινό Αχελώο (κάτω).....64
Γράφημα 3.8 Συλλογή δεδομένων ροής και βάθους στα σημεία όπου βρέθηκαν ψάρια (Εύηνος αριστερά και Βοϊδομάτης δεξιά).....65
Γράφημα 3.9 Δειγματοληψία με συσκευή ηλεκτραλιείας που τοποθετείται στην όχθη (αριστερά) και δειγματοληψία με φορητή συσκευή ηλεκτραλιείας πλάτης.....67
Γράφημα 3.10Συλλογή δεδομένων διαθεσιμότητας (διατομές) και συλλογή δεδομένων χρήσης.....70
Γράφημα 3.11 Χάρτης με τις περιοχές συλλογής δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας.....72
Γράφημα 3.12 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Salmo farioides,* <10cm, TL:.78
Γράφημα 3.13 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Salmo farioides,* 10 - 20cm, TL: 79
Γράφημα 3.14 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Salmo farioides,* >20cm, TL:.80
Γράφημα 3.15 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius peloponnensis,* <10cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Εύηνος).....81
Γράφημα 3.16 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius peloponnensis,* >10cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Εύηνος).....82
Γράφημα 3.17 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III, *Salmo farioides,* <15cm, TL:83

Γράφημα 3.18 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Salmo farioides*, >15cm, TL:.84
Γράφημα 3.19 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III, *Tropidophoxinellus spartiaticus*: 85
Γράφημα 3.20 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III, *Pelasgus laconicus*: 86
Γράφημα 3.21 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius keadicus*: <10cm TL, ...87
Γράφημα 3.22 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius keadicus* >10cm TL, a) ταχύτητας, b) βάθους στον ποταμό Ευρώτα 88
Γράφημα 3.23 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II: a) ταχύτητας, b) βάθους για δυο μεγέθη των *Salmo pelagonicus* και *Barbus balcanicus* στο ρέμα Δροσοπηγή Φλώρινας 89
Γράφημα 3.24 Στάδια εφαρμογής υδραυλικής προσομοίωσης με το HEC-RAS.....91
Γράφημα 3.25 Εργασίες πεδίου για τη συλλογή δεδομένων για την εφαρμογή των υδραυλικών και υδροδυναμικών μοντέλων....92
Γράφημα 3.26 Υψομετρικά σημεία με διαφορετική κωδικοποίηση σε αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου....93
Γράφημα 3.27 Ψηφιακά μοντέλα αναγλύφου αντιπροσωπευτικών τμημάτων στον ορεινό Αχελώο....94
Γράφημα 3.28 Διατομή με απεικόνιση των διακριτοποιημένων κελιών με διαφορετικές ταχύτητες (Μεσοχώρα Ανάντη, ορεινός Αχελώος) 95
Γράφημα 3.29 Κάναβος ταχύτητας (αριστερά) και βάθους (δεξιά) ως αποτέλεσμα υδραυλικής προσομοίωσης (HEC-RAS) για ένα σενάριο παροχής από αρχεία κειμένου (ASCII) 96
Γράφημα 3.30 Αποτελέσματα ταχύτητας για 7 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) 98
Γράφημα 3.31 Αποτελέσματα βάθους για 7 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για τη Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) 98
Γράφημα 3.32 Αποτελέσματα ταχύτητας για 8 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS, Μεσοχώρα Κατάντη (ορεινός Αχελώος) 99
Γράφημα 3.33 Αποτελέσματα βάθους για 8 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS, Μεσοχώρα Κατάντη (ορεινός Αχελώος) 99
Γράφημα 3.34 Αποτελέσματα ταχύτητας για πέντε σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για το Τριπόταμο (ορεινός Αχελώος)....100

Γράφημα 3.35 Αποτελέσματα βάθους για πέντε σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για το Τριπόταμο (ορεινός Αχελώος)..... 100
Γράφημα 3.36 Χάρτες με δείκτες καταλληλότητας ταχύτητας, βάθους, κάλυψης και υποστρώματος τύπου ΙΙ για τη *Salmo farioides*, >20cm TL,στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Ανάντη 105
Γράφημα 3.37 Χάρτες με δείκτες καταλληλότητας ταχύτητας και βάθους τύπου ΙΙ για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη 106
Γράφημα 3.38 Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση με βάση τις καμπύλες τύπου ΙΙΙ για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Ανάντη..... 107
Γράφημα 3.39 $WUA_{0.5}$ για τρεις σύνθετους δείκτες για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, με βάση τις καμπύλες τύπου ΙΙ στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη 108
Γράφημα 3.40 $WUA_{0.5}$ για τρεις σύνθετους δείκτες, με βάση τις καμπύλες τύπου ΙΙ για τη *Salmo farioides*, <10cm TL στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη 109
Γράφημα 3.41 Εκτίμηση $WUA_{0.5}$ και WUA με βάση το γινόμενο και τη *Salmo farioides*, >20cm TL (Βοϊδομάτης) (Καμπύλες τύπου ΙΙΙ) στο τμήμα του ορεινού Αχελώου Μεσοχώρα Ανάντη, (εφαρμογή με HEC-RAS) 110
Γράφημα 3.42 Εκτίμηση $WUA_{0.5}$ και WUA με βάση το γινόμενο και τη *Salmo farioides* >20cm TL, (ορεινός Αχελώος) στο τμήμα του ορεινού Αχελώου Μεσοχώρα Κατάντη, (εφαρμογή με HEC-RAS)..... 110
Γράφημα 3.43 Εκτίμηση $WUA_{0.5}$ (αριστερός άξονας) και WUA (δεξιός άξονας) με βάση το γινόμενο και τη *Salmo farioides*, >20cm TL (Βοϊδομάτης), για το τμήμα του ορεινού Αχελώου Τριπόταμο, (εφαρμογή με HEC-RAS) 111
Γράφημα 4.1 Λεκάνες απορροής των περιοχών μελέτης της πρώτης εφαρμογής αριστερά και δεξιά το αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) με ανάλυση των ΥΜΜ 114
Γράφημα 4.2 Σύγκριση μεταξύ ιστορικών δεδομένων και προσομοιωμένων 119
Γράφημα 4.3 Σύγκριση μηνιαίων παροχών με βάση τις διαμέσους, του φυσικού καθεστώτος ροής και των τροποποιημένων καθεστώτων σύμφωνα με τα κλιματικά σενάρια του IPCC, με τη μεσαία κατηγορία RVA ($33^{ο}$ εκατοστημόριο – $67^{ο}$ εκατοστημόριο; γκρίζα περιοχή εντός των ορίων RVA)..... 120
Γράφημα 4.4 Τιμές υδρολογικής τροποποίησης (HAF) συγκρίνοντας το προσομοιωμένο υδρολογικά φυσικό καθεστώς ροής (1986–2004) και μελλοντικά

σενάρια κλιματικής μεταβολής (a) A1B (2021–2050), (b) B2 (2071–2100), (c) A1B (2071–2100), (d) A2 (2071–2100) 123
Γράφημα 4.5 Κατάλληλη σταθμισμένη έκταση με εφαρμογή του κριτηρίου βελτιστοποίησης ($WUA_{0.5}$) για ένα αντιπροσωπευτικό εύρος θερινών παροχών υπό την επίδραση κλιματικών μεταβολών σύμφωνα με τα υπό εξέταση σενάρια 124
Γράφημα 4.6 Χάρτες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για τρεις παροχές και για τα τρία μεγέθη της B. πέστροφας, Ορεινός Αχελώος (Μεσοχώρα Ανάντη) 125
Γράφημα 4.7 Θηκογράμματα με τις αλλαγές στην $WUA_{0.5}$ για τα τρία μεγέθη της B. πέστροφας για την περίοδο (Ιούλιο με Αύγουστο) για όλα τα σενάρια και για το φυσικό καθεστώς (base: φυσικό καθεστώς) 126
Γράφημα 4.8 Πιθανότητα υπέρβασης της $WUA_{0.5}$ με βάση τις καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων (HDC) για τη σύγκριση μεταξύ του φυσικού καθεστώτος ροής (base) και των αναμενόμενων με βάση τα υπό εξέταση σενάρια 127
Γράφημα 4.9 Περιοχή εφαρμογής του HEC-RAS και του FLOW-R2D, (αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη, ορεινός Αχελώος) και διατομές ελέγχου για τη βαθμονόμηση των μοντέλων 135
Γράφημα 4.10 Τοπογραφικό πλέγμα και οριοθέτηση ζωνών με βάση τον κυρίαρχο τύπο υποστρώματος (Μεσοχώρα Ανάντη, ορεινός Αχελώος) 137
Γράφημα 4.11 Καμπύλες καταλληλότητας βάθους και ταχύτητας για το μεγάλο μέγεθος της B. πέστροφας 137
Γράφημα 4.12 Αποτελέσματα ταχύτητας για 14 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το FLOW-R2D, Ορεινός Αχελώος (Μεσοχώρα Ανάντη) 139
Γράφημα 4.13 Αποτελέσματα βάθους για 14 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το FLOW-R2D, Ορεινός Αχελώος (Μεσοχώρα Ανάντη) 139
Γράφημα 4.14 Σύγκριση των αποτελεσμάτων βάθους και ταχύτητας του υδραυλικού μοντέλου HEC-RAS και του υδροδυναμικού FLOW-R2D για παροχή 4 $m^3 s^{-1}$ 141
Γράφημα 4.15 Αποτελέσματα προσομοίωσης των δύο μοντέλων για 3 σενάρια παροχής ως προς την παράμετρο της ταχύτητας 142
Γράφημα 4.16 Αποτελέσματα προσομοίωσης των δύο μοντέλων για 3 σενάρια παροχής ως προς την παράμετρο του βάθους 143
Γράφημα 4.17 Κατάλληλη σταθμισμένη έκταση ($WUA_{0.5}$) με βάση τα δύο μοντέλα .. 143

Γράφημα 4.18 Καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων για σύγκριση μεταξύ των δύο μοντέλων με βάση την πιθανότητα υπέρβασης για τους μήνες Ιούνιο με Οκτώβριο (1986–2004) 144
Γράφημα 4.19 Χάρτες θερμότητας με τιμές *CSI* για τέσσερα σενάρια παροχής (2, 4, 6, 8 m^3s^{-1}) με βάση τα δύο μοντέλα HEC-RAS και FLOW-R2D 145
Γράφημα 4.20 Λεκάνες απορροής Βοϊδομάτη (αριστερά) και Μεσοχώρας (δεξιά). Ανάπτυξη υδρολογικού και υδραυλικού μοντέλου στη Μεσοχώρα Ανάντη και στο Τριπόταμο. Συλλογή δεδομένων ιχθυοπανίδας στον Βοϊδομάτη 149
Γράφημα 4.21 Διάγραμμα ροής τρίτης εφαρμογής 151
Γράφημα 4.22 Οι εκτιμώμενες μέσες και ελάχιστες παροχές σε ετήσια βάση για την περίοδο 1986 – 2004, για τα αντιπροσωπευτικά τμήματα Μεσοχώρα Ανάντη και Τριπόταμο 153
Γράφημα 4.23 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου III για *Salmo farioides,* >20cm, TL για τις παραμέτρους: a) Βάθος, b) Ταχύτητα, c) Υπόστρωμα, c) Κάλυψη (Βοϊδομάτης) ... 154
Γράφημα 4.24 Σύγκριση μηνιαίων τιμών παροχής μεταξύ του μη τροποποιημένου καθεστώτος ροής, των ελάχιστων οικολογικών παροχών με βάση το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών και πέντε κλάσεων σύμφωνα με το GEFC για τη Μεσοχώρα Ανάντη (a) και το Τριπόταμο (b) 157

Λίστα με συντομογραφίες

Πίνακας με συντομογραφίες και επεξηγήσεις τους. Σημειώνεται η σελίδα όπου συναντάται για πρώτη φορά η κάθε συντομογραφία.

Συντομογραφίες	Επεξήγηση στα αγγλικά	Επεξήγηση στα ελληνικά	Σελίδα
EFC	Environmental Flow Components	Συνιστώσες Περιβαλλοντικής Ροής	47
HSI	Habitat Suitability Index	Δείκτης Καταλληλότητας	68
IFIM	Instream Flow Incremental Methodology	Μεθοδολογία Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής	28
HSC	Habitat Suitability Curves	Καμπύλες Καταλληλότητας Ενδιαιτημάτων	68
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	Διακυβερνητική Επιτροπή για την Αλλαγή του Κλίματος	VIII
IWMI	International Water Management Institute	Διεθνές Ινστιτούτο Διαχείρισης Υδάτων	42
RVA	Range of Variability Approach	Εύρος Μεταβλητότητας	19
SDGs	Sustainable Development Goals	Στόχοι βιώσιμης ανάπτυξης	42
WCD	World Commission on Dams	Παγκόσμια Επιτροπή Φραγμάτων	40
WUA	Weighted Usable Area	Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση	31
IHA	Indicators of Hydrologic Alteration	Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης	22

Δημοσιευμένο έργο

Σε διεθνή περιοδικά με το σύστημα των κριτών:

Papadaki, **Ch.**, Soulis, K., Ntoanidis, L., Zogaris S., Dercas N., Dimitriou E. 2017. Comparative Assessment of Environmental Flow Estimation Methods in a Mediterranean Mountain River, Environ Manage. doi:10.1007/s00267-017-0878-4.

Vardakas, L., Kalogianni, E., **Papadaki, Ch.,** et al. 2017. Defining critical habitat conditions for the conservation of three endemic and endangered cyprinids in a Mediterranean intermittent river before the onset of drought. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 1–11. doi: 10.1002/aqc.2735.

Papadaki, Ch., Bellos, V., Stoumboudi, M., Kopsiaftis, G., Dimitriou, E. 2017. Evaluation of streamflow habitat relationships using habitat suitability curves and HEC–RAS. Eur. Water, 58, 127–134.

Papadaki, Ch., Bellos, V., Ntoanidis, L., Dimitriou, E. 2016. Comparison of West Balkan adult trout habitat predictions using a Pseudo–2D and a 2D hydrodynamic model. Hydrol Res 1–13. doi: 10.2166/nh.2016.352.

Muñoz–Mas, R., **Papadaki, Ch.**, Martínez–Capel, F., Zogaris, S., Ntoanidis, L., Dimitriou, E. 2016. Generalized additive and fuzzy models in environmental flow assessment: A comparison employing the West Balkan trout (Salmo farioides; Karaman, 1938). Ecological Engineering 91: 365–377 doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.03.009.

Papadaki, Ch., Soulis, K., Muñoz–Mas, R., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Dercas, N., & Dimitriou E. 2016. Potential impacts of climate change on flow regime and fish habitat in montane rivers of the southwestern Balkans, Sci Total Environ. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.134.

Σε ελληνικά περιοδικά:

Παπαδάκη Χ., Δημητρίου, Η. 2014. Τα προβλήματα της διαχείρισης των ποταμών σε σχέση με τις οικολογικές απαιτήσεις σε νερό, "η φύση", 147, 14-18.

Σε διεθνή συνέδρια μετά από κρίση:

Papadaki, Ch., Bellos V., Stoumboudi, M., Kopsiaftis, G., Dimitriou, E. 2017. Evaluation of streamflow habitat relationships using habitat suitability curves and HEC-RAS, Panta Rhei. Proceedings of the 10th World Congress of EWRA on Water Resources and Environment, 5-9 July 2017, Athens, Greece

Papadaki, Ch., Soulis, K., Muñoz-Mas, R., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Dercas N., Dimitriou E. 2015. A new approach for determining the environmental flow regime in a Greek river, 9th World Congress European Water Resources Association, ISBN: 978-975-441-442-4, pp. 291, Istanbul, Turkey.

Papadaki, Ch., Vardakas, L., Dimitriou, E., Kommatas, D., Kalogianni, E. 2015. Microhabitat use by two Greek endemic chub species, in two Greek rivers - Preliminary results, 11th Panhellenic Symposium on Oceanography and Fisheries, pp. 629- 632 Mytilene, Lesvos island, Greece.

Muñoz-Mas, R., **Papadaki, Ch.,** Ntoanidis, L., Martinez-Capel, F., Zogaris, S., Dimitriou, E. 2015. Habitat suitability models for West Balkan Trout for the estimation of environmental flows in a mountain river of Greece, 6th IAHR World Congress, The Hague, the Netherlands.

Papadaki, Ch., Mentzafou, A., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Evelpidou, N., Argyropoulos, D., Dimitriou, E. 2014. Habitat hydraulic modeling for assessing changes of mesohabitat types of a Greek mountainous river, EGU, March 2014, Austria.

Papadaki, Ch., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Martinez-Capel, F., Munoz-Mas, R., Evelpidou N., Dimitriou, E. 2014. Habitat hydraulic modeling for environmental flow restoration in upland streams in Greece, 12th International Conference "Protection & Restoration of the Environment, Skiathos, June 29th - July 3rd 2014, ISBN 978-960-88-490-5-1, p.385.

Evelpidou, N., Dimitriou, E., **Papadaki, Ch.,** Stamatakis, M., Ntoanidis, L., Koutsomichou I., Anastasatou, M., Karkani, A., 2014. A correlation of the structure and chemical composition of the habitat sediments with the ecological flow of Acheloos river, in Trikala Prefecture, Thessaly, Central Greece, 10th International Congress of Hellenic Geographical Society

Ntoanidis, L., Mentzafou, A., **Papadaki, Ch.,** Zogaris, S., Evelpidou, N., Argyropoulou-Papa, M., Dimitriou, E. 2014. Intercomparison of an ID versus quasi-2D hydraulic modelling approach for a spatial assessment of mesohabitat types alteration within a river - A case study of upper Acheloos river, 10th International Congress of Hellenic Geographical Society.

Papadaki, Ch., Ntonidis, L., Metzafou, A., Zogaris, S., Evelpidou, N., Argyropoulou – Papa, M., Dimitriou, E. 2014. An adaptation of a habitat modeling approach to simulate and assess differences between existing habitat suitability criteria (HSC) focusing on brown trout for Greek rivers, 10th International Congress of Hellenic Geographical Society.

Σε ελληνικά συνέδρια μετά από κρίση:

Παπαδάκη Χρ., Δημητρίου, Η. 2015. Οικο–υδραυλικά μοντέλα και οικολογικές παροχές ποταμών: Εφαρμογές στην Ελλάδα, 1ο Συνέδριο Πληροφοριακών Συστημάτων και Χωρικής Ανάλυσης στη Γεωργία και στο Περιβάλλον, Αθήνα, Ελλάδα, pp. 42.

Κεφάλαιο 1

1. Εισαγωγή

1.1 Αντικείμενο

Τα ποτάμια του πλανήτη αποτελούν βασικούς 'προμηθευτές' υδατικών διαθεσίμων στις ανθρώπινες κοινωνίες. Η αξιοποίηση των υδατικών αποθεμάτων και συγκεκριμένα των ποταμών είναι απαραίτητο να γίνεται με ορθολογικό τρόπο στοχεύοντας στη βιωσιμότητα τους. Η ολοκληρωμένη μελέτη των ποταμών με στόχο να γίνουν κατανοητές οι φυσικές διεργασίες που τα χαρακτηρίζουν, γίνεται μεταξύ άλλων και μέσα από την ανάλυση του καθεστώτος ροής τους. Ως καθεστώς ροής ορίζεται το σύνολο των διακυμάνσεων των παροχών μέσα σε ένα υδρολογικό έτος, ως προς το μέγεθος, τη συχνότητα, τη διάρκεια, τη χρονική κατανομή και το βαθμό μεταβολής τους (Poff et al., 1997). Η ποσότητα του νερού που κυλάει στην κοίτη ενός ποταμού διαδραματίζει πολύ ουσιαστικό ρόλο ταυτόχρονα ως προς τη διαθεσιμότητα και ως προς την ποιότητα του νερού για τον άνθρωπο (Herbay & Smeers, 1983; Littlewood et al., 1998; Zhang et al., 2009; Akhtar & Iqbal, 2017; Papadaki et al., 2017a).

Στην πραγματικότητα τα ποτάμια ανέκαθεν αποτελούσαν πόλο έλξης για την ανάπτυξη ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Ο ρόλος των ποταμών στις ανθρώπινες κοινωνίες είναι καθοριστικός καθώς παρέχουν υπηρεσίες όπως ύδρευση, άρδευση, ενέργεια, αναψυχή (Gleick, 1996; Postel & Richter, 2003). Εξαιτίας των ανθρωπογενών παρεμβάσεων για την εξυπηρέτηση όλων αυτών των αναγκών, προκαλείται σε πολλές περιπτώσεις αλλοίωση της φυσικής κατάστασης των ποταμών τροποποιώντας το καθεστώς ροής, είτε παρεμβαίνοντας απευθείας στην κοίτη, είτε στη λεκάνη απορροής τους (Poff et al., 1997). Έργα υδρομάστευσης, φράγματα, αποψίλωση παρόχθιων δασών, κατασκευή δρόμων, διευθέτηση της κοίτης, αλλαγές στις χρήσεις γης, κλιματικές μεταβολές, είναι ορισμένες από τις παρεμβάσεις οι οποίες μεταβάλλουν το καθεστώς ροής (Tharme, 2003; Poff & Matthews, 2013). Ανάλογα με το μέγεθος της παρέμβασης έχει παρατηρηθεί ότι επηρεάζονται και οι λειτουργίες των οικοσυστημάτων που σχετίζονται με τα ποτάμια (Dyson et al., 2003; Postel & Richter, 2003). Ειδικότερα όταν οι παρεμβάσεις γίνονται αυθαίρετα, χωρίς να λαμβάνονται

υπόψη οι ανάγκες των οργανισμών σε νερό, οι συνέπειες είναι καταστροφικές και σε μεγάλο βαθμό χωρίς δυνατότητα επαναφοράς στην αρχική κατάσταση (Gleick, 1996).

Από το 1980 σύμφωνα με τους Vanote et al., είχε επισημανθεί η σημαντικότητα της συνεκτικότητας (connectivity)[1] των ποταμών για τους οργανισμούς από τις πηγές έως τις εκβολές, ώστε να υπάρχει πρόσβαση σε πολλά και διαφορετικά ενδιαιτήματα ανάλογα με τις ανάγκες του κύκλου ζωής και τα στάδια ανάπτυξης των οργανισμών. Η ικανοποίηση των περιβαλλοντικών απαιτήσεων είναι απαραίτητη προϋπόθεση για την επίτευξη του στόχου της βιωσιμότητας των ποταμών εφόσον σήμερα περισσότερο από ποτέ αυτά βάλλονται από τις ολοένα και αυξανόμενες ανθρωπογενείς ανάγκες, οι οποίες πηγάζουν από τον υπερπληθυσμό, την αυξανόμενη ανάγκη για την ικανοποίηση ενεργειακών απαιτήσεων και την παγκόσμια μεταβολή στο κλίμα.

Σύμφωνα με τους Poff & Schmidt (2016) σήμερα υπάρχουν 58.000 μεγάλα φράγματα[2] τα οποία παρέχουν νερό για ύδρευση, άρδευση, μεταφορές και παραγωγή υδροηλεκτρικής ενέργειας. Ωστόσο, παγκόσμια υπάρχει η τάση κατασκευής περισσότερων φραγμάτων, με αποτέλεσμα να μειώνονται όλο και περισσότερο τα ποτάμια που ρέουν ελεύθερα από τις πηγές μέχρι τις εκβολές τους. Τα φράγματα τείνουν να δημιουργούν συνθήκες πίεσης, οι οποίες μεταβάλλουν το υδατικό καθεστώς επηρεάζοντας τα οικοσυστήματα των ποταμών και τους πληθυσμούς που εξαρτώνται από αυτά. Συγκεκριμένα, όταν υπάρχει διακοπή στη φυσική ροή του ποταμού εξαιτίας μιας τεχνητής λίμνης (ταμιευτήρα) οι συνθήκες που επικρατούν ανάντη και κατάντη αυτής είναι ικανές να δημιουργήσουν αναταραχές και τροποποιήσεις ειδικά στην ιχθυοπανίδα.

Ιδανικά, για την αποφυγή των επιπτώσεων των έργων χρειάζεται στρατηγικός σχεδιασμός όσον αφορά στην αναγκαιότητα και στην τοποθεσία τους, ο οποίος να ενσωματώνει έναν προγραμματισμό λειτουργίας τους που να μειώνει τις μεγάλες τροποποιήσεις στο φυσικό υδατικό καθεστώς και τις θερμοκρασιακές διακυμάνσεις, να επιτρέπει τη μεταφορά φερτών υλικών και τη μετακίνηση της ιχθυοπανίδας σε όλο το μήκος του ποταμού. Επίσης πρέπει να λαμβάνει υπόψη του τις μεταβολές οι οποίες

[1] ο όρος "connectivity" χρησιμοποιείται για να περιγράψει το βαθμό στον οποίο υλικά στοιχεία (υπόστρωμα, οργανικές ουσίες κτλ) αλλά και η βιωτή των ποταμών μπορούν να μετακινηθούν κατά μήκος της διαδρομής τους. Η απόδοση του αγγλικού όρου στα ελληνικά έγινε για πρώτη φορά στη διδακτορική διατριβή του Ζόγκαρη (2009), ως "συνεκτικότητα".

[2] Ως μεγάλα φράγματα σύμφωνα με την Παγκόσμια Επιτροπή Φραγμάτων (ICOLD), θεωρούνται αυτά με ύψος τουλάχιστον 15μ. Επίσης, τα φράγματα με ύψος 5 εως 15 μ και με ωφέλιμο όγκο πάνω από 3 εκ. κιβ. Μ. νερού θεωρούνται μεγάλα φράγματα (http://www.icold-cigb.net/GB/icold/icold.asp.)

οφείλονται στις διακυμάνσεις λόγω κλιματικών μεταβολών καθώς και τις τοπικές κοινωνίες οι οποίες σχετίζονται απευθείας με το νερό.

Σύμφωνα με τους Petts, (1996) μία από τις αρχικές προσπάθειες υποστήριξης ισορροπημένης κατανομής υδατικών πόρων που να εξυπηρετεί διαφορετικές χρήσεις (π.χ. ναυσιπλοΐα, αναψυχή, αλιεία, διατήρηση οικοσυστημάτων) και ανάγκες όπως την καλή ποιότητα των υδάτων, (τόσο στα ποτάμια όσο και στις παράκτιες περιοχές) απαιτεί τον καθορισμό στόχων και τη συνεπή εφαρμογή αυτών.

Όσον αφορά τους ενδοποτάμιους οργανισμούς και την ομαλή διαβίωση τους, καθοριστικός παράγοντας είναι η ύπαρξη συνθηκών ως προς συγκεκριμένες παραμέτρους (π.χ. βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα κτλ.) που να ικανοποιούν τις απαιτήσεις τους. Η διαμόρφωση των συνθηκών οριοθετείται καλύτερα εντός των ενδιαιτημάτων που χρησιμοποιούν οι οργανισμοί και τα οποία σχετίζονται άμεσα με την ποσότητα του νερού. Η χρήση μαθηματικών μοντέλων και η ανάπτυξη αλγορίθμων διαδραματίζουν βασικό ρόλο στην εκτίμηση της ποσότητας του νερού που χρειάζονται οι οργανισμοί. Τα μοντέλα αυτά ονομάζονται μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και αποτελούν βασικό τμήμα μεθοδολογιών προσομοίωσης ενδιαιτημάτων. Μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως εργαλεία για την πρόβλεψη και την αξιολόγηση διαταραχών που πιθανά συμβαίνουν σε ένα φυσικό καθεστώς ροής από ανθρωπογενή αίτια (Olden et al., 2008), θέτοντας τα όρια μέσα από τα οποία είναι εφικτή η εκτίμηση ενός νέου τροποποιημένου καθεστώτος ροής με παρόμοια χαρακτηριστικά με το φυσικό που να καλύπτει τις ανθρώπινες ανάγκες σε νερό (ύδρευση, άρδευση, ηλεκτροπαραγωγή κτλ.) χωρίς την άνευ όρων περιβαλλοντική υποβάθμιση. Ο στόχος που επιτυγχάνεται με τη χρήση των προαναφερθέντων μοντέλων είναι η ποσοτικοποίηση των απαιτήσεων της ιχθυοπανίδας σε βασικές παραμέτρους (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα και κάλυψη). Στην Ελλάδα, τα μοντέλα αυτά αναπτύχθηκαν για πρώτη φορά κατά τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας διδακτορικής διατριβής χρησιμοποιώντας ως βάση είδη της ιχθυοπανίδας, εντός ενός ευρύτερου μεθοδολογικού πλαισίου που αφορά την εκτίμηση των οικολογικών παροχών.

Η ιχθυοπανίδα έχει συγκεκριμένα χαρακτηριστικά (μέγεθος, διάρκεια ζωής, ειδικές συνθήκες για συγκεκριμένα στάδια του κύκλου ζωής της όπως τα «θερμικά καταφύγια» ή αναπαραγωγικά πεδία την άνοιξη), τα οποία την καθιστούν εξαιρετικό ενδείκτη της κατάστασης των ποταμών, ενώ ως μακρόβιοι οργανισμοί συσσωρεύουν επιπτώσεις πολλών προηγούμενων ετών. Από επιτόπιες έρευνες αλλά και σύμφωνα με

τη βιβλιογραφία, η ιχθυοπανίδα επηρεάζεται και από άλλους παράγοντες, όπως η θήρευση, ο ανταγωνισμός μεταξύ των ειδών και των στάδιων ζωής, η τροφή, τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά (pH, αγωγιμότητα, θερμοκρασία). Ωστόσο η ποσοτικοποίηση με μαθηματικούς όρους των σχέσεων που αναπτύσσουν οι οργανισμοί με το περιβάλλον τους (species environmental relationships), συμβάλλει στην επίλυση ζητημάτων σχετικών με τη διαχείριση υδατικών πόρων, τη βιωσιμότητα και την προστασία της βιοποικιλότητας.

1.2 Δομή

Ως προς τη δομή της παρούσας διατριβής στο πρώτο κεφάλαιο γίνεται αναφορά στο αντικείμενο και τους στόχους. Στο δεύτερο κεφάλαιο παρατίθενται εισαγωγικά στοιχεία ως προς την έννοια των οικολογικών παροχών και τις συνθήκες που επικρατούν σε διεθνές επίπεδο αλλά και σε επίπεδο χώρας, επιπλέον γίνεται αναφορά στη σύνδεση που υπάρχει με την Ευρωπαϊκή Οδηγία – Πλαίσιο (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; EC, 2000). Στο τρίτο κεφάλαιο περιγράφεται το ευρύτερο πλαίσιο εκτίμησης των οικολογικών παροχών που ακολουθήθηκε, σε εφαρμογές που έγιναν στο πλαίσιο της διατριβής. Βασικό μεθοδολογικό κομμάτι της διατριβής το οποίο είναι ενσωματωμένο στο τρίτο κεφάλαιο και συγκεκριμένα στα υποκεφάλαια 3.1 έως 3.1.4, είναι η ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων εφτά ειδών της ελληνικής ιχθυοπανίδας (Muñoz-Mas et al., 2016; Papadaki et al., 2015; Papadaki et al., 2017a; Vardakas et al., 2016), ως βιολογική βάση του πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών για τις ελληνικές συνθήκες. Στο τέταρτο κεφάλαιο παρατίθενται εφαρμογές που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας διδακτορικής διατριβής. Συνοπτικά αναφέρονται εδώ:

Εφαρμογή 1: Εκτίμηση των επιπτώσεων κλιματικής μεταβολής στα ενδιαιτήματα της Δυτικής Βαλκανικής Πέστροφας[3] σε ορεινά ποτάμια της Ελλάδας με βάση καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για το συγκεκριμένο είδος που αναπτύχθηκαν στο πλαίσιο της διατριβής.

Εφαρμογή 2: Σύγκριση των αποτελεσμάτων της μεθοδολογίας μεταξύ ψευδο − δισδιάστατου (pseudo 2d) υδραυλικού μοντέλου (HEC-RAS) και δισδιάστατου

[3] Η πλήρης αναφορά ως προς την ονομασία του είδους είναι Δυτική Βαλκανική Πέστροφα (Ιονική πέστροφα, *Salmo farioides*, Karaman 1938), αλλά για λόγους συντομίας στο κείμενο από εδώ και στο εξής θα αναφέρεται ως Β. πέστροφα.

υδροδυναμικού μοντέλου (FLOW-R2D) ως προς την εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας για μία περιοχή μελέτης (Μεσοχώρα Ανάντη).

Εφαρμογή 3: Συγκριτική ανάλυση μεθοδολογιών οικολογικών παροχών με εφαρμογή σε Μεσογειακό ορεινό ποτάμι.

Το πέμπτο κεφάλαιο αφορά τα συμπεράσματα. Γίνεται σύνοψη της διατριβής και αναφέρονται τα καινοτόμα στοιχεία. Στη συνέχεια παρατίθενται οι επιστημονικές δημοσιεύσεις που αξιοποιήθηκαν στο πλαίσιο υλοποίησης της διδακτορικής διατριβής ως υποστηρικτικό υλικό (βιβλιογραφία). Τέλος παρατίθενται υπό μορφή παραρτήματος τα πρωτόκολλα που αναπτύχθηκαν και χρησιμοποιήθηκαν στο πλαίσιο των εργασιών πεδίου.

1.3 Στόχοι

Οι στόχοι της παρούσας διδακτορικής διατριβής είναι οι ακόλουθοι:

1. **Ανάπτυξη μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών με βάση τις ελληνικές συνθήκες.**

   Για την ανάπτυξη του μεθοδολογικού πλαισίου πραγματοποιήθηκε ενδελεχής ανάλυση της υπάρχουσας τεχνικής βιβλιογραφίας: ανάλυση των επικρατέστερων μεθοδολογιών σε διεθνές επίπεδο, παραδείγματα εφαρμογών από χώρες με παρεμφερή χαρακτηριστικά, διερεύνηση εργαλείων εκτίμησης οικολογικής παροχής (PHABSIM[4], RIVER2D[5], IHA[6], GEFC[7]) που χρησιμοποιούνται διεθνώς και εφαρμογή τους στο πλαίσιο της παρούσας διατριβής για ελληνικές συνθήκες (IHA, GEFC). Επιπλέον, διερευνήθηκε η νομοθεσία για τις οικολογικές παροχές και έγινε καταγραφή της υφιστάμενης κατάστασης στην Ελλάδα και παραδείγματα από χώρες στο εξωτερικό.

2. **Ανάπτυξη αλγορίθμων για τη συσχέτιση βιοτικών και αβιοτικών δεδομένων.**

   Η ποσοτικοποίηση των σχέσεων μεταξύ των αβιοτικών και αβιοτικών δεδομένων επιτεύχθηκε με την ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων

[4] Physical Habitat Simulation System (PHABSIM): προσομοίωση ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας σε συνάρτηση με την παροχή. Ιστοσελίδα: PHABSIM

[5] River2D: δισδιάστατο υδροδυναμικό μοντέλο κατάλληλα προσαρμοσμένο για την εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας. Ιστοσελίδα: River2D

[6] IHA: Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης (Indicators of Hydrologic Alteration) Ιστοσελίδα: IHA

[7] GEFC: Παγκόσμιο Εργαλείο Εκτίμησης Περιβαλλοντικών Παροχών. Ιστοσελίδα: GEFC

ιχθυοπανίδας, ως μέρος του μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών.

3. **Εφαρμογές με ενσωματωμένες μετρήσεις από εργασίες πεδίου.**

   Στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής αναπτύχθηκαν εφαρμογές με κεντρικό άξονα τις καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας και το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών. Οι εφαρμογές αυτές βασίστηκαν σε εργασίες πεδίου οι οποίες έγιναν κατά τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας διδακτορικής διατριβής.

Κεφάλαιο 2

2. Θεωρητικό πλαίσιο

2.1 Υπόβαθρο και ορισμοί της οικολογικής παροχής

Από τις αρχές της δεκαετίας του 1940 μέχρι το 1970 δημιουργήθηκε μία έντονη ανθρωπογενής πίεση από την κατασκευή μεγάλων φραγμάτων, η οποία επηρέασε πληθυσμούς ιχθυοπανίδας γλυκού νερού (κυρίως σολομοειδών) ιδιαίτερα στην Αμερική (Neves & Angermeier, 1990; Sood et al., 2017) με οικονομικό αντίκτυπο (King et al., 1999). Σε πολλές περιπτώσεις το νερό που έμενε κατάντη των έργων αυτών δεν επαρκούσε για την ομαλή διαβίωση της ιχθυοπανίδας με αποτέλεσμα τη μείωση των πληθυσμών της (Howard, 1988; Budy et al., 2002; Bunn & Arthington, 2002).

Η πίεση αυτή οδήγησε στον καθορισμό μιας ελάχιστης αποδεκτής ροής με βάση τις υδρολογικές συνθήκες κατά τις περιόδους χαμηλών ροών στα ποτάμια, που θα έπρεπε να δέχεται ένα ποτάμιο οικοσύστημα κατάντη έργων υδροληψίας και φραγμάτων, προκειμένου να διατηρείται η ακεραιότητά του (Acreman & Dunbar, 2004). Θεωρήθηκε ότι οι προτεινόμενες ελάχιστες παροχές θα διασφάλιζαν τους πληθυσμούς ιχθυοπανίδας υψηλής εμπορικής αξίας, τα ενδιαιτήματά τους και κατ' επέκταση τους πόρους τροφής για τον άνθρωπο, ενώ θα ήταν ικανές να διατηρήσουν και τα ποτάμια οικοσυστήματα.

Σύμφωνα με την έκθεση για την αξιολόγηση των οικοσυστημάτων της χιλιετίας (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), τα υδατικά οικοσυστήματα υποβαθμίζονται κυρίως από την απομάκρυνση νερού για ύδρευση, άρδευση και υποστήριξη της βιομηχανίας, με επιπτώσεις, προερχόμενες κυρίως από κατακερματισμό των ποταμών λόγω φραγμάτων (Baxter, 1977, Norris & Thoms, 1999, Nilsson et al., 2005). Τα οικοσυστήματα χρειάζονται το νερό για τη διατήρηση της φυσικοχημικής δομής, των οργανισμών και των βιοκοινοτήτων που συνθέτουν αυτοί. Ο Acreman (1998), υποστηρίζει ότι η κατανομή ποσοτήτων νερού και για το περιβάλλον εμμέσως ενισχύει τον άνθρωπο, διατηρώντας τα αγαθά και τις υπηρεσίες των οικοσυστημάτων σε υψηλό ποιοτικό επίπεδο.

Η αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης πριν από το έτος 2000, αφορούσε κυρίως την ποιότητα των υδάτων των ποταμών η οποία στηριζόταν αποκλειστικά σε μετρήσεις φυσικών, χημικών και ορισμένων βιολογικών χαρακτηριστικών (Norris & Thoms, 1999). Πλέον, σύμφωνα με την Οδηγία – Πλαίσιο (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; ΕC, 2000) για την προστασία των υδάτων, αξιοποιούνται κατηγορίες οργανισμών (φυτοπλαγκτόν, φυτοβένθος, μακρόφυτα, βενθικά μακροασπόνδυλα, ιχθυοπανίδα) ως βιολογικοί δείκτες για την αξιολόγηση της δομικής ακεραιότητας και της οικολογικής κατάστασης των ποταμών. Επιπρόσθετα, τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του περιβάλλοντος επηρεάζουν τους συγκεκριμένους δείκτες, η δομή και η λειτουργία των οποίων μπορεί να μεταβάλλεται από ανθρωπογενείς δραστηριότητες (Norris & Thoms, 1999).

Σε παγκόσμια κλίμακα, είναι πλέον ευρέως αποδεκτό ότι οι έννοιες της ποιότητας και της ποσότητας νερού των υδατικών συστημάτων (ποταμών, λιμνών κλπ.) είναι άρρηκτα συνδεδεμένες και ειδικότερα σε ότι αφορά τα ποτάμια, η βιώσιμη διαχείρισή τους προϋποθέτει τη ροή επαρκούς ποσότητας και καλής ποιότητας νερού κατά μήκος της κοίτης τους ώστε να διασφαλίζεται η λειτουργικότητα των υδρόβιων οικοσυστημάτων (Acreman & Ferguson, 2009).

Σύμφωνα με τον Petts (2009) στη διεθνή βιβλιογραφία από τα μέσα της δεκαετίας του 1950 τίθενται οι βάσεις για τις οικολογικές παροχές όπου γίνεται περιγραφή καθεστώτων ροής ποταμών τόσο σε διεθνές επίπεδο (Parde, 1955) όσο και σε τοπικό (π.χ., για τις Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής και τον Καναδά) (Bruce & Clark, 1966; Langbein & Wells, 1955). Οι Leopold and Maddock (1953) για πρώτη φορά ποσοτικοποίησαν χωρικές και χρονικές μεταβολές θεμελιωδών υδραυλικών παραμέτρων (ταχύτητα ροής, βάθος και πλάτος της κοίτης) σχετικές με τις μεταβολές στην παροχή. Επιπλέον, ο Hynes (1970) κάνει αναφορά για ανταπόκριση περιβαλλοντικών παραγόντων στις μεταβολές της παροχής.

Σύμφωνα με τη Tharme (1996), στις Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής αναπτύχθηκαν οι πρώτες «ad hoc[8]» μεθοδολογίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής στα τέλη της δεκαετίας του ‘40 και μια σειρά καταγεγραμμένων τεχνικών στα τέλη της δεκαετίας του ‘70. Στα περισσότερα μέρη του κόσμου οι μέθοδοι αξιολόγησης και εκτίμησης της

[8] Όρος προερχόμενος από τα λατινικά, ο οποίος χρησιμοποιείται για να περιγράψει κάτι που γίνεται για ειδικό σκοπό, συνήθως κατ' εξαίρεση συνηθισμένων κανόνων και στη συγκεκριμένη περίπτωση καινοτομίες σε λογισμικά προγράμματα και μεθοδολογίες.

οικολογικής ροής καθιερώθηκαν αργότερα και εμφανίζονται στη βιβλιογραφία στη δεκαετία του ‘80 (Arthington et al., 2004).

Κατά τη δεκαετία του 1970 παρατηρείται έντονος προβληματισμός σχετικά με την επίδραση της τροποποίησης των φυσικών παροχών στα οικοσυστήματα. Ενώ λίγο αργότερα δυο μεγάλα ζητήματα που σχετίζονται με τις επιδράσεις των φραγμάτων (Armitage, 1976; Ward & Stanford, 1979) και το ρόλο των πλημμυρών στη βιωσιμότητα της ιχθυοπανίδας στα μεγάλα ποτάμια έβαλαν τα θεμέλια για την ανάπτυξη της επιστήμης σχετικά με την οικολογική παροχή. Επιπλέον, η εργασία με τίτλο "*The Ecology of Regulated Streams*" των Ward & Stanford (1979) έδωσε το έναυσμα για διεθνείς και διεπιστημονικές συνεργασίες σχετικές με τα εν λόγω ζητήματα της οικολογίας και της συσχέτισης αυτής με τις υδρομορφολογικές μεταβολές. Τριάντα χρόνια αργότερα με βάση την αποκτηθείσα γνώση, σε πολλές περιοχές του κόσμου, σχεδιάστηκαν διαχειριστικά σχέδια σχετικά με τις υδρομορφολογικές μεταβολές έτσι ώστε να ικανοποιούνται και οι περιβαλλοντικές απαιτήσεις. Ειδικότερα την τελευταία δεκαετία στο πλαίσιο της προσπάθειας για την απόδοση ενός ολοκληρωμένου ορισμού της οικολογικής παροχής, έχουν δοθεί διαφορετικοί ορισμοί διεθνώς ωστόσο με αρκετά κοινά χαρακτηριστικά.

1. Σύμφωνα με την τεχνική έκθεση της Παγκόσμιας Τράπεζας (Davis & Hirji 2003), ως οικολογικές παροχές ορίζονται η ποιότητα, η ποσότητα και η χρονική κατανομή των υδάτων που απαιτούνται ώστε να διατηρηθούν τα συστατικά, οι λειτουργίες, οι διαδικασίες και η ανθεκτικότητα των υδρόβιων οργανισμών, για να καλύπτονται ταυτόχρονα και οι ανθρώπινες ανάγκες.
2. Οι οικολογικές παροχές περιγράφουν την ποιότητα, την ποσότητα και τη χρονική κατανομή των υδάτων που απαιτούνται για τη βιωσιμότητα των οικοσυστημάτων των εσωτερικών νερών (λίμνες, ποτάμια) και των εκβολικών περιοχών, αλλά και των ανθρώπινων κοινωνιών που βασίζονται σε αυτά (Brisbane Declaration, 2007).
3. Η οικολογική παροχή αφορά στην ποιότητα, στην ποσότητα, στην περίοδο, στη διάρκεια, και στη συχνότητα της ροής του νερού, η οποία απαιτείται για την βιωσιμότητα οικοσυστημάτων γλυκού νερού, δελταϊκών και παράκτιων, όπως επίσης και για την διατήρηση της ανθρώπινης ευημερίας, η οποία εξαρτάται από αυτά (Acreman & Ferguson, 2010).

4. Στο Καθοδηγητικό κείμενο νο31 (European Commission — EC, 2015) της Οδηγίας – Πλαίσιο (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; EC, 2000) ο ορισμός αναφέρεται σε ένα υδρολογικό καθεστώς με βάση το οποίο είναι εφικτή η επίτευξη των περιβαλλοντικών στόχων που τίθενται για τα επιφανειακά υδάτινα σώματα σύμφωνα με το άρθρο 4 (1) της ίδιας Οδηγίας.

Οι ορισμοί που προαναφέρθηκαν δεν έχουν ουσιαστικές διαφορές μεταξύ τους καθώς σε όλους γίνεται αναφορά στις ιδιότητες του νερού που ωφελούν τόσο το περιβάλλον όσο και τον άνθρωπο. Οι ορισμοί 1, 2, 3 κάνουν σαφή αναφορά στην ποιότητα, ποσότητα και τη χρονική κατανομή ως βάση. Ο ορισμός 3 αναφέρεται στη βιωσιμότητα των ποταμών και των οικοσυστημάτων, ενώ οι υπόλοιποι στην διατήρησή τους. Ο ορισμός 4 αναφέρει μόνο την ποσότητα και τη χρονική κατανομή.

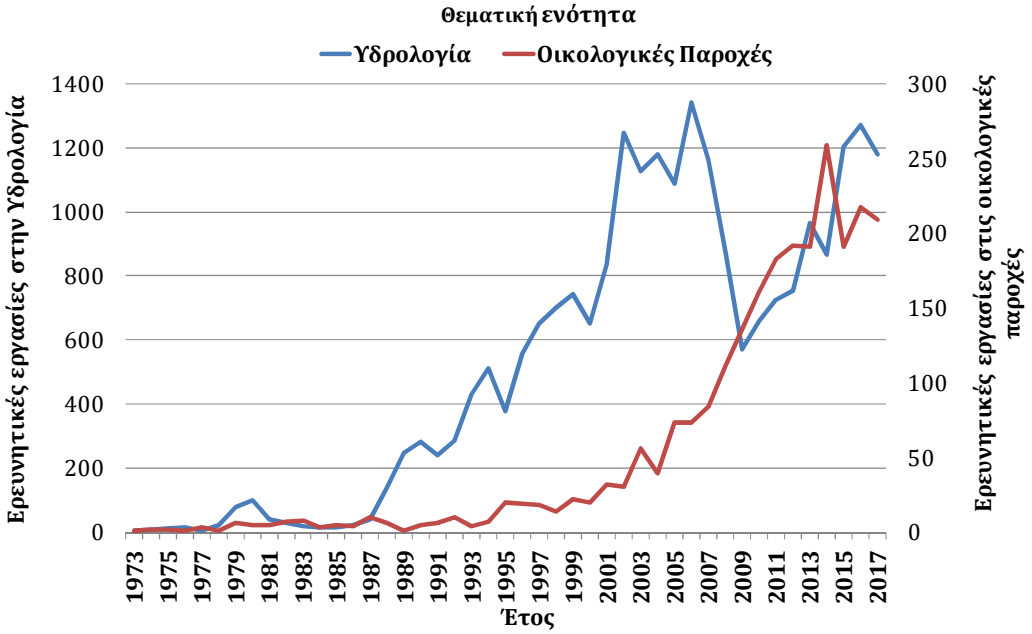
Κάποιοι ακόμα όροι που απαντώνται στη διεθνή βιβλιογραφία είναι η Περιβαλλοντικά Απαιτούμενη Ροή (Environmental Flow Requirement), και το Οικολογικά Αποδεκτό Καθεστώς Ροής (Ecologically Acceptable Flow Regime, King et al., 1999). Στην Ελλάδα χρησιμοποιείται πιο συστηματικά ο όρος Οικολογική Παροχή.

Στην εικόνα 2.1 παρουσιάζεται ο αριθμός των άρθρων με βάση το Scopus, με αναφορά (είτε στον τίτλο, είτε στο κείμενο) στον όρο Οικολογική Παροχή στην αγγλική γλώσσα[9] (Environmental Flow, Ecological flow) και σε έναν πιο ευρύ όρο που σχετίζεται με τους υδατικούς πόρους όπως αυτός της υδρολογίας. Ο χρονικός ορίζοντας ξεκινάει από το 1973 όπου ξεκίνησαν να δημοσιεύονται τα πρώτα άρθρα σε ερευνητικά περιοδικά στον τομέα της οικολογικής παροχής. Σύμφωνα με την εικόνα 2.1 για ένα χρονικό διάστημα μεγαλύτερο από εικοσαετία (1973 μέχρι το 1987) οι σχετικές εργασίες παρέμεναν σε χαμηλά επίπεδα. Από το 2003 και για μία δεκαετία παρατηρείται μία σταθερά ανοδική τάση η οποία κορυφώνεται το 2013 και συνέχεια ακολουθεί μία μικρή πτώση για δύο χρόνια μέχρι το 2015. Σήμερα περισσότερες από 200 εργασίες το χρόνο σύμφωνα με το Scopus σχετίζονται με τις οικολογικές παροχές.

Στο γράφημα 2.1 παρουσιάζεται για έναν πιο ευρύ ερευνητικό τομέα όπως αυτός της υδρολογίας ένα αντίστοιχο χρονοδιάγραμμα. Από το 1973 έως το 1987 υπάρχει μία παρόμοια τάση στην υδρολογία με αυτή των εργασιών στις οικολογικές παροχές.

[9] Σύμφωνα με τη μηχανή αναζήτησης Google 12/2017 εμφανίζονται 223.000 αποτελέσματα σε 0,43 δευτερόλεπτα για τον όρο «environmental flow» και 36.900 αποτελέσματα σε 0,36 δευτερόλεπτα για τον όρο «ecological flow». Αντίστοιχα για τον όρο «hydrology» εμφανίζονται 22.900.000 αποτελέσματα σε 0.44 δευτερόλεπτα.

Ωστόσο ο αριθμός των εργασιών στην υδρολογία είναι τετραπλάσιος και η ανοδική τάση ξεκινά λίγο νωρίτερα. Για το διάστημα 2001 με 2009 παρατηρείται μία μικρή αυξομείωση στον υδρολογικό τομέα και ακολουθεί μία πτώση για δύο χρόνια. Στις οικολογικές παροχές αν και μικρότερος ο αριθμός των άρθρων υπάρχει μία συνεχόμενα ανοδική πορεία από το 2000 και μετά.



Γράφημα 2.1 Αριθμός ερευνητικών εργασιών με αναφορά (είτε στον τίτλο, είτε στο κείμενο) στον όρο υδρολογία στην αγγλική γλώσσα (hydrology) και οικολογικές παροχές (environmental flow/regime, ecological flow/regime). Πηγή: Scopus 1/2018

2.2 Περιβαλλοντικό καθεστώς ροής

Η εξέλιξη της έρευνας σχετικά με τη ποσότητα του νερού που παραμένει κατάντη έργων σε ποτάμια και της υγείας των οικοσυστημάτων που σχετίζονται με αυτά, οδήγησε από τον ορισμό μιας ελάχιστης σταθερής οικολογικής παροχής στον προσδιορισμό ενός τροποποιημένου καθεστώτος ροής το οποίο τείνει να προσομοιώνει το φυσικό (Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Postel & Richter, 2003; Biggs et al., 2005; Poff et al., 2010; Nikghalb et al., 2016). Ωστόσο υπάρχουν αναφορές σχετικές με την υγειά των οικοσυστημάτων των ποταμών και του καθεστώτος ροής τους, χωρίς να αναφέρεται ξεκάθαρα ο όρος οικολογική παροχή ή περιβαλλοντικό καθεστώς ροής (Norris & Thoms, 1999).

Το καθεστώς ροής (γράφημα 2.2) χρησιμοποιείται για να εκφράσει ένα σύνολο χαρακτηριστικών που αφορούν τα νερά των ποταμών όπως το βάθος (ελάχιστο και μέγιστο), την εποχικότητα (πλημμύρα μόνιμη, εποχική ή εφήμερη), την εποχή εμφάνισης μεγίστης πλημμύρας και στάθμης, το ρυθμό ανύψωσης ή πτώσης της στάθμης, το μέγεθος και τη συχνότητα των πλημμυρών καθώς και τη διάρκειά τους, τη διάρκεια ξηρής περιόδου, τη ταχύτητα ροής, την παροχή, την έκταση πλημμυρισμένης περιοχής (Τσιούρης, 2005). Οι αυξομειώσεις στην παροχή είναι θεμιτές όταν συμβαίνουν κάτω από φυσικές συνθήκες και καλούνται καθεστώς ροής (flow regime).

Υδρο – οικολογικές αναλύσεις έχουν δείξει ότι τα χαρακτηριστικά του καθεστώτος ροής περιλαμβάνοντας τις πλημμύρες, τις μέσες και τις χαμηλές ροές επηρεάζουν τα οικοσυστήματα γλυκού νερού, (Richter et al., 1996; Poff et al., 1997). Πολλές αξιολογήσεις σχετικές με την εκτίμηση των οικολογικών παροχών στηρίζονται στη σύγκριση με τα φυσικά καθεστώτα ροής (Poff et al., 2010).

Γράφημα 2.2 Οικολογική ακεραιότητα ποταμού (τροποποιημένο από Poff et al., 1997)

Το καθεστώς ροής αποτελεί θεμελιώδες κομμάτι για τη μελέτη και τη διαχείριση της λειτουργίας των υδάτινων οικοσυστημάτων (Bunn & Arthington 2002; Arthington & Pusey 2003; Richter et al., 2006) καθώς επίσης κατέχει και καθοριστικό ρόλο για την οικολογία μιας περιοχής (Richter et al., 1996; Poff et al., 1997; Puckridge et al., 2000; Bunn & Arthington, 2002). Η συγκεκριμένη αντίληψη έχει συνεισφέρει στη εφαρμογή μέτρων για τη διαχείριση της παροχής σε χιλιάδες χιλιόμετρα ποταμών (Postel &

Richter, 2003). Ειδικά και μετά τη δημοσίευση της εργασίας από τους Poff et al., (1997) με τίτλο «Natural flow regime paradigm», οι περιβαλλοντικές επιστήμες αναγνώρισαν την ενδοποτάμια ροή και τις εναλλαγές της σε ετήσια βάση, ως ένα από τα βασικά χαρακτηριστικά της δομής και της λειτουργίας των ποταμών και της βιωτής τους (Lytle & Poff 2004, Arthington et al., 2006).

Το καθεστώς ροής διαμορφώνεται με βάση πολλούς παράγοντες. Μερικοί από αυτούς είναι ενδογενείς όπως η γεωγραφική θέση, το κλίμα, η εποχικότητα αλλά και εξωγενείς όπως οι ανθρώπινες παρεμβάσεις. Με τις φυσικές αυξομειώσεις της παροχής τα οικοσυστήματα και οι οργανισμοί του ποταμού μπορούν και αυτορυθμίζονται. Για παράδειγμα οι πλημμύρες όταν συμβαίνουν από φυσικά αίτια, είναι αιτία αναπαραγωγής και δημιουργίας καταφυγίων για τα πολύ νεαρά ψάρια (Petts, 2009). Στον πίνακα 2.1. αναφέρονται η επίδραση και ο ρόλος που διαδραματίζουν τρεις βασικές κατηγορίες ροών στα ποτάμια οικοσυστήματα (Davis & Hirji, 2003).

Πίνακας 2.1. Τρεις βασικοί τύποι ροών οι οποίοι εμπεριέχονται σε καθεστώτα ροής ποταμών και η επίδραση που έχουν στα ποτάμια οικοσυστήματα (τροποποιημένο από: Davis & Hirji, 2003)

Τύπος Ροών	Επίδραση
Χαμηλές ροές: Εύρος από ξηρές έως υγρές περιόδους	• όταν δεν συμβαίνουν πλημμύρες. • περισσότερες εναλλαγές κατά τις υγρές περιόδους από ότι στις ξηρές • καθεστώς μόνιμης ή διαλείπουσας ροής, • δημιουργούν διαφορετικές συνθήκες ανάλογα με την εποχή • καθορίζονται τα είδη και ο αριθμός των οργανισμών που διαβιούν στο ποτάμι κάθε στιγμή του έτους
Μικρές πλημμύρες: μέγεθος, αριθμός και συχνότητα	• συμβάλλουν στην ενίσχυση της αναπαραγωγής της ιχθυοπανίδας • απομακρύνουν κακής ποιότητας νερό • καθαρίζουν την κοίτη του ποταμού • ταξινόμηση του υποστρώματος δημιουργώντας διαφορετικά είδη ενδιαιτημάτων • προτρέπουν την ενίσχυση και το συγχρονισμό δραστηριοτήτων από τα ανάντη ως και τις εκβολές όπως μεταναστεύσεις ψαριών και βλάστηση στις όχθες του ποταμού
Μεγάλες πλημμύρες: μέγεθος και συχνότητα	• συμβάλλουν κατά τον ίδιο τρόπο όπως και οι μικρές, ενώ με τη δύναμη τους τροποποιούν την μορφολογία της κοίτης • μετακινούν κροκάλες και καθαρίζουν την κοίτη από μεγάλους βράχους • εναπόθεση ιζήματος, θρεπτικών στοιχείων, αυγών και σπόρων στις πλημμυρισμένες εκτάσεις • εμπλουτίζουν το έδαφος με υγρασία συμβάλλοντας στη βλάστηση της παρόχθιας ζώνης • βοηθούν στην ισορροπία με τη θάλασσα καθαρίζοντας τις εκβολικές περιοχές • κατακλύζουν εκτάσεις ενισχύοντας δευτερεύοντα κανάλια με νερό • συμβάλλουν στην ανάπτυξη της βιοποικιλότητας καθώς πολλά είδη προσελκύονται από τη διαθεσιμότητα μεγάλων ποσοτήτων νερού όπως σπάνια υδρόβια πουλιά κτλ

Στον πίνακα 2.2. αναφέρονται ορισμένα από τα βασικά χαρακτηριστικά υδρόβιων οικοσυστημάτων και της χρησιμότητάς τους καθώς και παραδείγματα από ροές που συμβάλλουν στη βιωσιμότητά τους (Davis & Hirji, 2003).

Πίνακας 2.2. Χαρακτηριστικά ποταμών και συσχετισμός τους με περιβαλλοντικές ροές (τροποποιημένο από: Davis & Hirji 2003)

Χαρακτηριστικά	Ρόλος	Περιβαλλοντικές ροές
Υδρόβια πανίδα	Η ιχθυοπανίδα του γλυκού νερού είναι πολύτιμη πηγή πρωτεϊνών για τους ανθρώπους. Υδρόβια πουλιά και μικροσκοπική υδρόβια ζωή που αποτελεί τη βάση της τροφικής αλυσίδας.	Μικρές πλημμύρες για την ενίσχυση και συντήρηση του κύκλου αναπαραγωγής και ωοτοκίας. Διατήρηση των οικοτόπων, της καλής ποιότητας του νερού και μεταναστευτικών ειδών ιχθυοπανίδας.
Παρόχθια βλάστηση	Αποτρέπει τη διάβρωση και σταθεροποιεί τις όχθες του ποταμού. Παρέχει τροφή και ξυλεία στους ανθρώπους και καταφύγιο στα ζώα. Ρυθμίζει το φορτίο των θρεπτικών συστατικών που προκύπτει από ανθρωπογενείς δραστηριότητες στη λεκάνη απορροής.	Υψηλές ροές που εναποθέτουν οργανικό υλικό και σπόρους στις παρόχθιες ζώνες. Διατήρηση της υγρασίας στις παρόχθιες ζώνες.
Ποταμίσια άμμος	Υλικό για κατασκευές.	Ροές που μεταφέρουν άμμο και βοηθούν στο διαχωρισμό της από άλλα υλικά.
Εκβολές	Αναπαραγωγικές περιοχές ιχθυοπανίδας.	Ροές που επιτρέπουν την ισορροπία ανάμεσα στο θαλασσινό και το γλυκό νερό κρατώντας τα επίπεδα της αλατότητας σχετικά σταθερά.
Υδροφορείς και Υπόγεια νερά	Συμβάλλουν στη διατήρηση της εποχικότητας των ποταμών δρώντας ως πηγές νερού σε περιόδους ξηρασίας.	Ροές που εμπλουτίζουν και ανανεώνουν τους υπόγειους υδροφορείς.
Πλημμυρικές ζώνες	Στηρίζουν την αλιεία και την αγροτική παραγωγή.	Πλημμύρες οι οποίες συμβαίνουν την κατάλληλη εποχή του χρόνου.
Αισθητική	Ο ήχος του νερού που κυλάει, τα αρώματα και οι εικόνες των ποταμών με δέντρα πουλιά και ψάρια.	Ροές που ικανοποιούν προϋποθέσεις για αισθητική, αναφέρονται και στα προηγούμενα στάδια.
Αναψυχή και πολιτισμός	Αθλητικές δραστηριότητες (ράφτινκ) ή θρησκευτικές παραδόσεις, ψυχαγωγία (φωτογραφία, παρατήρηση πουλιών)	Ροές που απομακρύνουν το φυτοπλαγκτόν και βελτιώνουν την καθαρότητα των υδάτων.
Λειτουργία οικοσυστημάτων	Καθαρισμός του νερού, ομαλή διόδευση πλημμυρών, έλεγχος των παρασίτων.	Ροές που ενισχύουν τη βιοποικιλότητα και την ομαλή λειτουργία των οικοσυστημάτων.
Περιβαλλοντική προστασία	Μείωση επιβλαβών ανθρωπογενών παρεμβάσεων και βιωσιμότητα οικοσυστημάτων.	Όλες οι προαναφερθείσες ροές.

2.3 Οικολογικές Παροχές και Οδηγία – Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ)

Στην Ευρωπαϊκή Ένωση, η Οδηγία – Πλαίσιο για την προστασία των υδάτων (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; EC, 2000), που μεταφέρθηκε στο ελληνικό δίκαιο με τον Ν. 3199/2003, υιοθέτησε μια ολιστική προσέγγιση για τη διαχείριση των υδατικών πόρων, όπου οι περιβαλλοντικοί, οικονομικοί και κοινωνικοί παράγοντες εξετάζονται υπό ενιαία βάση. Βασική επιδίωξη της ΟΠΥ είναι η διατήρηση της οικολογικής ακεραιότητας των υδατικών οικοσυστημάτων με συνδυασμό κατάλληλων μέτρων (Programme of Measures). Ο γενικότερος στόχος της ΟΠΥ ήταν η επίτευξη της «καλής κατάστασης» των υδάτων μέχρι το 2015 εκτός των περιπτώσεων όπου τεχνικοί, κοινωνικοί ή οικονομικοί λόγοι δικαιολογούν παράταση της προθεσμίας ή λιγότερο απαιτητικούς περιβαλλοντικούς στόχους.

Στο κείμενο της ΟΠΥ δεν γίνεται σαφής αναφορά στις οικολογικές παροχές, παρά το γεγονός ότι είναι αναγνωρισμένη η ισχυρή επίδραση του υδρολογικού καθεστώτος στην κατάσταση των υδατικών οικοσυστημάτων (Acreman & Ferguson, 2010). Πρόσφατα, η ανωτέρω θεώρηση απέκτησε βαρύνουσα σημασία μετά τη δημοσιοποίηση συγκεκριμένων τεχνικών εκθέσεων (European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters — ETC/ICM, 2012; European Environment Agency - EEA, 2012) που αποκάλυψαν ότι ποσοστό 40% των ποτάμιων υδατικών σωμάτων αδυνατούν να φτάσουν σε «Καλή» κατάσταση σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ, λόγω υδρομορφολογικών και κυρίως καθαρά υδρολογικών αλλοιώσεων. Το γεγονός αυτό σηματοδότησε την ανάγκη πληρέστερης διερεύνησης των επιπτώσεων των υδρολογικών αλλοιώσεων στη δομή και λειτουργία των οικοσυστημάτων.

Για την αντιμετώπιση του ανωτέρω προβλήματος, αναφέρεται πλέον ρητά στο Κατευθυντήριο Κείμενο No. 31 της ΟΠΥ (European Commission — EC, 2015) η επιτακτική ανάγκη για ενσωμάτωση της έννοιας της οικολογικής παροχής στα σχέδια διαχείρισης λεκανών απορροής κάθε κράτους μέλους κατά τον δεύτερο διαχειριστικό κύκλο 2015 — 2021, προτείνοντάς ως ασφαλέστερο τρόπο εκτίμησή της, την εφαρμογή μοντέλων προσομοίωσης ενδιαιτημάτων εντός ολιστικού πλαισίου στο οποίο θα λαμβάνονται υπόψη οι υδρολογικές απαιτήσεις περισσότερων του ενός οργανισμών – κρίκων του υδρόβιου οικοσυστήματος.

Σήμερα η οικολογική παροχή επικρατέστερα ορίζεται ως "η ποσότητα, ποιότητα και συχνότητα της παροχής νερού που απαιτείται ώστε να διατηρείται η λειτουργικότητα

των υδρόβιων οικοσυστημάτων και η ανθρώπινη ευημερία η οποία εξαρτάται από αυτά (Brisbane Declaration, 2007)". Στην Ελλάδα η εκτίμηση των υδρομορφολογικών πιέσεων δεν έχει ολοκληρωθεί σε επαρκές βαθμό. Σύμφωνα με τα Σχέδια Διαχείρισης που υπέβαλε η Ελλάδα στον 1ο κύκλο υλοποίησης της ΟΠΥ (2009–2015), δεν υπήρχε σαφής προσδιορισμός του ποσοστού των υδρομορφολογικών πιέσεων που ασκούνται στα υδατικά σώματα (απολήψεις νερού και υδρομορφολογικές παρεμβάσεις).της Ελλάδας. Αρχικά εκτιμήθηκε ένα χαμηλό ποσοστό (8 %) των υδατικών σωμάτων με γνωστή οικολογική κατάσταση και με παρουσία υδρομορφολογικών πιέσεων (απολήψεις νερού και υδρομορφολογικές παρεμβάσεις). Το ποσοστό αυτό είναι από τα χαμηλότερα συγκριτικά με τα υπόλοιπα κράτη μέλη της ΕΕ (European Environment Agency, 2012). Ωστόσο σύμφωνα με την Αναθεώρηση των Σχεδίων Διαχείρισης Λεκανών Απορροής Ποταμών των 14 Υδατικών Διαμερισμάτων της χώρας η αρχική αξιολόγηση δεν έγινε σύμφωνα με μία ενιαία μεθοδολογία προσδιορισμού και αξιολόγησης των υδρομορφολογικών αλλοιώσεων και τροποποιήσεων που επέρχονται στα υδάτινα σώματα ως αποτέλεσμα της ανθρώπινης δραστηριότητας, επομένως χρειάζεται να αναθεωρηθεί.

2.4 Μέθοδοι εκτίμησης οικολογικών παροχών

Η αυξανόμενη ανάγκη για εξεύρεση λύσεων σε ζητήματα σχετικά με τη διαχείριση υδατικών πόρων και την κατανομή τους ανάμεσα στον άνθρωπο και στο περιβάλλον ειδικά όσον αφορά στα ποτάμια, οδήγησε στην ανάπτυξη πολλών διαφορετικών μεθόδων εκτίμησης οικολογικών παροχών. Σύμφωνα με την ανασκόπηση της Tharme (2003), οι μέθοδοι για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής που χρησιμοποιούνται διεθνώς ανέρχονται στις 207, οι οποίες χρησιμοποιούνται από 44 χώρες ανά τον κόσμο.

Μέχρι σήμερα έχουν καταγραφεί μέθοδοι που αναπτύχθηκαν με βάση τις ιδιαιτερότητες και τα χαρακτηριστικά συγκεκριμένων οργανισμών ή οικοσυστημάτων τα οποία βρίσκονταν σε κίνδυνο από τροποποιήσεις στο φυσικό καθεστώς ροής, αλλά και πιο γενικευμένες προσεγγίσεις με στόχο να δώσουν λύση ιδιαίτερα σε περιοχές και ποτάμια όπου υπάρχει έλλειψη δεδομένων. Στην πραγματικότητα δεν υπάρχει μία μέθοδος η οποία να είναι αποτελεσματική για όλες τις περιπτώσεις.

Βασικά χαρακτηριστικά για τη βέλτιστη επιλογή ανάμεσα στις μεθόδους είναι η διαθέσιμη γνώση, τα δεδομένα, το κόστος υλοποίησης, η περιοχή εφαρμογής, η υφιστάμενη περιβαλλοντική κατάσταση, ο διαθέσιμος χρόνος, τα διαχειριστικά μέτρα,

η νομοθεσία κ.ά. Ανάλογα με το πρόβλημα το οποίο καλούνται να αντιμετωπίσουν οι διαχειριστές υδατικών πόρων, είναι δυνατόν να επιλεχθεί και διαφορετική μέθοδος.

Ιδιαίτερα με την εφαρμογή της Οδηγίας – Πλαίσιο 2000/60/ΕΚ (ΟΠΥ) έγινε ταξινόμηση των μεθόδων σε ευρύτερες κατηγορίες μεθοδολογιών με βάση κοινά χαρακτηριστικά τους. Στη διεθνή βιβλιογραφία υπάρχουν διάφοροι τρόποι ταξινόμησης. Επικρατέστεροι είναι της Παγκόσμιας Τράπεζας (Davis & Hirji, 2003), της Tharme (2003) και των Acreman & Dunbar (2004). Σύμφωνα με την ταξινόμηση η οποία περιγράφεται στην τεχνική έκθεση της Παγκόσμιας Τράπεζας (Davis & Hirji, 2003) οι μέθοδοι κατατάσσονται σε δύο κατηγορίες (πίνακας 2.3), την κατηγορία των Κανονιστικών Μεθοδολογιών (Prescriptive) και την κατηγορία των Διαδραστικών (Interactive) Μεθοδολογιών.

Οι Κανονιστικές Μεθοδολογίες έχουν περιορισμένες δυνατότητες καθώς αφορούν την επίτευξη ενός πολύ συγκεκριμένου στόχου με αποτέλεσμα να προτείνουν την εφαρμογή μιας ελάχιστης τιμής παροχής ως οικολογική παροχή ή περισσότερων τιμών παροχών ανταποκρινόμενες σε ένα μικρό εύρος του καθεστώτος ροής. Οι Διαδραστικές μεθοδολογίες εξετάζουν σχέσεις μεταξύ των παροχών και βιολογικών χαρακτηριστικών. Έχουν περισσότερες δυνατότητες διαπραγμάτευσης αλλά απαιτούν χρόνο και αρκετά δεδομένα.

Πίνακας 2.3. Χαρακτηριστικά Κανονιστικών Μεθοδολογιών και Διαδραστικών (τροποποιημένο από Davis & Hirji, 2003)

Κανονιστικές	Διαδραστικές
Ελάχιστη προτεινόμενη οικολογική παροχή	Καθεστώς ροής
Αφορούν συγκεκριμένα στάδια του καθεστώτος ροής	Εξηγούν τις συνέπειες των μεταβολών της παροχής. Μελετούν εναλλακτικές λύσεις
Κατάλληλες για εφαρμογή όταν οι στόχοι είναι ξεκάθαροι και δεν υπάρχουν ανοιχτά πεδία αντιπαράθεσης	Κατάλληλες για εφαρμογή όταν οι οικολογικές παροχές αφορούν πολλούς χρήστες

Σύμφωνα με την Tharme (2003) οι μέθοδοι ταξινομούνται σε τέσσερις βασικές κατηγορίες μεθοδολογιών οι οποίες περιλαμβάνουν: α) τις υδρολογικές μεθοδολογίες, β) τις υδραυλικές μεθοδολογίες, γ) τις μεθοδολογίες προσομοίωσης ενδιαιτημάτων και δ) τις ολιστικές. Η ταξινόμηση των μεθόδων μπορεί να επεκταθεί περαιτέρω σε άλλες

δυο κατηγορίες με πιο περιορισμένη εφαρμογή. Τις συνδυαστικές, οι οποίες συνδυάζουν κομμάτια των προαναφερθέντων μεθοδολογιών και την κατηγορία άλλων προσεγγίσεων, οι οποίες ενσωματώνουν μεθόδους που δεν εντάσσονται στο πλαίσιο καμίας από τις τέσσερις βασικές μεθοδολογίες. Οι τελευταίες δυο αναφέρονται στις λεγόμενες 'πολυμεταβλητές στατιστικές' τεχνικές (multivariate statistical techniques) σύμφωνα με τους Dunbar et al., (1998).

Σύμφωνα με την τεχνική έκθεση του IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) το 2003 αλλά και με βάση τους Acreman & Dunbar (2004), οι μέθοδοι εκτίμησης οικολογικών παροχών κατατάσσονται σε τέσσερις βασικές κατηγορίες με βάση τον αυξανόμενο βαθμό δυσκολίας στην εφαρμογή τους: (i) πίνακες αντιστοίχισης (look up table) – προσδιορισμός οικολογικών παροχών χρησιμοποιώντας ως βασική αρχή απλούς δείκτες; (ii) ανάλυση γραφείου (desktop analysis) – πραγματοποιούν στατιστική ανάλυση χρησιμοποιώντας κυρίως υδρολογικά δεδομένα ή συνδυασμό υδρολογικών και περιβαλλοντικών δεδομένων; (iii) συναρτησιακή ανάλυση (functional analysis) – μέθοδοι που συνδέουν υδρολογικά χαρακτηριστικά με περιβαλλοντικά (π.χ. απευθείας αντίδραση των οργανισμών στις μεταβολές της παροχής); και (iv) προσομοίωση υδραυλικών χαρακτηριστικών και ενδιαιτήματος – συσχετίζουν υδραυλικές παραμέτρους με περιβαλλοντικές (habitat modeling). Κάποιοι άλλοι ερευνητές (Gordon et al., 1992; Jowett, 1997; Dyson et al., 2003) κατατάσσουν τις μεθόδους σε κατηγορίες Ιστορικής Ροής (Historical flow), Υδραυλικές (Hydraulic), Ενδιαιτημάτων (Habitat), Διατομής (Transect methods) κ.λπ.

Σύμφωνα με την ανασκόπηση της Tharme (2003) από τις μεθόδους εκτίμησης της οικολογικής παροχής, αυτές που χρησιμοποιούνται περισσότερο σε όλο τον κόσμο είναι οι υδρολογικές με ποσοστό περίπου 30% του συνόλου. Ακολουθούν με μικρή διαφορά οι μέθοδοι προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (28%), ενώ οι υδραυλικές και οι ολιστικές μέθοδοι χρησιμοποιούνται σε ποσοστό 11% και 8% αντίστοιχα. Σε ότι αφορά στις διάφορες χώρες, οι ΗΠΑ εφαρμόζουν σε μεγαλύτερο ποσοστό μεθόδους εκτίμησης της οικολογικής παροχής (37%) και ακολουθούν η Αυστραλία (18%), η Αγγλία και ο Καναδάς (11%). Επίσης στην Αμερική εφαρμόζονται ως επί το πλείστον υδραυλικές μέθοδοι, ενώ το 50% των μεθόδων εκτίμησης οικολογικών παροχών παγκοσμίως ανήκουν στην κατηγορία προσομοίωσης ενδιαιτημάτων. Η Ισπανία και η Πορτογαλία εφαρμόζουν υδρολογικές μεθόδους, ενώ στη Γαλλία εφαρμόζουν κατά πλειοψηφία μεθόδους προσομοίωσης ενδιαιτημάτων.

2.4.1 Υδρολογικές μέθοδοι

Οι υδρολογικές μέθοδοι είναι επίσης γνωστές και ως εμπειρικές (rule of thumb), ορίων (threshold) ή καθιέρωσης προτύπων (standard setting, Tharme, 1996) και συνιστούν την πολυπληθέστερη κατηγορία. Η συγκεκριμένη κατηγορία αναπτύχθηκε στη Βόρεια Αμερική και οι περισσότερες μέθοδοι που κατατάσσονται σε αυτή την κατηγορία παραμένουν σε ισχύ έως και σήμερα, είτε με την αρχική τους μορφή είτε με ορισμένες βελτιώσεις προκειμένου να μπορούν να εφαρμόζονται σε διαφορετικές περιοχές και τύπους ποταμών. Διεθνώς προτιμώνται καθώς είναι πιο εύχρηστες, πιο οικονομικές και παρέχουν άμεσα αποτελέσματα.

Για τον προσδιορισμό της οικολογικής παροχής με τη χρήση αυτών των μεθόδων, χρησιμοποιούνται κυρίως πρωτογενή υδρολογικά δεδομένα μηνιαίων ή ημερήσιων παροχών. Σύμφωνα με τις υδρολογικές μεθόδους που υιοθετούνται διεθνώς, απαιτούνται χρονοσειρές δεδομένων ημερήσιων παροχών που να καλύπτουν ένα μεγάλο χρονικό διάστημα (π.χ. 20 έτη) (Richter et al., 1996; Hughes & Smakhtin, 1996; Acreman et al., 2008; Κουτσογιάννης κ.ά., 2009). Με βάση τους King κ.ά. (1999) η συγκεκριμένη κατηγορία δεν ενδείκνυται για τη λήψη αποφάσεων από διαχειριστές, καθώς δεν ενσωματώνουν σε ικανοποιητικό βαθμό βιολογικές πληροφορίες, εκτός και αν γίνει συνδυασμός με γνώση βασισμένη σε ειδικούς. Χαρακτηριστικές μέθοδοι της κατηγορίας αυτής είναι η Tennant (Montana), η Καμπύλη Διάρκειας Παροχής (Streamflow Frequency Curve), η Μέθοδος 7Q10, η μέθοδος του Εύρους Μεταβλητότητας (RVA), η μέθοδος Διατήρησης της Βασικής Παροχής (Basic Maintenance Flow).

Η συγκεκριμένη κατηγορία μεθόδων εκτίμησης οικολογικής παροχής είναι δυνατόν να εφαρμοστεί και σε περιοχές – λεκάνες απορροής, οι οποίες δεν διαθέτουν σταθμούς μέτρησης και συνεπώς υπάρχει έλλειψη πραγματικών δεδομένων, εφαρμόζοντας υδρολογικά μοντέλα. Στον πίνακα 2.4 αναφέρονται ορισμένες από τις υδρολογικές μεθόδους και οι αντίστοιχες περιοχές όπου εφαρμόζονται.

Πίνακας 2.4. Υδρολογικές μέθοδοι και περιοχές όπου εφαρμόζονται ευρέως

Σκοπός	Μέθοδοι
Μέθοδοι που αφορούν την ενδοποτάμια ροή με συχνότερη εφαρμογή στη Β. Αμερική	1. Tennant method 2. Aquatic Base Flow Method 3. 7Q10 flow
Μέθοδοι που αφορούν την ενδοποτάμια ροή με εφαρμογή στην Αυστραλία	1. Tennant method 2. Flow duration (Q95, Q90) 3. Constant yield
Σύγκριση μεθόδων με εφαρμογή στον Καναδά	1. Tennant method 2. 25% of the MAF 3. Monthly Q50 4. Aquatic Base Flow method 5. Q90 flow 6. 7Q10 flow
Συσχέτιση μεταξύ κλιματικής μεταβολής και χαμηλής ενδοποτάμιας ροής στον Καναδά	1. Seasonal 7-day low flow 2. Seasonal 25% of mean flow 3. Seasonal Q80 4. Monthly Q50 5. Monthly Q90

Μεθοδολογία Tennant (Montana):

Η μεθοδολογία Tennant (Montana) συνιστά διεθνώς την πιο διαδεδομένη ανάμεσα στην κατηγορία των υδρολογικών μεθόδων. Είναι απλή, γρήγορη και χαμηλού κόστους στην εφαρμογή της (Davis & Hirji, 2003). Αναπτύχθηκε από τον Tennant (1976), ο οποίος θεώρησε ότι τρεις παράγοντες των ποτάμιων οικοσυστημάτων είναι κρίσιμοι για την ιχθυοπανίδα: το βρεχόμενο πλάτος της κοίτης, το βάθος ροής και την ταχύτητα του νερού. Ο Tennant θεωρούσε ότι οι ροές των ποταμών συνδέονται με τα ενδοποτάμια ενδιαιτήματα. Συνεπώς, πρότεινε ότι η ύπαρξη συγκεκριμένων ροών θα μπορούσε να διατηρήσει συγκεκριμένους αριθμούς ενδιαιτημάτων, τα οποία ταξινόμησε σε 3 κατηγορίες: α) τα μικρής διάρκειας ενδιαιτήματα επιβίωσης (short-term survival habitat), β) τα ενδιαιτήματα επιβίωσης (survival habitat) και γ) τα ενδιαιτήματα πολύ καλής κατάστασης (excellent-to-outstanding habitat) (Arthington & Zalucki, 1998). Κάθε μια από αυτές τις κατηγορίες ενδιαιτημάτων μπορούσε να επιτευχθεί με την εφαρμογή συγκεκριμένων ποσοστών της μέσης ετήσιας ροής. Έτσι, τα ενδιαιτήματα μικρής διάρκειας μπορούν να συντηρηθούν με την εφαρμογή του 10% της μέσης ετήσιας ροής, τα ενδιαιτήματα επιβίωσης με το 30% της μέσης ετήσιας ροής και τα ενδιαιτήματα πολύ καλής κατάστασης με το 60% ή >60% της ροής. Η συγκεκριμένη μέθοδος βασίστηκε στην παρατήρηση ότι οι μεγαλύτερες μεταβολές στα ενδιαιτήματα πραγματοποιούνται σε εύρος ροής από 0–10% της μέσης ετήσιας.

Σύμφωνα με τη Tharme (1996), τα πλεονεκτήματα της μεθοδολογίας Tennant αναφέρονται στη γρήγορη, φθηνή και εύκολη εφαρμογή της. Έχει μέτριες απαιτήσεις σε δεδομένα και μπορεί να εφαρμοστεί από το γραφείο. Παρά ταύτα, τα μειονεκτήματα της είναι πολυάριθμα, αν και είναι δύσκολο να αξιολογήσει κανείς τη σημαντικότητά τους (Arthington & Zalucki, 1998). Ο Tennant (1976) πρότεινε τη χρήση της κυρίως σε ορεινά ρέματα με αδιατάρακτη ροή. Η συγκεκριμένη μεθοδολογία χρειάζεται πολλές χρονοσειρές δεδομένων ροής. Για κάποιες περιοχές, όπως η Αυστραλία και η Ελλάδα, τέτοιες καταγραφές δεν είναι διαθέσιμες. Επίσης, η χρήση της σε περιοχές με διαφορετική ποτάμια γεωμορφολογία συγκριτικά με την περιοχή στην οποία αναπτύχθηκε, είναι δυνατόν να προκαλέσει προβλήματα. Για παράδειγμα σε περιοχές με μεταβλητές ροές, η εφαρμογή της μεθοδολογίας μπορεί να οδηγήσει στην εκτίμηση πολύ αυξημένων οικολογικών παροχών (Arthington & Zalucki, 1998).

Η μεθοδολογία Tennant δέχθηκε κριτική για τη χαμηλή προς μέτρια ανάλυση που πραγματοποιεί υπολογίζοντας περιορισμένες μεταβολές της ροής (Stalnaker & Arnette, 1976). Αν και είναι εφικτό με τροποποιήσεις να ξεπεραστούν τα μειονεκτήματα της, ωστόσο είναι κατάλληλη για την εκτίμηση παροχών συγκρινόμενων με τη βασική ροή (baseflow), ενώ έχει μικρή δυνατότητα εκτίμησης άλλων οικολογικά σημαντικών ροών όπως οι πλημμύρες.

<u>Καμπύλη Διάρκειας Παροχής:</u>

Η Καμπύλη Διάρκειας Παροχής (Streamflow Frequency Curve), ορίζεται ως η παροχή Q προς το ποσοστό του χρόνου D κατά τη διάρκεια της περιόδου παρατηρήσεων με παροχές που είναι ίσες ή υπερβαίνουν την Q σε μία θέση ποταμού. Η μεθοδολογία αυτή αποτελεί τη δεύτερη πιο διαδεδομένη της κατηγορίας των υδρολογικών μεθόδων.

Συνήθως χρησιμοποιούνται ποσοστά από τη Μέση Ετήσια Παροχή του ποταμού. Για παράδειγμα το Q_{90} είναι η παροχή η οποία ξεπερνιέται στο 90% του χρόνου, ακόμα μπορούν να αξιοποιηθούν μετρήσεις από τα ποσοστά των χαμηλών παροχών του ποταμού, ή ακόμη και παροχές που είναι πιο σπάνιες, για παράδειγμα παροχές που εμφανίζονται μια φορά στα 10 χρόνια. Τα νούμερα αυτά δεν είναι σταθερά, αντίθετα διαφοροποιούνται ανάλογα με τους χρήστες και τις νομοθεσίες στις περιοχές όπου εφαρμόζονται. Για παράδειγμα στην Αγγλία χρησιμοποιείται συνήθως η παροχή η οποία ξεπερνιέται στο 95% του χρόνου. Το ίδιο στη Βουλγαρία και στην Αυστραλία. Στη Βραζιλία και τον Καναδά χρησιμοποιείται η παροχή που ξεπερνιέται κατά το 90%

του χρόνου. Στη Γαλλία προτείνεται στις περιπτώσεις έργων εκτροπής να αφήνεται το 1/20 της μέσης ετήσιας παροχής, στην περίπτωση νέων έργων και το 1/40 στην περίπτωση υφιστάμενων έργων. Στη Ν. Ζηλανδία χρησιμοποιείται ένα ποσοστό της τάξεως του 30–75% της ελάχιστης παροχής, η οποία παρουσιάζεται κάθε 5 χρόνια και ισχύει στο 96% των περιπτώσεων (Jowett, 1997). Ενώ στη Δανία έχει προταθεί αντίστοιχα το ίδιο ποσοστό με τη Ν. Ζηλανδία ως ελάχιστη παροχή.

Μειονεκτήματα αυτής της προσέγγισης με βάση τους King κ.ά. (1999) είναι ότι δεν λαμβάνεται υπόψη η φυσική διακύμανση των υδρολογικών συνθηκών και δεν ενδείκνυνται για τη λήψη αποφάσεων από διαχειριστές.

<u>Μεθοδολογία στατιστικής συχνότητας εμφάνισης χαμηλών παροχών 7Q10:</u>

Σύμφωνα με αυτή τη μεθοδολογία ως οικολογική παροχή θεωρείται ο μέσος όρος των χαμηλών παροχών από εφτά συνεχόμενες ημέρες, η οποία έχει συχνότητα επανεμφάνισης σε διάστημα δεκαετίας (Telis, 1992). Η μεθοδολογία αυτή σχεδιάστηκε κυρίως για την προστασία από τα λύματα ή τις κατανομές φορτίου αποβλήτων (για την πρόληψη αρνητικών οικολογικών επιπτώσεων από τη λήψη νερού). Εφαρμόζεται κυρίως στην Αμερική σε περιπτώσεις όπου παρατηρείται αλλοίωση της ποιότητας των υδάτων. Έχει δεχθεί κριτικές σχετικά με τη στατιστική συσχέτιση της συχνότητας εμφάνισης της συγκεκριμένης συνθήκης του μέσου όρου των ελάχιστων παροχών επτά συνεχόμενων ημερών με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους (βιωτή, αφθονία, απειλούμενα είδη κτλ.).

<u>Μεθοδολογία Εύρους Μεταβλητότητας (RVA):</u>

Η Μεθοδολογία του Εύρους Μεταβλητότητας (Range of Variability Approach – RVA) κυρίως χρησιμοποιείται στις Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής και σε μικρότερο βαθμό αλλού (Richter et al., 1997). Με την εφαρμογή της συγκεκριμένης μεθοδολογίας πραγματοποιείται ποσοτικοποίηση του καθεστώτος ροής των ποταμών χρησιμοποιώντας υδρολογικούς δείκτες και συσχέτιση αυτών με βιολογικά σημαντικές διεργασίες. Σχεδιάστηκε κυρίως για να εξυπηρετήσει διαχειριστικές ανάγκες και στόχους. Ουσιαστικά πραγματοποιείται σύγκριση και συσχέτιση μεταξύ δύο διαφορετικών περιόδων ορίζοντας ως αφετηρία της σύγκρισης ένα γεγονός το οποίο μπορεί να είναι η κατασκευή ενός φράγματος ή κάποιο άλλο έργο. Αποτελείται από έξι βασικά βήματα και μπορεί να εφαρμοστεί και με τη χρήση του λογισμικού IHA

(Indicators of Hydrologic Alteration, The Nature Conservancy) με αυτοματοποιημένες διαδικασίες.

Βασίζεται σε 32 υδρολογικές παραμέτρους (Indicators of Hydrologic Alteration; Richter et al., 1996) οι οποίες κατατάσσονται σε 5 ευρύτερες κατηγορίες και συσχετίζουν υδρολογικά χαρακτηριστικά του καθεστώτος ροής με την οικολογία και με διαχειριστικούς στόχους. Το φυσικό εύρος της μεταβολής των παροχών οριοθετείτε μέσα από τις 32 υδρολογικές παραμέτρους οι οποίες υπολογίζονται σε ετήσια βάση. Με αυτό τον τρόπο συγκεντρώνονται 64 υδρολογικές παράμετροι (32 πριν το κεντρικό γεγονός και 32 μετά) και γίνεται στατιστικός έλεγχος (σύγκριση με βάση μέτρα κεντρικής θέσης και διασποράς) για την διαπίστωση της τροποποίησης του καθεστώτος ροής πριν και μετά από ένα κεντρικό γεγονός. Συνήθως απαιτούνται εικοσαετή δεδομένα σε ημερήσια βάση, ωστόσο είναι εφικτό να χρησιμοποιηθούν και μηνιαία μειώνοντας ωστόσο την εγκυρότητα των αποτελεσμάτων. Το καθεστώς ροής ελέγχεται ως προς όλο το εύρος του, τόσο σε ετήσια βάση αλλά και μεταξύ των ετών για τροποποιήσεις με βάση συγκεκριμένα χαρακτηριστικά (χρονική κατανομή, συχνότητα εμφάνισης, διάρκεια, και βαθμός μεταβολής) τα οποία δρουν ως καθοριστικοί παράγοντες για τη διατήρηση της βιωσιμότητας των ποτάμιων οικοσυστημάτων (Richter et al., 1997). Για παράδειγμα με βάση τη συγκεκριμένη μεθοδολογία, η κατάσταση ενός ποτάμιου οικοσυστήματος δύναται να παραμείνει καλή και μετά την κατασκευή ενός έργου, εφόσον οι υδρολογικές παράμετροι (δείκτες) που περιλαμβάνει βρίσκονται εντός κάποιων ορίων που τίθενται στο πλαίσιό της.

<u>Μεθοδολογία Διατήρησης της Βασικής Παροχής:</u>

Με τη συγκεκριμένη μεθοδολογία προσδιορίζεται η βασική παροχή που πρέπει να διατηρείται σε έναν ποταμό, λαμβάνοντας υπόψη και τις εποχικές διακυμάνσεις, προκειμένου να μην διαταράσσονται οι υδρολογικές συνθήκες που καθορίζουν τη δυναμική των ενδιαιτημάτων. Χρησιμοποιείται ευρέως στην Ισπανία (Palau & Alcazar, 2012). Για την εφαρμογή της, χρειάζονται χρονοσειρές ημερήσιας παροχής 10 έως 12 συνεχόμενων ετών. Το γεγονός αυτό την καθιστά δυσεφάρμοστη για την Ελλάδα, τουλάχιστον στο μεγαλύτερο ποσοστό των ποταμών της. Στα αγγλικά η ονομασία της είναι Basic Maintenance Flow.

2.4.2 Υδραυλικές Μέθοδοι

Ο Loar et al., (1986) ήταν από τους πρώτους που χρησιμοποίησε απλές υδραυλικές παραμέτρους, όπως η βρεχόμενη περίμετρος ή το μέγιστο βάθος, για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής, με βάση την παρατήρηση ότι τα υδρομορφολογικά χαρακτηριστικά των ενδιαιτημάτων επηρεάζουν συγκεκριμένους οργανισμούς. Η υπόθεση που γίνεται κατά την εφαρμογή μεθοδολογιών αυτής της κατηγορίας, είναι ότι εξασφαλίζοντας μια οριακή τιμή για την επιλεγμένη υδραυλική παράμετρο σε τροποποιημένες ροές, διατηρείται ο έμβιος κόσμος και η ακεραιότητα του οικοσυστήματος (Tharme, 2003). Οι συγκεκριμένες μεθοδολογίες επιχειρούν να καθορίσουν τη σχέση που επικρατεί μεταξύ του καθεστώτος ροής σε ένα ποτάμιο σύστημα, της ποσότητας και της μορφής των ενδιαιτημάτων που αυτό το καθεστώς ροής δημιουργεί (Arthington & Zalucki, 1998). Από τη στιγμή που αυτή η σχέση γίνεται γνωστή, τότε ένα τροποποιημένο καθεστώς ροής είναι δυνατόν να εφαρμοστεί, το οποίο θα συντηρεί τα ενδιαιτήματα είτε στο μέγιστο κατάλληλο βαθμό, είτε σε αποδεκτά επίπεδα. Οι υδραυλικές μέθοδοι κατά την εφαρμογή τους λαμβάνουν υπόψη τρεις κύριους παράγοντες.

Για την εφαρμογή τους απαραίτητη είναι η επιλογή ενός αντιπροσωπευτικού τμήματος ποταμού για το είδος ιχθυοπανίδας–στόχο. Επιπλέον εμπεριέχουν τη χρήση απλοποιημένων τεχνικών εκτίμησης όπως αυτές που βασίζονται σε καμπύλες στάθμης - παροχής και στην εξίσωση του συντελεστή τραχύτητας Manning *n*, με σκοπό την ποσοτικοποίηση των δεδομένων πεδίου ενώ, εξετάζουν συγκεκριμένες όψεις της μορφολογίας της κοίτης ενός ποταμού, ανάλογα με την περίσταση. Οι υδραυλικές μέθοδοι έχουν πιο περιορισμένη εφαρμογή από τις υδρολογικές παγκοσμίως, ενώ χρησιμοποιούνται περισσότερο στις ΗΠΑ.

Το βασικό τους πλεονέκτημα συγκριτικά με την κατηγορία των υδρολογικών είναι ότι γίνεται προσπάθεια να αναγνωριστούν τα όρια ανεκτικότητας των οργανισμών μέσα από περισσότερα χαρακτηριστικά που αφορούν το οικοσύστημα και όχι μόνο από ιστορικές καταγραφές της παροχής. Ενώ δεν χρειάζονται πολλά δεδομένα για την εφαρμογή τους. Επομένως ενσωματώνουν βασικές οικολογικές πληροφορίες για τις απαιτήσεις των οργανισμών σε φυσικά ενδιαιτήματα. Παρόλα αυτά, τα συμπεράσματα που προκύπτουν δεν επαρκούν να αποδώσουν με ασφάλεια τις ανάγκες των οργανισμών αποκλειστικά και μόνο μέσα από υδραυλικές μεταβλητές. Ένα ακόμα μειονέκτημα της κατηγορίας αυτής είναι ότι δεν λαμβάνεται υπόψη το περιβάλλον

εκτός της κοίτης του ποταμού. Οι δύο πιο διαδεδομένες μεθοδολογίες είναι η Βρεχόμενη Περίμετρος (Wetted Perimeter) και η R-2 cross.

<u>Μεθοδολογία της Βρεχόμενης Περιμέτρου:</u>

Η μεθοδολογία της βρεχόμενης περιμέτρου (Wetted Perimeter) αποτελεί την πιο διαδεδομένη μέθοδο της κατηγορίας. Σύμφωνα με τη συγκεκριμένη μεθοδολογία, σε μία συγκεκριμένη διατομή ενός ποταμού θεωρείται ότι υπάρχει άμεση σχέση μεταξύ της υγρής διατομής σε αβαθή τμήματα με γρήγορη ταχύτητα ενός ποταμού και της κατάστασης των ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας στα ποτάμια (Annear & Conder, 1984).

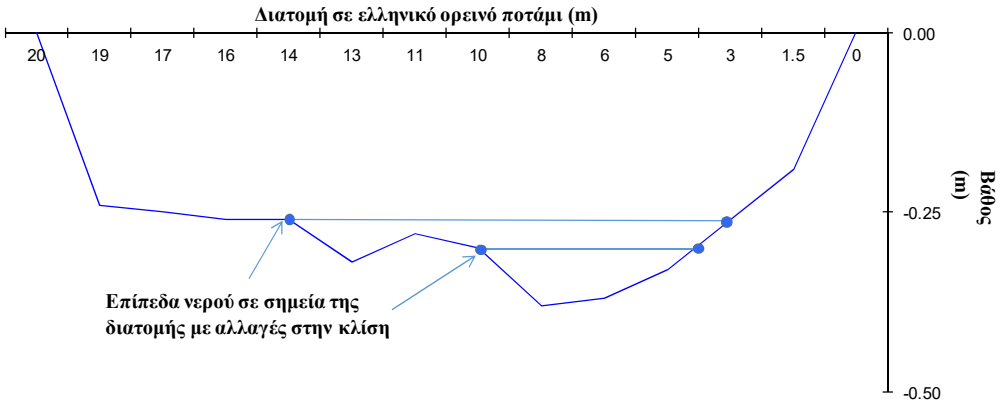
Ως βρεχόμενη περίμετρος (ΒΠ) ενός ποταμού, ορίζεται το πλάτος του πυθμένα και των πρανών του ποταμού που είναι σε επαφή με το νερό σε μια διατομή και χρησιμοποιείται ως κριτήριο για την εξασφάλιση συγκεκριμένων ορίων εντός των οποίων δύναται να κινείται η παροχή για τη διατήρηση των ενδιαιτημάτων του ποταμού (Annear & Conder, 1984).

Στην εν λόγω μεθοδολογία προκύπτει ένα σημείο όπου η βρεχόμενη περίμετρος πρακτικά σταθεροποιείται. Το σημείο αυτό καλείται (κρίσιμο) και δηλώνει την ποσότητα του νερού που πρέπει να υπάρχει ώστε να μην δημιουργούνται διαταραχές στα ενδιαιτήματα. Ωστόσο απαιτείται καλή γνώση της μορφολογίας της κοίτης των ποταμών αφού μπορεί να υπάρξουν περισσότερα του ενός κρίσιμα σημεία. Η μεθοδολογία απαιτεί τον καθορισμό των σημείων μέτρησης σε εκείνο το τμήμα του ποταμού που εμφανίζει μεγαλύτερη συσχέτιση με τις αλλαγές στη ροή.

Η χρήση της μεθοδολογίας της βρεχόμενης περιμέτρου περιλαμβάνει μια σειρά υποθέσεων, οι οποίες μειώνουν την αξιοπιστία της. Πρώτον, θεωρείται ότι κάθε διατομή είναι επαρκής για να περιγράψει τις αλλαγές που γίνονται γεωμορφολογικά με τις μεταβολές της ροής. Δεύτερον, από τη στιγμή που οι τοποθεσίες που ανταποκρίνονται περισσότερο στις μεταβολές της ροής είναι τα υβώματα του πυθμένα της κοίτης (riffles), τότε γίνεται επικέντρωση σε αυτού του είδους τα ενδιαιτήματα, με αποτέλεσμα να θεωρείται ότι ένας τύπος ενδιαιτήματος είναι επαρκής για να ικανοποιήσει τις απαιτήσεις των οργανισμών. Για παράδειγμα, στο ΝΑ Queensland μόνον το 1/3 και λιγότερο από αυτό, των ειδών της ιχθυοπανίδας χρησιμοποιούν τέτοιου είδους υβώματα (Arthington & Zalucki, 1998). Τρίτον, η σημαντικότερη υπόθεση είναι το γεγονός ότι το συγκεκριμένο τμήμα του ποταμού αντιπροσωπεύει όλους τους παράγοντες και τις διαδικασίες που καθορίζουν την ολική οικολογική

ακεραιότητα του ποταμού. Συνεπώς, όλες οι προαναφερθείσες υποθέσεις οδηγούν σε μια υπεραπλουστευμένη αντίληψη του ποτάμιου συστήματος (Arthington & Zalucki, 1998), εισάγοντας και τα αντίστοιχα σφάλματα.

Για τον υπολογισμό της σχέσης μεταξύ της παροχής και της ΒΠ χρησιμοποιούνται υδραυλικά μοντέλα. Το σημείο αλλαγής της κλίσης (σημείο καμπής) καθορίζει την τιμή παροχής για την προστασία και διατήρηση του ενδιαιτήματος (γράφημα 2.3). Η μεθοδολογία αυτή ενδείκνυνται για διατομές του ποταμού όπου η ροή είναι σχετικά αβαθής και γρήγορη διότι σε αυτά τα σημεία μπορούν να διεξαχθούν ασφαλέστερα συμπεράσματα συγκριτικά με άλλα όπου υπάρχουν εκβαθύνσεις ή και ανακοπή της ταχύτητας.



Γράφημα 2.3 Σημεία αλλαγής της κλίσης σε διατομή του ορεινού Αχελώου (Παπαδάκη 2018)

<u>Μεθοδολογία R-2 Cross:</u>

Αναπτύχθηκε για πρώτη φορά το 1973 και είναι γνωστή και ως μεθοδολογία Colorado επειδή χρησιμοποιήθηκε ευρέως από το Colorado Water Conservation Board (CWCB). Αρχικά συλλέγονται δεδομένα μέσου βάθους, μέσης ταχύτητας και ποσοστά βρεχόμενης περιμέτρου σε διατομές από ένα σχετικά ρηχό και με μέτριες έως γρήγορες ταχύτητες τμήμα του ποταμού (riffle). Σύμφωνα με τη συγκεκριμένη μεθοδολογία οι παροχές που καταγράφτηκαν στο τμήμα αυτό του ποταμου είναι απαραίτητες για τη διατήρηση των ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας ακόμα και στα γειτονικά τμήματα με μεγαλύτερα βάθη και μικρότερες ταχυτήτες για τα περισσότερα στάδια ζωής της καθώς και των υδρόβιων ασπόνδυλων (Nehring, 1979).

Οι εποχιακές διακυμάνσεις της παροχής λαμβάνονται υπόψη από την R2-Cross καθώς καθορίζονται διαφορετικές απαιτήσεις παροχής για το καλοκαίρι και το χειμώνα. Κατά την περίοδο υψηλής ροής το καλοκαίρι πρέπει να ικανοποιούνται και οι τρεις υδραυλικές συνθήκες ταυτόχρονα, ενώ κατά τη διάρκεια της χαμηλής ροής του χειμώνα τουλάχιστον δύο από αυτές.

2.4.3 Μέθοδοι προσομοίωσης ενδιαιτημάτων

Οι Tharme (1996) και Dunbar et al., (1998) θεωρούν τις υδραυλικές μεθόδους ως προδρόμους των μεθόδων προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (habitat simulation or rating methodologies), οι οποίες αποτελούν τις πλέον διαδεδομένες μεθόδους, μετά τις υδρολογικές. Πρόκειται ουσιαστικά για υπολογιστικά μοντέλα προσομοίωσης υδραυλικών και υδρολογικών παραμέτρων, με τα οποία καθορίζονται οι επιθυμητές, οικολογικά αποδεκτές ροές για είδη ή κοινωνίες που επιλέγονται ως στόχοι. Η λογική που ακολουθείται σε αυτές τις μεθοδολογίες βασίζεται στο γεγονός ότι οι αλλαγές στα ενδιαιτήματα συγκεκριμένων οργανισμών (ενδείκτες) που δημιουργούνται από τη ροή, ποσοτικοποιούνται με εφαρμογή υδραυλικών μοντέλων, χρησιμοποιώντας μια ή περισσότερες υδραυλικές μεταβλητές, όπως το βάθος, την ταχύτητα του νερού, τη σύνθεση του υποστρώματος και του καλύμματος της κοίτης, καθώς επίσης και σύνθετους υδραυλικούς δείκτες (για παράδειγμα την διατμητική τάση στον πυθμένα). Το πλήθος των μεταβλητών μετριέται σε πολλαπλές διατομές του ποταμού της περιοχής μελέτης. Οι προσομοιωμένες διαθέσιμες συνθήκες ενδιαιτήματος στη συνέχεια συνδέονται με πληροφορίες που αφορούν το εύρος των επιθυμητών ή ακατάλληλων συνθηκών ενδιαιτήματος για τα είδη–στόχους, όπως στάδια ανάπτυξης, συναθροίσεις και δραστηριότητα. Οι συγκεκριμένες πληροφορίες εξάγονται από τις ετησίως καθορισμένες καμπύλες δεικτών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων (habitat suitability index curves). Τα εξαγόμενα δεδομένα, συνήθως υπό μορφή καμπύλων ενδιαιτήματος–παροχής του οικοσυστήματος ή κατ' επέκταση χρόνου ενδιαιτήματος (habitat time) και χρόνου υπέρβασης (exceedence time), χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό της βέλτιστης οικολογικής παροχής (Tharme, 2003).

Πολλά είδη οργανισμών έχουν μελετηθεί ως ενδείκτες της ποιότητας των υδάτων (φυτοπλαγκτό, μακρόφυτα – φυτοβένθος, μακροασπόνδυλα και ιχθυοπανίδα). Με βάση αυτές τις ομάδες οργανισμών έχουν αναπτυχθεί ποικίλα μοντέλα πρόβλεψης της οικολογικής κατάστασης των επιφανειακών υδάτων. Συγκεκριμένα, ο όρος ενδείκτης ή

βιοδείκτης χρησιμοποιείται στην Οδηγία – Πλαίσιο 2000/60/ΕΚ (ΟΠΥ) για οργανισμούς ή συναθροίσεις οργανισμών εξαιτίας της ικανότητάς τους να εκφράζουν δομικές και λειτουργικές πτυχές της βιοκοινωνίας, αλλά και λόγω της ευαισθησίας τους σε συγκεκριμένες ανθρωπογενείς πιέσεις. Επιπλέον, οι συγκεκριμένοι οργανισμοί ανταποκρίνονται άμεσα στις βιολογικές μεταβολές και οι τεχνικές μέτρησής τους έχουν χαμηλό κόστος.

Η κυριότερη μέθοδος της κατηγορίας αυτής είναι η IFIM (Instream Flow Incremental Methodology), όπου περιλαμβάνεται μεταξύ άλλων και το εργαλείο PHABSIM (Physical Habitat Simulation). Η DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformations) της κατηγορίας "*top-down*" καθώς και η Μεθοδολογία CASIMIR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements).

<u>Μεθοδολογία Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής:</u>

Η Μεθοδολογία Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής (Instream Flow Incremental Methodology – IFIM) αναπτύχθηκε στη Βόρεια Αμερική κυρίως για τα είδη των σολομοειδών σε ποτάμια με υψηλή παροχή λόγω τήξης του χιονιού (Bovee, 1982), αλλά έκτοτε έχει εφαρμοστεί σε διάφορες άλλες περιοχές και σε διαφορετικούς τύπους ποταμών (Tharme, 1996). Αναπτύχθηκε το 1970 από μία διεπιστημονική ομάδα με σκοπό να γεφυρώσει τις ανάγκες των σχεδίων διαχείρισης για τους υδατικούς πόρους με τις ανάγκες διατήρησης της βιοποικιλότητας στις συνθήκες αναφοράς ή αδιατάρακτες συνθήκες. Οι υφιστάμενες μέθοδοι που βασίζονται στην παρατήρηση των ενδιαιτημάτων των οργανισμών για το χαρακτηρισμό της κατάστασης του υδατικού καθεστώτος αποκτούν όλο και περισσότερη σημασία, όχι μόνο όσον αφορά την υγεία των οικοσυστημάτων, την παρακολούθηση, την επιτυχία στα έργα αποκατάστασης αλλά και ως προς την βελτίωση της κατανόησης της λειτουργίας τους και την αποτελεσματικότητα των δράσεων διαχείρισης. Στην IFIM εμπεριέχονται οι αρχές των υδραυλικών και υδρολογικών μεθόδων, καθότι γίνεται συνδυασμός τους για το σχεδιασμό και την εκτίμηση της οικολογικής παροχής.

Σε μερικές πολιτείες των ΗΠΑ, η χρήση της, έχει γίνει νομική απαίτηση για την αξιολόγηση των επιπτώσεων από την κατασκευή φραγμάτων ή απολήψεων νερού (Acreman & Dunbar, 2004). Συγκεκριμένα, η μεθοδολογία αυτή αποτελείται από μια ομάδα αναλυτικών διαδικασιών και υπολογιστικών μεθόδων, οι οποίες προσπαθούν να αξιολογήσουν τα αποτελέσματα των οριακών μεταβολών της ροής ενός ποταμού στη

δομή της κοίτης, στην ποιότητα του νερού, στη θερμοκρασία και στη διαθεσιμότητα των κατάλληλων ενδιαιτημάτων. Τα παραπάνω επιτυγχάνονται χρησιμοποιώντας έναν συνδυασμό υδραυλικών, υδρολογικών και βιολογικών δεδομένων (Arthington & Zalucki, 1998). Υπάρχουν διάφορα στάδια κατά την εφαρμογή της IFIM. Η αναγνώριση των αντικειμένων της μελέτης, η μελέτη της υδρολογικής λεκάνης και τα είδη–στόχοι αποτελούν το πρώτο στάδιο (Tharme, 1996). Σύμφωνα με τη Tharme (1996), θα πρέπει κατά την εφαρμογή της IFIM να περιλαμβάνεται ένα μεγάλο εύρος ειδών–στόχων, ούτως ώστε να βελτιωθεί η γενίκευση των εκτιμήσεων της μεθόδου. Το παραπάνω είναι ιδιαίτερα σημαντικό καθώς οι απαιτήσεις σε ενδιαιτήματα είναι διαφορετικές για το κάθε είδος. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα κατά την προσπάθεια τροποποίησης του καθεστώτος ροής για τη διατήρηση ενός συγκεκριμένου είδους οργανισμών να υποβαθμίζονται κάποια άλλα είδη. Το δεύτερο κρίσιμο στάδιο είναι το εάν η υδρολογική λεκάνη βρίσκεται σε οικολογική ισορροπία και ως εκ τούτου τα ενδιαιτήματα είναι σε καλή κατάσταση.

Οι King & Tharme (1994) ταξινόμησαν σε πέντε ευρύτερες κατηγορίες δεκαπέντε στάδια της Μεθόδου Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής:

1. Αναγνώριση του προβλήματος,
2. Μελέτη σκοπιμότητας,
3. Εφαρμογή της μελέτης,
4. Εναλλακτικές δυνατότητες
5. Επίλυση του προβλήματος, παρακολούθηση και μοντελοποίηση

Κατά την εφαρμογή της IFIM μπορεί κανείς να επιλέξει να εφαρμόσει ανάλογα με το μέγεθος του ζητήματος με το οποίο θα ασχοληθεί, ανάμεσα σε τρεις υποκατηγορίες τεχνικών. Αυτές αφορούν τις βασικές τεχνικές (standard-setting techniques), οι οποίες απαιτούν μικρή λεπτομέρεια δεδομένων, έχουν άμεση εφαρμογή και ασχολούνται με φαινόμενα εντός της ροής των ποταμών. Τις τεχνικές μεσαίου βαθμού δυσκολίας (mid-range techniques) όπου στην περίπτωση αυτή τα φαινόμενα είναι πολυσύνθετα και χρειάζονται δεδομένα πεδίου και ειδικές μελέτες. Τέλος υπάρχει και η κατηγορία με τις πιο δύσκολες περιπτώσεις (incremental techniques), όπου τα φαινόμενα που μελετώνται είναι ιδιαίτερα περίπλοκα και απαιτείται πολύς χρόνος για την εφαρμογή της μεθόδου. Η IFIM μπορεί να εφαρμοστεί σε επίπεδο λεκάνης απορροής αλλά και σε μικρότερες περιοχές. Σημαντικό σημείο της μεθοδολογίας είναι η επιλογή του σημείου

δειγματοληψίας και των περιοχών μελέτης. Για να γίνει αυτό απαιτείται εμπειρία και επιστημονική κατάρτιση. Συνήθως, επιλέγονται θέσεις που ανταποκρίνονται περισσότερο στις αλλαγές της ροής. Τέτοια σημεία κατά την εφαρμογή της IFIM είναι τα υβώματα (riffle) της κοίτης (King & Tharme, 1994, Tharme, 1996). Το χαρακτηριστικό αυτό είναι καλό, μόνον όταν τα είδη–στόχοι έχουν ενδιαιτήματα σε αυτά τα σημεία του ποταμού. Για αυτό το λόγο, είναι σημαντική η προκαταρκτική έρευνα για τη διαπίστωση των συνθηκών των ενδιαιτημάτων στο μελετώμενο ποτάμι.

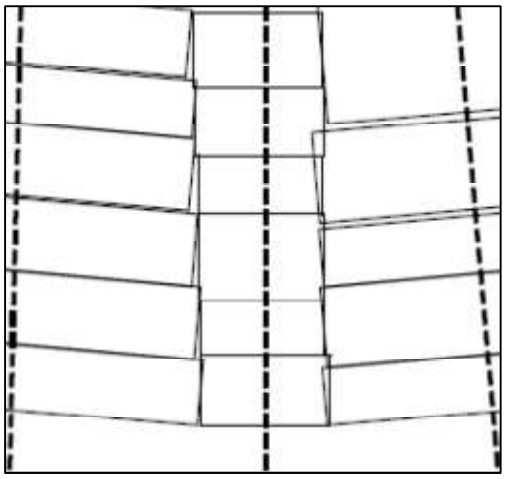
Για παράδειγμα είναι δυνατόν σε κάποια ποτάμια να υπάρχουν συγκεκριμένες περιοχές στις οποίες τα ψάρια πρέπει να μεταναστεύσουν για να ωοτοκήσουν. Οι περιοχές αυτές θεωρούνται ιδιαίτερα ευαίσθητες και κρίσιμες σε τυχόν αλλαγές στο καθεστώς ροής, επομένως ενδείκνυνται ως περιοχές μελέτης. Στην περίπτωση όπου δεν είναι ξεκάθαρο ποιες περιοχές είναι καταλληλότερες, το ποτάμι χωρίζεται σε τμήματα (segments) με διαφορετικές υδρολογικές συνθήκες. Όσον αφορά στο κάθε τμήμα ξεχωριστά θα πρέπει να επικρατούν ομοειδείς συνθήκες ροής και γεωμορφολογίας. Εκεί υπολογίζονται το βάθος, το πλάτος, το υπόστρωμα και η ταχύτητα ως βασικές υδραυλικές παράμετροι.

Η διαδικασία που χρησιμοποιείται στην IFIM για να προσομοιώσει τα ενδιαιτήματα με τις αλλαγές στο καθεστώς ροής εμπεριέχεται στο λογισμικό του PHABSIM (Physical Habitat Simulation), το οποίο αποτελείται από 240 διακριτά προγράμματα που αναφέρονται στο βάθος νερού, στη ταχύτητα, στο υπόστρωμα και στη κάλυψη της κοίτης (Arthington & Zalucki, 1998). Οι προσομοιώσεις, συνήθως, βασίζονται σε δεδομένα διατομών του ποταμού που συλλέγονται σε μια περίσταση και σε μια ομάδα μετρήσεων που συσχετίζουν την απορροή με το ύψος νερού του ποταμού. Επίσης, η επιλογή των διατομών, ο αριθμός τους και η ακρίβεια των μετρήσεων έχουν μεγάλη επιρροή στην προσομοίωση των ενδιαιτημάτων (Arthington & Zalucki, 1998).

Το μοντέλο PHABSIM έχει τρία κύρια στοιχεία. Πρώτον, υπάρχουν οι πραγματικές μετρήσεις πεδίου όσον αφορά το βάθος, την ταχύτητα, το υλικό υποστρώματος και την κάλυψη, τα οποία λαμβάνονται σε συγκεκριμένα σημεία δειγματοληψίας σε μια διατομή, για διαφορετικά επίπεδα ροής. Δεύτερον, τα δεδομένα αυτά χρησιμοποιούνται σε υδραυλικά μοντέλα (δηλαδή, τα μοντέλα που προβλέπουν το βάθος και την ταχύτητα του νερού σε διάφορα σημεία κατά μήκος της κοίτης για διαφορετικές ροές) για την εκτίμηση τεσσάρων μεταβλητών ενδιαιτήματος (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα, κάλυψη) σε διαφορετικές ροές. Τρίτο και τελευταίο στοιχείο είναι ότι τα αποτελέσματα

από τα υδραυλικά μοντέλα συνδυάζονται με "κριτήρια καταλληλότητας των ειδών". Τα κριτήρια αυτά προκύπτουν από υδρο–οικολογικά μοντέλα που εκτιμούν πόσο κατάλληλα για ένα συγκεκριμένο ενδιαίτημα είναι τα υδραυλικά χαρακτηριστικά ανάλογα με το στάδιο του κύκλου ζωής και το είδος υπό εξέταση, με αποτέλεσμα έναν τελικό σύνθετο δείκτη καταλληλότητας.

Για την περαιτέρω εφαρμογή της μεθοδολογίας και με τη βοήθεια υδραυλικού μοντέλου το ποτάμι χωρίζεται σε κελιά. Το κελί είναι μια χωρική ενότητα για τη διακριτοποίηση του ποταμού, όπως παρουσιάζεται στο γράφημα 2.4. Το κάθε κελί έχει τις δικές του τιμές για κάθε μία από τις υδραυλικές παραμέτρους. Οι τιμές αυτές προκύπτουν μέσα από το συνδυασμό μετρήσεων πεδίου και εφαρμογής του υδραυλικού μοντέλου. Στη συνέχεια συνδυάζονται πληροφορίες που σχετίζονται με την ιχθυοπανίδα και τα στάδια του κύκλου ζωής της για κάθε ένα από τα κελία. Αυτό γίνεται με σκοπό να διαμορφωθούν τα κριτήρια συσχέτισης της ιχθυοπανίδας και των υδραυλικών παραμέτρων. Το PHABSIM υπολογίζει μία ισοδύναμη βέλτιστη επιφάνεια ενδιαιτήματος εφαρμόζοντας συντελεστές βαρύτητας για τη συνολική επιφάνεια του ποταμού. Οι τιμές από την κάθε μία υδραυλική παράμετρο πολλαπλασιάζονται με τη συνολική επιφάνεια του κελιού και προκύπτει μία τιμή τελική τιμή που ονομάζεται Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area). Το άθροισμα όλων των τιμών των κελιών δίνει την Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area) για όλο το μήκος του ποταμού, για μια τιμή παροχής.



Γράφημα 2.4. Χωρική διακριτοποίηση τμήματος ποταμού σε κελία για την εφαρμογή της μεθοδολογίας IFIM (πηγή: Zappia & Hayes 1998)

Ο συντελεστής βαρύτητας SI για μια τιμή παροχής προκύπτει ως το γινόμενο των επιμέρους δεικτών καταλληλότητας για κάθε παράμετρο (ταχύτητα, βάθος, υπόστρωμα).

Ίσως η σημαντικότερη υπόθεση που εμπεριέχεται στην IFIM είναι ότι υπάρχει θετική συσχέτιση της WUA και της αφθονίας ιχθυοπανίδας (Gore & Nestler, 1988). Ωστόσο οι Scott & Shirvell (1987) από 444 αναλύσεις που διεξήγαγαν, κατέληξαν στο συμπέρασμα πως αυτή η υπόθεση δεν ισχύει πάντα. Μάλιστα προέκυψαν και ορισμένες περιπτώσεις με ισχυρή αρνητική συσχέτιση. Η IFIM βασίζεται στην υπόθεση ότι ο πληθυσμός ενός είδους ιχθυοπανίδας ρυθμίζεται/εξαρτάται από τη διαθεσιμότητα κατάλληλου ενδιαιτήματος. Η υπόθεση αυτή σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία σε ορισμένους ποταμούς ισχύει ενώ σε άλλους όχι. Θα πρέπει επομένως σε κάθε περίπτωση εφαρμογής, να εξετάζεται κατά πόσο η κρίσιμη αυτή υπόθεση είναι αληθής.

Ένα αδύναμο σημείο της IFIM προκύπτει όταν σε ένα ποταμό υπάρχουν περισσότερα του ενός είδη ιχθυοπανίδας εξίσου σημαντικά για τη διαμόρφωση καλής κατάστασης του οικοσυστήματος. Στις περιπτώσεις αυτές προκύπτουν περισσότερες της μιας οικολογικές παροχές. Στην περίπτωση αυτή οι Arthington κ.ά. (1992) προτείνουν την υιοθέτηση ενός εύρους παροχών. Οι Davies & Humphries (1996) προς επίλυση του εν λόγω προβλήματος εφάρμοσαν εκτέλεση ανάλυσης κινδύνου. Με τον τρόπο αυτό αποδίδονται επίπεδα κινδύνου για τις διάφορες παροχές, με βάση το ποσοστό απώλειας ενδιαιτήματος για το σύνολο των ειδών ενδιαφέροντος.

Ένα ακόμη πρόβλημα που μπορεί να εμφανιστεί στη μεθοδολογία IFIM είναι η περίπτωση να μην υπάρχει συσχέτιση της WUA με την παροχή, ή η σχέση να είναι γραμμικά ανάλογη, να αυξάνει δηλαδή συνεχώς. Για την περίπτωση αυτή υπάρχει η δυνατότητα χρήσης των Καμπυλών Διάρκειας Ενδιαιτήματος. Οι καμπύλες αυτές υπολογίζουν το χρονικό διάστημα για το οποίο υφίσταται ένα ενδιαίτημα συνάρτηση των παροχών (Bovee, 1982). Με τον τρόπο αυτό επιλέγεται ένα επίπεδο διατήρησης του ενδιαιτήματος ως κριτήριο και έπειτα υπολογίζεται η παροχή που απαιτείται για την επίτευξη αυτού του επιπέδου.

Τα πλεονεκτήματα της IFIM αναφέρονται στην ποσοτική της φύση και στην ικανότητά της να ενσωματώνει μίκρο– και μάκρο–ενδιαιτήματα (Acreman & Dunbar, 2004). Μειονέκτημα αποτελεί η χρονοβόρα διαδικασία για την πραγματοποίηση μιας μελέτης. Η συγκεκριμένη μεθοδολογία θεωρείται κατάλληλη για τη σύγκριση σεναρίων.

Το γεγονός ότι δεν δίνει μια καθαρή απάντηση θεωρείται από πολλούς πλεονέκτημα αλλά και μειονέκτημα (Acreman & Dunbar, 2004).

2.4.4 Ολιστικές μεθοδολογίες

Η συγκεκριμένη κατηγορία μεθόδων εκτίμησης της οικολογικής παροχής καταγράφηκε πρώτη φορά από την Tharme (1996). Οι ολιστικές μεθοδολογίες (holistic methodologies) αποτελούν μια από τις κύριες κατευθύνσεις στην εξέλιξη της επιστήμης (Arthington et al., 1992; King & Tharme, 1994; Richter et al., 1996; Dunbar et al., 1998). Κατά την εφαρμογή ολιστικών προσεγγίσεων λαμβάνονται υπόψη τρεις υποθέσεις σύμφωνα με τους Arthington et al., (1992):

1. το νερό ανήκει στο περιβάλλον, συνεπώς, όλοι οι άλλοι χρήστες μπορούν να εξυπηρετηθούν από την ποσότητα που δεν απαιτείται γι' αυτό.

2. υπάρχει περισσότερο νερό στα ποτάμια οικοσυστήματα από αυτό που χρειάζεται για τη διατήρηση του οικοσυστήματος και

3. εάν τα απαραίτητα χαρακτηριστικά του φυσικού καθεστώτος ροής μπορούν να αναγνωριστούν και επαρκώς ενσωματωθούν σε ένα τροποποιημένο καθεστώς ροής, τότε η υπάρχουσα πανίδα και χλωρίδα και η λειτουργική ακεραιότητα του οικοσυστήματος θα διατηρηθεί.

Το πρωταρχικό στοιχείο σε μια ολιστική προσέγγιση είναι η υδρολογική ανάλυση των χρονοσειρών φυσικής ροής του υπό μελέτη ποταμού. Τα στοιχεία αυτά χρησιμοποιούνται προκειμένου να τεθούν οι οριακές συνθήκες για τροποποιημένες ροές που θα χρειαστεί να εφαρμοστούν σε περίπτωση ανάγκης ανθρωπογενούς παρέμβασης (Arthington & Zalucki, 1998). Ένα προτεινόμενο καθεστώς ροής θα είναι οικολογικά αποδεκτό μόνο όταν περιέχει αποκλειστικά χαρακτηριστικά ροής που είναι καταγεγραμμένα στο ιστορικό του.

Σύμφωνα με τους Acreman & Dunbar (2004), οι ολιστικές μέθοδοι έχουν το πλεονέκτημα ότι καλύπτουν όλο το υδρολογικό–οικολογικό σύστημα όπως επίσης και όσους συμμετέχουν στη λήψη αποφάσεων για τη διαχείριση του νερού.

Οι ολιστικές μεθοδολογίες είναι από τις πιο σύνθετες, καθώς εφαρμόζονται στο σύνολο του ποτάμιου οικοσυστήματος μέσω πολυάριθμων μετρήσεων πεδίου και προγραμμάτων παρακολούθησης. Δεν στοχεύουν σε ένα είδος–δείκτη πανίδας για τον καθορισμό της ποιότητας του οικοσυστήματος, αλλά σε πολλές παραμέτρους μεταξύ των οποίων και σε κοινωνικοοικονομικά κριτήρια της περιοχής. Για την κάθε μια

παράμετρο του περιβάλλοντος γίνεται ανάλυση της βέλτιστης παροχής και στο τέλος μέσα από μια διαδικασία πολυκριτηριακής ανάλυσης επιλέγεται μια τιμή παροχής. Αυτό πραγματοποιείται με δυο διαδικασίες, είτε με την διαδικασία 'από κάτω προς τα πάνω' (bottom-up) είτε με την 'από πάνω προς τα κάτω' (top-down), είτε με συνδυασμό των δυο προαναφερθέντων αν και κάτι τέτοιο προϋποθέτει πολυδιάστατη εξειδίκευση και δεδομένα (Tharme, 1996, 2000, Tharme & King, 1998). Οι 'από κάτω προς τα πάνω' προσεγγίσεις προτείνουν ένα τροποποιημένο καθεστώς ροής με βάση τον καθορισμό στοιχείων συγκεκριμένης χρονικής περιοδικότητας (π.χ. ανά μήνα), κάθε ένα από τα οποία αντιπροσωπεύει ένα καλά καθορισμένο χαρακτηριστικό του καθεστώτος ροής που πρόκειται να επιτύχει συγκεκριμένους οικολογικούς, γεωμορφολογικούς, ποιοτικούς από άποψη νερού καθώς και κοινωνικούς στόχους (King & Tharme, 1994). Αντίθετα, η 'από πάνω προς τα κάτω' προσεγγίσεις αναγνωρίζουν τις περιβαλλοντικές ροές με κάποια απόκλιση από το φυσικό καθεστώς ροής ή κάποιο άλλο καθεστώς αναφοράς (Tharme, 2003). Οι οικολογικές συνιστώσες που χρησιμοποιούνται σε μια ολιστική αξιολόγηση περιλαμβάνουν τη γεωμορφολογία, τα υδραυλικά ενδιαιτήματα, την ποιότητα του νερού, την παρόχθια και υδάτινη χλωρίδα, τα μακρο–ασπόνδυλα, τα ψάρια και άλλα σπονδυλωτά με εξάρτηση από τα ποτάμια οικοσυστήματα όπως αμφίβια, ερπετά, πουλιά και θηλαστικά (Arthington et al., 2004).

<u>Μεθοδολογία Δομικών Μονάδων:</u>

Η μεθοδολογία Δομικών Μονάδων (South African Building Blocks Methodology ή BBM, King & Tharme, 1994; King & Louw, 1998; King &Tharme, 2002) εφαρμόζεται ευρύτατα σε διεθνές επίπεδο. Η συγκεκριμένη, αποτέλεσε την πρώτη ολιστική προσέγγιση. Ξεκίνησε λειτουργώντας ως '*bottom up*', ενώ πρόσφατα ενσωματώθηκε στο πλαίσιο της και η μεθοδολογία Flow Stress- Response (O' Keeffe & Hughes, 2002). Με αυτή την τροποποιημένη μορφή, η BBM αποτελεί νομική απαίτηση για τον προσδιορισμό του Νοτιοαφρικάνικου Οικολογικού Αποθέματος (South African Ecological Reserve) (DWAF, 1999).

Πρόκειται για μία εκτεταμένα καταγεγραμμένη μεθοδολογία (με εγχειρίδιο και αρκετές μελέτες εφαρμογής διαθέσιμες) που λειτουργεί τόσο σε συνθήκες ελλιπών δεδομένων όσο και σε πληθώρα αυτών. Περιλαμβάνει μια προσέγγιση τριών φάσεων:

α) Στην πρώτη φάση περιέχει ανάλυση γραφείου (desktop) και εργασίες πεδίου για την επιλογή της θέσης εφαρμογής, γεωμορφολογική ανάλυση της λεκάνης, μετρήσεις της ακεραιότητας των ποτάμιων ενδιαιτημάτων. Ακόμα περιλαμβάνει τον καθορισμό των στόχων για τη μελλοντική κατάσταση του ποταμού, αξιολόγηση της σημασίας του ποταμού και της οικολογικής συνθήκης, υδρολογική και υδραυλική ανάλυση.

β) Στη δεύτερη φάση περιέχει την κατασκευή τροποποιημένου καθεστώτος ροής διαμέσου της αναγνώρισης οικολογικά απαραίτητων χαρακτηριστικών ροής.

γ) Τέλος στην τρίτη φάση συνδέει τις οικολογικές απαιτήσεις με την τεχνική φάση ανάπτυξης των έργων (Arthington et al., 2004).

Βασικά πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι ότι μπορεί εύκολα να εφαρμοστεί σε διάφορα υδατικά οικοσυστήματα, συμπεριλαμβάνει τη γνώμη του κοινού, είναι ευέλικτη και επιδέχεται απλοποίηση για πιο γρήγορες αξιολογήσεις, καταναλώνει λιγότερο χρόνο και κόστος και μπορεί να εφαρμοστεί σε ρυθμισμένους και μη ποταμούς όπως επίσης και στο πλαίσιο αποκατάστασης της ροής. Διευκολύνει το σχεδιασμό (top–down), με διαφορετικά σενάρια εναλλακτικών καθεστώτων ροής, κάθε ένα από τα οποία εκφράζει το δυνητικό ρίσκο της αλλαγής της οικολογικής κατάστασης του ποταμού (Arthington et al., 2004). Επίσης, εμφανίζει κάποιο ποσοστό ρίσκου για ακούσια παράλειψη κρίσιμων επεισοδίων ροής, κοινό χαρακτηριστικό σε όλες τις ολιστικές μεθοδολογίες.

DRIFT:

Τελευταία ως εξέλιξη της μεθόδου BBM αλλά και άλλων παρόμοιων έχει αναπτυχθεί η προσέγγιση DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformations), με την οποία διερευνώνται οι επιπτώσεις μείωσης των ποτάμιων απορροών σε σχέση με τις φυσικές. Αποτελείται από 4 υποσύνολα:

1) το βιοφυσικό που χρησιμοποιείται για να περιγράψει την παρούσα κατάσταση του οικοσυστήματος, για να προβλέψει πώς η συγκεκριμένη κατάσταση θα μεταβληθεί κάτω από ένα εύρος διαφορετικών τροποποιήσεων της ροής,
2) το κοινωνικοοικονομικό υποσύνολο που αναγνωρίζει τους χρήστες που βρίσκονται σε ρίσκο από τις μεταβολές τις ροής και χρησιμοποιείται για να ποσοτικοποιήσει τη σύνδεσή τους με το ποτάμι σε όρους χρήσης των φυσικών πόρων και υγείας,

3) το υποσύνολο της ανάπτυξης σεναρίου, το οποίο συνδέει τα δυο πρώτα υποσύνολα για να εξάγει τις προβλεπόμενες συνέπειες από τροποποιημένες ροές και
4) το οικονομικό υποσύνολο το οποίο περιγράφει το κόστος μετριασμού και αποζημίωσης για κάθε ένα σενάριο (Arthington et al., 2004).

Πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι η καλά ανεπτυγμένη ικανότητα σύνδεσης των κοινωνικό − οικονομικών συνθηκών με το οικοσύστημα, το ότι εμφανίζει υψηλό δυναμικό για εφαρμογή και σε άλλα υδατικά οικοσυστήματα, το ότι είναι ευέλικτη και μπορεί να απλοποιηθεί για πιο γρήγορες αξιολογήσεις και το ότι παρέχει σύνδεση με μακρο–οικονομική αξιολόγηση. Είναι εφαρμόσιμη σε ρυθμισμένα και μη ποτάμια, όπως επίσης σε αποκατάσταση της ροής. Περιέχει περιορισμένη ενσωμάτωση δεικτών ροής για την περιγραφή της μεταβλητότητας του συστήματος και απαιτεί την καταγραφή μια γενικής διαδικασίας για ευρεία εφαρμογή. Άλλες ολιστικές μεθοδολογίες, περιλαμβάνουν τη River Babingley (Petts et al., 1999) ανεπτυγμένη στην Αγγλία και τη BBM-DRIFT, ανεπτυγμένη στη Ζιμπάμπουε (Steward, Madamombe & Topping, 2002).

2.4.5 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα μεθοδολογιών εκτίμησης της οικολογικής παροχής

Η πρόοδος που έχει γίνει στις μεθόδους εκτίμησης της οικολογικής παροχής είναι πολύ μεγάλη παγκοσμίως. Ωστόσο οι μεταβολές στο υδρολογικό καθεστώς γίνονται εξαιρετικά γρήγορα, συνεπώς δεν είναι εφικτή η εφαρμογή των μεθόδων εκτίμησης της οικολογικής παροχής για κάθε ποτάμι ξεχωριστά (Poff et al., 2010). Μέχρι σήμερα σε διεθνές επίπεδο δεν υπάρχει μία αποκλειστική μέθοδος που να εφαρμόζεται και να δίνει βέλτιστα αποτελέσματα σε κάθε περίπτωση. Κάθε μέθοδος είναι κατάλληλη κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες. Για την επιλογή της βέλτιστης μεθόδου, αρχικά χρειάζεται να προσδιοριστεί ο λόγος για τον οποίο είναι αναγκαία η εφαρμογή της, όπως η κατασκευή ενός έργου (φράγμα, ταμιευτήρας, υδρομάστευση, υδροηλεκτρικά έργα). Στη συνέχεια μία σειρά από παράγοντες όπως η γνώμη των ειδικών, το διαθέσιμο κεφάλαιο και το χρονικό πλαίσιο, καθώς και η νομοθεσία της υπό μελέτη περιοχής, ορίζουν τις βάσεις για την επιλογή της καταλληλότερης μεθόδου.

Στη βιβλιογραφία αναφέρονται περιπτώσεις όπου εφαρμόζονται μέθοδοι ανάλογα με την γεωγραφική έκταση της περιοχής εφαρμογής. Όταν πρόκειται για εθνικές

στρατηγικές παρακολούθησης με στόχο την αξιολόγηση πολλών ποταμών ενδείκνυνται μέθοδοι που είναι γρήγορες και σχετικά απλές στην εφαρμογή τους, όπως αυτές που εξετάζουν ιστορικά δεδομένα (υδρολογικές μέθοδοι). Για τις περιπτώσεις που αφορούν στο σχεδιασμό – διαχείριση μίας λεκάνης απορροής είναι απαραίτητο να γίνει εκτίμηση οικολογικών παροχών για κάθε ποτάμι που βρίσκεται εντός των ορίων της. Στην περίπτωση αυτή προτείνεται μία αρχική εκτίμηση με βάση μεθόδους που στηρίζονται σε ιστορικά δεδομένα και στη συνέχεια επαλήθευση με μεθόδους που στηρίζονται στην επεξεργασία βιοτικών δεδομένων και υδραυλικής προσομοίωσης (προσομοίωση ενδιαιτημάτων).

Σε πολλές περιπτώσεις η εκτίμηση των επιπτώσεων από τροποποιήσεις στη ροή των ποταμών αφορούν μικρή έκταση. Ωστόσο ενδέχεται οι επιπτώσεις αυτές να είναι μη αναστρέψιμες, συνεπώς ενδείκνυται η εφαρμογή εξειδικευμένων μεθόδων με υψηλό κόστος εφαρμογής. Για παράδειγμα μπορεί να εφαρμοστούν μέθοδοι προσομοίωσης ενδιαιτημάτων αυτοτελείς ή και ως τμήμα ευρύτερων ολιστικών μεθοδολογιών με περισσότερα στάδια εφαρμογής.

Υπάρχουν και περιπτώσεις όπου η εφαρμογή μεθόδων εκτίμησης οικολογικών παροχών είναι απαραίτητη για την αποκατάσταση της ποιότητας των ποτάμιων οικοσυστημάτων και την επαναφορά τους στην αρχική κατάσταση πριν από οποιαδήποτε παρέμβαση (National Research Council, 1992). Στην πράξη αυτό είναι κάτι πάρα πολύ δύσκολο είτε εξαιτίας της κατασκευής πολλών έργων ή και των μεγάλων ποσοτήτων απόληψης νερού ή ακόμα και εξαιτίας της ελλιπούς γνώσης που υπάρχει σχετικά με την αρχική κατάσταση του συστήματος (Acreman, 2016). Ως επακόλουθο, η αποκατάσταση γίνεται με βάση μία προσυμφωνημένη κατάσταση στην οποία πρέπει να επέλθει το σύστημα έπειτα από οποιαδήποτε μέτρα αποκατάστασης. Σε πολλές χώρες για την αξιολόγηση των μέτρων αποκατάστασης εφαρμόζονται μοντέλα προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (Schuler & Nehring 1994; Elliott et al., 1999; Vehanen et al., 2000). Στον πίνακα 2.5 παρατίθενται συνοπτικά τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα των μεθοδολογιών εκτίμησης οικολογικών παροχών σύμφωνα με την κατηγοριοποίηση της Tharme (2003).

Πίνακας 2.5. Πλεονεκτήματα και μειονέκτημα των μεθόδων από τις τέσσερις βασικότερες κατηγορίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής (Τροποποίηση από Acreman & Dunbar, 2004)

Κατηγορία μεθόδου	Πλεονεκτήματα	Μειονεκτήματα
Υδρολογικές	Χρειάζονται λίγα δεδομένα Μπορούν να εφαρμοστούν από επίπεδο λεκάνης απορροής ως και σε ένα μικρό τμήμα μιας περιοχής μελέτης Μπορούν να δώσουν γρήγορα αποτελέσματα Τα αποτελέσματα μπορούν εύκολα να συγκριθούν	Ασαφής χρήση οικολογικών δεδομένων Χρειάζονται ιστορικά δεδομένα από αδιατάρακτες συνθήκες, πολλές φορές δεν υπάρχουν αυτά στην Ελλάδα Δεν λαμβάνουν υπόψη τη μορφολογία παρά μόνο την ροή, κάτι που μπορεί να αλλάξει γρήγορα. Π.χ. το καθεστώς ροής που ήταν καλό πριν από 50 χρόνια μπορεί να είναι κακό για την βιωτή σήμερα Παρερμήνευση γιατί προκύπτουν γρήγορα συμπεράσματα
Υδραυλικές	Μικρό κόστος εφαρμογής Μπορούν να δώσουν γρήγορα αποτελέσματα Εφαρμόζονται σε διάφορες περιοχές, από μικρής κλίμακας περιοχές έως και πολύ μεγάλες	Δεν είναι ακριβείας Δεν λαμβάνουν υπόψη τους τις βιολογικές παραμέτρους του συστήματος Τοπικές συνθήκες
Προσομοίωση ενδιαιτήματος	Προγνωστικές Τα μοντέλα που χρησιμοποιούν προσαρμόζονται σε κάθε περιοχή Έχουν ισχυρή επιστημονική βάση Περιλαμβάνουν χωρικά μοντέλα, με εμφανή την επιρροή της ροής των ποταμών σε όλα τα ενδιαιτήματα Μπορούν να καλύψουν ακόμα και πολύ μεγάλες περιοχές αν γίνει προσαρμογή των εργασιών πεδίου και της ανάλυσης	Τοπικές συνθήκες, Χρονοβόρα συλλογή δεδομένων Σε περίπτωση που απαιτείται μεγάλη ανάλυση αυξάνεται το κόστος Πρέπει να είναι γνωστές οι προτιμήσεις των οργανισμών σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος Χρειάζεται περαιτέρω χωρική ανάλυση, αν απαιτείται λεπτομερή γνώση πάνω στον τρόπο με τον οποίο συμβαίνουν οι αλλαγές στα ενδιαιτήματα
Ολιστικές	Προγνωστικές Ενσωματώνουν και την κοινωνική διάσταση	Υψηλό κόστος εφαρμογής Περίπλοκες

Στον πίνακα 2.6 συγκεντρώνονται για πέντε κατηγορίες (βαθμός δυσκολίας, πόροι, βαθμός ανάλυσης, ευελιξία, κόστος) οι ανάγκες ως προς τις εργασίες γραφείου και τις εργασίες πεδίου. Τα σύμβολα αντιστοιχούν σε Χ: χαμηλό (μέθοδος γραφείου χωρίς καθόλου εργασίες πεδίου), Χ–Μ: χαμηλό προς μεσαίο (μέθοδος γραφείου με ελάχιστες εργασίες πεδίου), Μ: μεσαίο (μέθοδος γραφείου και εργασίες πεδίου) και Μ–Υ: μεσαίο προς υψηλό (μέθοδος γραφείου και πολλές εργασίες πεδίου), Υ: υψηλό (απαιτητικές μέθοδοι γραφείου και πολλές εργασίες πεδίου). Ιδιαίτερα οι υδρολογικές και υδραυλικές μεθοδολογίες δεν έχουν βιολογική βάση (γκρι χρώμα).

Πίνακας 2.6. Βασικά χαρακτηριστικά μεθοδολογιών εκτίμησης οικολογικών παροχών (Τροποποιημένο από King et al., 1999)

Κατηγορία – μεθόδου	Βαθμός δυσκολίας	Δεδομένα	Βαθμός ανάλυσης	Ευελιξία	Κόστος	Βιολογική βάση
Υδρολογικές	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	
Υδραυλικές	Χ–Μ	Χ–Μ	Χ	Χ	Χ–Μ	
Προσομοίωση ενδιαιτήματος	Μ–Υ	Υ	Μ–Υ	Μ	Υ	Υ
Ολιστικές	Μ–Υ	Μ–Υ	Υ	Υ	Υ	Υ

2.5 Υφιστάμενη κατάσταση

Μέσα από την εξέλιξη της υδρο–οικολογίας έχει γίνει πια σαφές ότι η κατανόηση της λειτουργίας του καθεστώτος ροής σε ένα ποτάμι κατέχει σημαντικότερο ρόλο από ότι η εκτίμηση μίας και μόνο ελάχιστης τιμής της παροχής (Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Postel & Richter, 2003; Biggs et al., 2005; Poff, 2010), η οποία αποτελεί το όριο κάτω από το οποίο τα οικοσυστήματα υφίστανται σημαντικές επιπτώσεις. Επίσης, όλο και περισσότερο κερδίζει έδαφος η αντίληψη ότι η διαχείριση των υδατικών πόρων πρέπει να γίνεται σε επίπεδο λεκάνης απορροής, ανεξάρτητα από εθνικά σύνορα και πολιτικές πεποιθήσεις (Petts, 1996; Dyson et al., 2003; National Science and Technology Council - NSTC, 2004; Global Water System Project - GWSP, 2005).

Πέραν της προόδου που έχει σημειωθεί στον τομέα εκτίμησης των οικολογικών παροχών, εκατομμύρια χιλιόμετρα ποταμών και χιλιάδες εκτάρια υδροβιοτόπων – περιοχές από τις οποίες εξαρτάται το ανθρώπινο βιοτικό επίπεδο – βρίσκονται εκτεθειμένα και απροστάτευτα απέναντι στην απειλή της κατάχρησης του νερού ή σε άλλες μεταβολές του φυσικού καθεστώτος ροής (Poff et al., 2010; Merenlender & Matella, 2013). Οι εν λόγω απειλές θα βρίσκονται σε μια αύξουσα πορεία καθώς ο ανθρώπινος πληθυσμός θα πληθαίνει όπως επίσης θα αυξάνονται οι ενεργειακές του ανάγκες και κατ' επέκταση οι ανάγκες για νερό στην γεωργία και τη βιομηχανία (Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture - CAWMA, 2007,

Principato and Viggiani, 2009; Horne et al., 2016). Στην Ευρωπαϊκή Ένωση έχουν διευθετηθεί 60–65% των ποταμών, ενώ στην Ασία περίπου το 50% των διευθετημένων ποταμών περιέχουν κι ένα φράγμα (World Commission on Dams - WCD, 2000). Ταυτόχρονα, η κλιματική αλλαγή επιφέρει αβεβαιότητες στην κατανομή του νερού (Vorosmarty et al., 2000, Dudgeon et al., 2006, Palmer et al., 2008).

Η τρέχουσα και η μελλοντική ζήτηση σε υδάτινα αποθέματα αυξάνεται και έχει δημιουργήσει δύο διαφορετικές θεωρήσεις, από τη μια εκείνης που αντιμετωπίζει τα ποτάμια και γενικότερα τα οικοσυστήματα γλυκού νερού ως φυσικούς πόρους ενέργειας και νερού και από την άλλη εκείνης που προσβλέπει στην διατήρησή τους ως ενιαία, βιολογικώς ποικίλα οικοσυστήματα (Dynesius & Nilsson, 1994; Abramovitz, 1995; Postel, 1995; McCully, 1996; World Commission on Dams (WCD), 2000; World Conservation Union (IUCN), 2000; Green Cross International (GCI), 2000; Horne et al., 2017). Οι δύο αυτές τάσεις διαμορφώνουν ένα αναπτυσσόμενο πεδίο επιστημονικής έρευνας, το οποίο σχετίζεται με την ποσοτικοποίηση των υδατικών αναγκών μεταξύ όλων των χρηστών, με σκοπό την επίτευξη ικανοποιητικών ανταλλαγών στην κατανομή νερού (Tharme, 2003).

Σε διεθνές επίπεδο η Νότια Αφρική με το Νοτιοαφρικανικό Εθνικό Νομοσχέδιο για το Νερό (South African National Water Act), το οποίο υιοθετήθηκε το 1998, αναγνωρίζει το νερό ως δημόσιο αγαθό και το καθιστά υποκείμενο σε κρατικό έλεγχο (IUCN, 2000). Το νομοσχέδιο αυτό καθιερώνει την έννοια του "αποθέματος νερού", αποτελούμενη από μια μη διανέμουσα ποσότητα νερού, η οποία δεν υπόκειται σε συναγωνισμό με άλλες χρήσεις νερού (IUCN, 2000). Αναφέρεται τόσο στην ποιότητα όσο και στην ποσότητα του νερού και περιλαμβάνει δυο κλάδους: τη βασική ανθρώπινη ανάγκη για καθαρό νερό και το οικολογικό απόθεμα νερού. Ο πρώτος κλάδος αναφέρεται στην ποσότητα του νερού για πόση, για το φαγητό και την προσωπική υγιεινή και ο δεύτερος στην ποσότητα που είναι απαραίτητη για την προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων. Για τις υπόλοιπες χώρες όπως π.χ. η Γερμανία ή η Γαλλία, η εκάστοτε κυβέρνηση έχει την ευθύνη της δίκαιης κατανομής και χρήσης του νερού όπως επίσης και της μεταφοράς του νερού μεταξύ των υδρολογικών λεκανών. Στην Αυστραλία, όλες οι κυβερνήσεις αναγνώρισαν την ανάγκη για συντονισμένη δράση με σκοπό να σταματήσουν την υποβάθμιση των φυσικών πόρων της συγκεκριμένης χώρας. Αποτέλεσμα αυτής της αναγνώρισης ήταν η ανάπτυξη μια εθνικής πολιτικής από το Συμβούλιο των Κυβερνήσεων της Αυστραλίας (COAG: Council

of Australian Governments) για την αποτελεσματική και βιώσιμη μεταρρύθμιση των αγροτικών και αστικών βιομηχανιών νερού της Αυστραλίας, το Πλαίσιο Εργασίας COAG για την Αναμόρφωση του Νερού (COAG Water Reform Framework, www.environment.gov.au). Το πλαίσιο αυτό περιλαμβάνει όρους που αφορούν σε δικαιώματα και εμπόριο νερού, περιβαλλοντικές απαιτήσεις, θεσμική μεταρρύθμιση, ενημέρωση και εκπαίδευση του κοινού, κοστολόγηση νερού και έρευνα. Σημαντικά περιβαλλοντικά θέματα που άπτονται με τη διαχείριση του νερού είναι τα εξής:

- ✓ η κατανομή νερού για το περιβάλλον
- ✓ η οικολογική βιωσιμότητα των νέων έργων ανάπτυξης
- ✓ η θεσμική μεταρρύθμιση
- ✓ η ενσωμάτωση του περιβαλλοντικού κόστους στην τιμολόγηση του νερού
- ✓ η προστασία του υπόγειου νερού
- ✓ και η υλοποίηση της Εθνικής Στρατηγικής Διαχείρισης για την Ποιότητα του Νερού (National Water Quality Management Strategy, www.environment.gov.au).

Σήμερα παρόλο που οι περισσότερες χώρες έχουν αναγνωρίσει ότι η ικανοποίηση συγκεκριμένων αναγκών σχετικών με τους υδατικούς πόρους αποτελεί ηθική και νομική υποχρέωσή τους, λίγες μόνο, έχουν προωθήσει διαδικασίες που να ποσοτικοποιούν τις ανάγκες αυτές (Γεράκης κ.ά. 2006).

Οι πρώτες προσπάθειες εκτίμησης οικολογικών παροχών σε παγκόσμιο επίπεδο έγιναν από τους Smakhtin et al., (2004a, 2004b), όπου ανέπτυξαν μία μεθοδολογία βασιζόμενη σε μία οικολογική υπόθεση και σε υδρολογικά δεδομένα προσομοιωμένα από το μοντέλο WaterGAP με μέγεθος κελιού 0.5 μοίρες. Αργότερα οι Mekonnen & Hoekstra (2011) χρησιμοποίησαν τη μέθοδο του υποθετικού προτύπου (presumptive standard) την οποία ανέπτυξαν οι Richter et al., (2012) για να προσδιορίσουν οικολογικές παροχές σε μεγάλα ποτάμια του πλανήτη στο πλαίσιο διαπίστωσης μίας παγκόσμιας έλλειψης σε νερό.

Η βασική πρόκληση στο επιστημονικό πεδίο των οικολογικών παροχών αφορά τη σύνθεση της αποκτηθείσας γνώσης και εμπειρίας από μεμονωμένες περιπτώσεις «case studies» σε ένα επιστημονικό πλαίσιο, το οποίο να υποστηρίζει και να καθοδηγεί την ανάπτυξη πρότυπων οικολογικών παροχών σε περιφερειακή κλίμακα (Poff et al., 2003;

Arthington et al., 2006). Μια τέτοια δράση που περικλείει τις εμπειρίες και τη γνώση διεθνούς ομάδας επιστημόνων, έχει υλοποιηθεί στο πλαίσιο του ELOHA (Ecological Limits of Hydrologic Alteration - ELOHA, Poff et al., 2010). Η συγκεκριμένη πρωτοβουλία είναι σημαντική, καθώς η διασφάλιση επαρκών υδατικών αποθεμάτων για τα υδατικά οικοσυστήματα αποτελεί βασικό στοιχείο σε πολλές διεθνείς στρατηγικές, όπως: η Διεθνής Σύμβαση για τους Υδροβιότοπους, υπογεγραμμένη από 132 χώρες και το δίκαιο του νερού σε χώρες όπως η Νότια Αφρική (Rowlston & Palmer, 2002), η Τανζανία (Acreman et al., 2006), η Κόστα Ρίκα (Jiménez et al., 2005) καθώς και η Οδηγία – Πλαίσιο για το νερό (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; ΕC, 2000).

Σύμφωνα με την τεχνική έκθεση (Sood, et al., 2017) του Διεθνούς Ινστιτούτου Διαχείρισης Υδάτων (International Water Management Institute - IWMI), ηγέτες από 193 Ηνωμένα Έθνη (UN) υιοθέτησαν 17 κατηγορίες προτεραιότητας βιώσιμης ανάπτυξης (SDGs) οι οποίες περιλαμβάνουν 169 στόχους. Οι οχτώ από τις 17 κατηγορίες ενσωματώνουν τους υδατικούς πόρους, με βασική την κατηγορία έξι όπου έχει ως θέμα την πρόσβαση σε καθαρό νερό και την βιώσιμη διαχείριση των υδατικών πόρων για όλους. Στην κατηγορία αυτή δίνεται έμφαση στην εκτίμηση των οικολογικών παροχών για την επίτευξη των περιβαλλοντικών στόχων. Μέχρι σήμερα έχουν γίνει πολλές προσπάθειες εκτίμησης οικολογικών παροχών τόσο σε μελέτες ανά περίπτωση όσο και πιο γενικευμένες.

Σύμφωνα με τους Poff & Matthews (2013) το ιστορικό των οικολογικών παροχών διακρίνεται σε τέσσερις χρονικές περιόδους: (i) πριν το 1980 – όπου στόχος ήταν η οριοθέτηση μιας ελάχιστης οικολογικής παροχής για την προστασία ενός είδους; (ii) τέλη 1980 με μέσα 1990 – ανάπτυξη και εξέλιξη των μεθόδων; (iii) μέσα 1990 με μέσα 2000 – όπου αναγνωρίστηκε σε μεγάλο βαθμό διεθνώς η αξία των οικοσυστημάτων για την ευημερία των ανθρώπων και ξεκίνησαν να αναπτύσσονται εργαλεία εκτίμησης οικολογικών παροχών καθώς και εφαρμογή περιβαλλοντικών πολιτικών; και (iv) τέλη 2000 – παγκοσμιοποιημένη τάση για εφαρμογή οικολογικών παροχών μέσα από την ανάπτυξη υδρολογικών μοντέλων ευρείας εφαρμογής (π.χ., Smakhtin et al., 2004a; Pastor et al., 2014).

Σε γενικές γραμμές οι περισσότερες μεθοδολογίες τείνουν να γίνονται όλο και περισσότερο ολιστικές και να βασίζονται σε μεγάλες διεπιστημονικές ομάδες για την ποσότητα του νερού που πρέπει να παραμένει στο ποτάμι (Dyson et al., 2003). Στο παγκόσμιο προσκήνιο οι πιο σύγχρονες τάσεις αφορούν τη δημιουργία ενός πλαισίου,

όπου θα συγκεντρώνεται γνώση και εμπειρία από περιοχές μελέτης, με τη βοήθεια του οποίου θα υπάρχει καθοδήγηση για την αποδοχή και τη θεμελίωση του υδρολογικού καθεστώτος των ποταμών σε τοπικό επίπεδο. Κινούμενοι προς αυτή την κατεύθυνση, πολλοί συγγραφείς προσπαθούν να δώσουν έμφαση και να αναδείξουν τις ομοιότητες που υπάρχουν ανάμεσα στα διάφορα καθεστώτα ροής που έχουν παρατηρηθεί, ώστε να προκύψει μία τυπολογία που να μπορεί να οδηγεί σε προβλέψεις και σε γενικές αρχές διαχείρισης των καθεστώτων ροής, όπως η αξιολόγηση των περιβαλλοντικών ροών (Arthington et al., 2006; Poff et al., 2006).

Στο γράφημα 2.5 απεικονίζεται το ιστορικό των οικολογικών παροχών, από την εποχή εμφάνισης των πρώτων μεθόδων μέχρι την πιθανή εξέλιξη έως το 2030. Υπάρχουν διακριτές χρονικές ενότητες. Η γκρι περιοχή οριοθετεί τα αρχικά στάδια αναγνώρισης του προβλήματος και την προσπάθεια εξεύρεσης λύσεων σχετικών με την εκτίμηση οικολογικών παροχών. Η μπλε περιοχή οριοθετεί την ενσωμάτωση των ερευνητικών αποτελεσμάτων σε διαδικασίες λήψης αποφάσεων και συμμετοχικές διαδικασίες με τοπικούς φορείς.

Γράφημα 2.5 Σύντομο ιστορικό των οικολογικών παροχών από την εμφάνισή τους στα τέλη της δεκαετίας του '30 μέχρι το 2030 (Παπαδάκη, 2017)

Στην Ελλάδα, η έννοια της οικολογικής παροχής παρουσιάστηκε ως απόρροια της ΚΥΑ 69269/5387 (ΦΕΚ Β' 678/25-10-1990), με την οποία τέθηκαν σε εφαρμογή οι

διατάξεις του νόμου- πλαίσιο για το περιβάλλον 1650/1986 (ΦΕΚ Α' 160/16-10-1986). Με το Άρθρο 2 της υπ' αρ. Δ6/Φ1/οικ. 12160 (ΦΕΚ Β' 1552/3.8-1999) Υπουργικής Απόφασης ορίστηκε ως κριτήριο πρόκρισης των υποβαλλόμενων αιτήσεων για παραγωγή υδροηλεκτρικής ενέργειας ο βαθμός ενεργειακής αξιοποίησης, με σκοπό τη βέλτιστη αξιοποίηση του υφιστάμενου ανά θέση υδατικού δυναμικού χωρίς επίπτωση στην οικολογική παροχή και τις ποσότητες νερού που απαιτούνται για άλλες χρήσεις (π.χ. ύδρευση). Η οικολογική παροχή σε αυτή την περίπτωση προσδιορίστηκε στο 30% της μέσης παροχής θερινών μηνών.

Αργότερα, με την υπ' αρ. 49828 (ΦΕΚ Β' 2464/3-12-2008) Απόφαση της Επιτροπής Συντονισμού της Κυβερνητικής Επιτροπής στον Τομέα του Χωροταξικού Σχεδιασμού και της Αειφόρου Ανάπτυξης εγκρίθηκε το «Ειδικό Πλαίσιο Χωροταξικού Σχεδιασμού και Αειφόρου Ανάπτυξης για τις Ανανεώσιμες Πηγές Ενέργειας» και η Στρατηγική Μελέτη Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων αυτού. Το Άρθρο 16 της εν λόγω απόφασης προβλέπει ότι μέχρι να καθορισθούν τα κριτήρια της ελάχιστης απαιτούμενης οικολογικής παροχής ανά λεκάνη απορροής, ως ελάχιστη απαιτούμενη οικολογική παροχή νερού που παραμένει στη φυσική κοίτη υδατορέματος, αμέσως κατάντη του έργου υδροληψίας του υπό χωροθέτηση Μ.ΥΗ.Ε., πρέπει να εκλαμβάνεται το μεγαλύτερο από τα πιο κάτω μεγέθη, εκτός αν απαιτείται τεκμηριωμένα η αύξησή της, λόγω των απαιτήσεων του κατάντη οικοσυστήματος (ύπαρξη σημαντικού οικοσυστήματος):

- 30% της μέσης παροχής των θερινών μηνών Ιουνίου – Ιουλίου – Αυγούστου
  ή
- 50% της μέσης παροχής του μηνός Σεπτεμβρίου ή
- 30 lt/sec σε κάθε περίπτωση

Η κατεύθυνση αυτή, παρόλο που αφορά στην αδειοδότηση μικρών υδροηλεκτρικών έργων, εφαρμόζεται και σε άλλα έργα υδατικής αξιοποίησης καθώς δεν έχει θεσπιστεί σχετική νομοθεσία που να τα αφορά. Ως μέθοδος, μπορεί να ενταχθεί στις υδρολογικές μεθοδολογίες υπολογισμού, καθώς για τον υπολογισμό χρησιμοποιούνται υδρολογικά δεδομένα μηνιαίων παροχών.

Με την ΥΑ 196978/2011 που αποτελεί τροποποίηση του ΕΠΧΣΑΑ για τις ΑΠΕ, έγινε μια προσπάθεια να ληφθούν υπόψη στην εκτίμηση της οικολογικής παροχής και τα

υδραυλικά χαρακτηριστικά της ροής. Έτσι αναφέρεται πως στην περίπτωση ύπαρξης ιχθυοπανίδας θα πρέπει να εξασφαλίζεται επιφανειακή απορροή στο τμήμα εκτροπής της κοίτης ώστε να υπάρχει βάθος ροής τουλάχιστον 20cm στο βαθύτερο σημείο αυτού του τμήματος. Το βάθος αυτό θα είναι απαραίτητο για όλο το έτος στην περίπτωση που η κοίτη αποτελεί μόνιμο ενδιαίτημα ιχθυοπανίδας, αλλιώς θα εξασφαλίζεται για το χρονικό διάστημα στο οποίο η ιχθυοπανίδα κινείται στο τμήμα αυτό.

Όπως παρουσιάστηκε στην προηγούμενη παράγραφο, το θεσμικό πλαίσιο στην Ελλάδα περιορίζεται στις υδρολογικές και υδραυλικές μεθοδολογίες. Σε αυτές τις δύο περιορίζονται και οι μελετητές, με την πλειοψηφία να επιλέγει τις υδρολογικές μεθόδους που συνήθως προτείνουν μια σταθερή και μόνιμη εκροή κατάντη των έργων ταμίευσης/αξιοποίησης. Η συνήθης επιλογή είναι το 30% της μέσης παροχής των θερινών μηνών Ιουνίου – Ιουλίου – Αυγούστου. Δεν είναι λίγες οι περιπτώσεις, όμως όπου επιλέγεται το 100% της μέσης θερινής παροχής, σε συμφωνία φυσικά και με τον φορέα του έργου, συνήθως σε μικρής παροχής ρέματα, που το αξιοποιήσιμο δυναμικό τους παρατηρείται τη χειμερινή περίοδο. Το μειονέκτημα των μεθόδων αυτών έγκειται στο γεγονός ότι δεν λαμβάνουν υπόψη τα υδραυλικά χαρακτηριστικά που δημιουργεί η παροχή αυτή: δηλαδή μπορεί σε μια στενή κοίτη η παροχή να δημιουργεί ικανοποιητικές συνθήκες ροής (βάθος, ταχύτητα, υγρή διατομή), ενώ σε μια ευρεία κοίτη η ίδια παροχή να είναι πρακτικά ανεπαρκής.

Την συμπλήρωση του κενού των υδρολογικών μεθόδων, επιχείρησε η ελληνική πολιτεία με την θεσμοθέτηση του ελάχιστου βάθους ροής των 20 cm. Σαφώς η συμπλήρωση αυτή αποτελεί βελτίωση στη μεθοδολογία εκτίμησης της οικολογικής παροχής, ωστόσο υπάρχει πάλι ένα κενό. Το βάθος αυτό δεν συνδέεται με τις ιδιαίτερες απαιτήσεις της ιχθυοπανίδας που διαβιεί σε κάθε ποταμό. Τα 20 cm βάθος ροής μπορεί να είναι ικανοποιητικό για ένα είδος αλλά ανεπαρκές για κάποιο άλλο. Επιπλέον το κριτήριο των 20 cm σε οποιοδήποτε σημείο της διατομής του ποταμού, χωρίς να λαμβάνεται υπόψη το υπόστρωμα και η ταχύτητα ροής δεν εξασφαλίζει τη διαφύλαξη των φυσικών ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας. Μείζον πρόβλημα αποτελεί και η έλλειψη δεδομένων, που καθιστά τις μεθόδους της βιβλιογραφίας πέραν των υδρολογικών μη εφαρμόσιμες για την ελληνική πραγματικότητα. Ακόμα και βασικά δεδομένα που απαιτούν οι υδρολογικές μεθοδολογίες, όπως για παράδειγμα μεγάλες χρονοσειρές ημερήσιων παροχών, σε πολλές περιπτώσεις δεν είναι διαθέσιμα και τυγχάνει να είναι αμφίβολης αξιοπιστίας. Επιπλέον ένα από τα βασικά προβλήματα

που σχετίζονται με τις οικολογικές παροχές είναι ότι για κανένα σχεδόν από τα υφιστάμενα φράγματα στην Ελλάδα που κατασκευάστηκε προ του 1995 δεν προβλέφθηκαν κατάλληλες διατάξεις ώστε να αφήνεται μια οικολογική παροχή κατάντη αυτών (στα έργα αυτά υπάρχει πλήρης διακοπή της ροής κατάντη, Τέγος κα 2014).

Ένα άλλο κενό που εντοπίζεται στις μεθοδολογίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής, είναι η ποιοτική κατάσταση του νερού που αφήνεται κατάντη ενός έργου. Ενώ μπορεί να καλύπτει ποσοτικά τις απαιτήσεις των ειδών ιχθυοπανίδας (βάθος ροής, ταχύτητα κλπ), παρ' όλα αυτά είναι δυνατόν να έχει υποστεί ποιοτική υποβάθμιση, όπως μεταβολή της θερμοκρασίας, της συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου ή αύξηση/μείωση των αιωρούμενων υλικών. Οι καταστάσεις αυτές είναι πιθανές με τη δημιουργία φραγμάτων. Τα τελευταία χρόνια έχουν δημιουργηθεί λογισμικά υδραυλικής που ενσωματώνουν εργαλεία προσομοίωσης της ποιότητας νερού, κυρίως ως προς τις παραμέτρους θερμοκρασίας, διαλυμένου οξυγόνου, θρεπτικών, οπότε το πρόβλημα αυτό μπορεί να αντιμετωπιστεί, συνδυάζοντας όμως απαραίτητα δεδομένα πεδίου.

2.6 Εργαλεία εκτίμησης οικολογικών παροχών

2.6.1 Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης (Indicators of Hydrologic Alteration – IHA)

Το συγκεκριμένο εργαλείο ενσωματώνει την υδρολογική μεθοδολογία της Ανάλυσης του Εύρους Μεταβλητότητας (Range of Variability Approach, εφεξής RVA) (Richter, et al., 1997) και στηρίζεται στην ανάλυση των Δεικτών Υδρολογικής Τροποποίησης (Indicators of Hydrologic Alteration – IHA) και των Συνιστωσών Περιβαλλοντικών Ροών (Environmental Flow Components – EFC). Στόχος του εργαλείου είναι να συμβάλλει στο σχεδιασμό λειτουργίας και διαχείρισης ενός έργου. Για πρώτη φορά αναπτύχθηκε τη δεκαετία του 1990 ως ελεύθερο λογισμικό από το Nature Conservancy (https://www.nature.org/) για την επεξεργασία χρονοσειρών ημερήσιων υδρολογικών δεδομένων και την ανίχνευση τροποποιήσεων σε φυσικά καθεστώτα ροής έπειτα από ανθρωπογενείς παρεμβάσεις. Η επίδραση των μεταβολών της παροχής στα διάφορα στάδια ανάπτυξης των οργανισμών ποσοτικοποιείται μέσα από υδρολογικούς δείκτες και περιβαλλοντικές παραμέτρους λαμβάνοντας υπόψη το σύνολο των διακυμάνσεων των παροχών μέσα σε ένα υδρολογικό έτος, ως προς το μέγεθος, τη συχνότητα, τη

διάρκεια, τη χρονική κατανομή και το βαθμό μεταβολής τους. Στην πραγματικότητα μέσω του εργαλείου υπολογίζονται 33 υδρολογικοί δείκτες, οι οποίοι αντικατοπτρίζουν στατιστικές ιδιότητες του καθεστώτος ροής. Οι δείκτες αυτοί σχετίζονται με πέντε βασικά υδρολογικά χαρακτηριστικά, τα οποία προκύπτουν από την ανάλυση του υδρογραφήματος: τις ακραίες χαμηλές παροχές, τις χαμηλές παροχές, τους παλμούς υψηλής παροχής, τις μικρές και τις μεγάλες πλημμύρες.

Συγκεκριμένα το εργαλείο υπολογίζει 67 στατιστικές παραμέτρους, οι οποίες διαχωρίζονται σε δύο κατηγορίες δεικτών. Τους δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης (Indicators of Hydrologic Alteration – IHA) οι οποίοι είναι 33 και τις παραμέτρους Συνιστωσών Περιβαλλοντικών Ροών (Environmental Flow Components – EFC) οι οποίες είναι 34. Ανάλογα με τα δεδομένα είναι δυνατόν να πραγματοποιηθεί παραμετρική ή μη παραμετρική ανάλυση Επιπλέον είναι εφικτή η σύγκριση του καθεστώτος ροής πριν από την κατασκευή ενός έργου και μετά από αυτή, εφόσον υπάρχουν τα αντίστοιχα δεδομένα. Οι 33 Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης ταξινομούνται σε πέντε κατηγορίες οι οποίες συσχετίζονται με την οικολογία και παρουσιάζονται στον πίνακα 2.7.

Πίνακας 2.7. Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης και συσχέτιση τους με την οικολογία (τροποποιημένο από The Nature Conservancy, 2009)

Κατηγορίες Δεικτών Υδρολογικής Τροποποίησης (IHA)	Δείκτες Υδρολογικής Τροποποίησης (IHA)	Επιρροή στα οικοσυστήματα
Μέγεθος μηνιαίων υδατικών αποθεμάτων απορροής	Διάμεσος τιμή μηνιαίας παροχής, ή Μέση παροχή (m^3s^{-1})	• Διαθεσιμότητα ενδιαιτημάτων για υδρόβιους οργανισμούς • Διαθεσιμότητα υγρασίας για παρόχθια βλάστηση • Διαθεσιμότητα νερού για την πανίδα • Διαθεσιμότητα τροφής και προστασίας για τα θηλαστικά • Πρόσβαση θηρευτών σε φωλιές • Επίδραση στη θερμοκρασία του νερού, τα επίπεδα οξυγόνου και τη φωτοσύνθεση

Ποσοτικά μεγέθη και διάρκεια ακραίων παροχών σε ετήσια βάση	Ελάχιστη ετήσια παροχή σε χρονικές κλίμακες 1, 3, 7, 30 και 90 ημερών (m^3s^{-1}) Μέγιστη ετήσια παροχή (κινούμενοι μέσοι όροι) σε χρονικές κλίμακες 1, 3, 7, 30 και 90 ημερών ($m^3 s^{-1}$) Ημέρες με μηδενική παροχή Δείκτης βασικής παροχής (ελάχιστη παροχή 7 ημερών προς μέση ετήσια παροχή)	• Ισοζύγιο ανταγωνιστικών, ξενικών και ανθεκτικών σε συνθήκες πίεσης οργανισμών • Δημιουργία θέσεων αποικίας φυτών • Διαμόρφωση δομής οικοσυστημάτων μέσω βιοτικών και αβιοτικών παραγόντων • Διαμόρφωση μορφολογίας ποταμών και φυσικών συνθηκών για ενδιαιτήματα • Συνθήκες υδατικού στρες στα φυτά λόγω έλλειψης εδαφικής υγρασίας • Αφυδάτωση πανίδας Συνθήκες πίεσης στα φυτά λόγω αναερόβιων συνθηκών • Ανταλλαγές θρεπτικών στοιχείων μεταξύ ποταμού και πλημμυρικής ζώνης • Χρονική Διάρκεια συνθηκών στρες εξαιτίας χαμηλής περιεκτικότητας οξυγόνου και συγκεντρώσεις χημικών στο υδατικό περιβάλλον • Κατανομή κοινοτήτων χλωρίδας σε λίμνες, βάλτους και πλημμυρικές ζώνες • Διάρκεια υψηλών παροχών για εναπόθεση αποβλήτων και αερισμό των περιοχών ωοτοκίας
Χρονική κατανομή ετήσιων ακραίων υδατικών φαινομένων	Ιουλιανή ημέρα εμφάνισης μέγιστης ημερήσιας παροχής Ιουλιανή ημέρα εμφάνισης ελάχιστης ημερήσιας παροχής	• Συμβατότητα με τους κύκλους ζωής των οργανισμών • Προβλεψιμότητα /αποφυγή συνθηκών πίεσης για τους οργανισμούς • Πρόσβαση σε ειδικά ενδιαιτήματα κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγής ή για την αποφυγή θήρευσης • Σημεία αναπαραγωγής μεταναστευτικών ψαριών • Μηχανισμοί εξέλιξης και συμπεριφοράς
Συχνότητα και διάρκεια εμφάνισης υψηλών παλμών παροχής	Πλήθος χαμηλών παλμών στη διάρκεια του υδρολογικού έτους Μέση ή διάμεσος διάρκειας χαμηλών παλμών (ημέρες) Πλήθος υψηλών παλμών στη διάρκεια του υδρολογικού έτους Μέση ή διάμεσος διάρκειας υψηλών παλμών (ημέρες)	• Συχνότητα και μέγεθος της διαθέσιμης εδαφικής υγρασίας για τα φυτά • Παγίδευση οργανισμών σε νησίδες και πλημμυροπεδιάδες (επίπεδα ανόδου) • Συχνότητα και μέγεθος των αναερόβιων συνθηκών για τα φυτά • Διαθεσιμότητα ενδιαιτημάτων στις πλημμυρικές ζώνες • Ανταλλαγή θρεπτικών στοιχείων μεταξύ του νερού και του εδάφους • Διαθεσιμότητα μεταλλικών στοιχείων εδάφους • Πρόσβαση ορνιθοπανίδας σε τροφή και θέσεις αναπαραγωγής • Επίδραση στη στερεομεταφορά στην κοίτη και το ποτάμι, και διάρκεια διαταραχών στο υπόστρωμα
Ρυθμός και συχνότητα αλλαγών στις	Ρυθμός ανόδου (μέση ή διάμεσος τιμή διαφορών	• Συνθήκες στρες στα φυτά λόγω ξηρασίας (επίπεδα πτώσης)

συνθήκες παροχής	μεταξύ διαδοχικών τιμών ημερήσιων παροχών με θετική απόλυτη τιμή) Ρυθμός πτώσης (μέση ή διάμεσος τιμή διαφορών μεταξύ διαδοχικών τιμών ημερήσιων παροχών με αρνητική απόλυτη τιμή) Πλήθος υδρολογικών μεταβολών (αλλαγή παροχής από έναν τύπο σε άλλο)	• Παγίδευση οργανισμών σε νησίδες και πλημμυροπεδιάδες (επίπεδα ανόδου) • Στρες αποξηράνσεων για οργανισμούς με χαμηλή κινητικότητα

Για την ομαλή λειτουργία του εργαλείου χρειάζονται ημερήσιες χρονοσειρές παροχών τουλάχιστον είκοσι ετών. Σύμφωνα με τρεις διαφορετικούς τύπους ποταμών στις ΗΠΑ, τα μέτρα κεντρικής τάσης ή τα μέτρα διασποράς μίας μέγιστης πλημμύρας στο πλαίσιο μίας ημέρας και σε ετήσια βάση συγκλίνουν γύρω από τη μέση τιμή ολόκληρης της χρονοσειράς εικοσαετίας (Richter et al., 1997). Στα ίδια συμπεράσματα κατέληξαν και οι Taylor et al., (unpublished) και οι Huh et al., (2005), ωστόσο υπάρχουν και άλλοι ερευνητές οι οποίοι θεωρούν ότι χρειάζονται χρονοσειρές μεγαλύτερες από 35 χρόνια ειδικά όταν πρόκειται για μεγάλα ποτάμια με πολύ υψηλές παροχές την περίοδο των πλημμυρών (The Nature Conservancy, 2009). Για να διαπιστώσει κανείς αν τα υπάρχοντα δεδομένα είναι αρκετά ώστε να καλύπτουν μία αντιπροσωπευτική περίοδο ανάλογα με τον στόχο που καλούνται να καλύψουν είναι εφικτό να πραγματοποιηθούν περαιτέρω αναλύσεις οι οποίες παρατίθενται στο εγχειρίδιο χρήσης του εργαλείου (https://goo.gl/Bn97rT).

Το εργαλείο κατηγοριοποιεί επιπλέον τις παραμέτρους Περιβαλλοντικών Ροών (Environmental Flow Components – EFC) σε πέντε κατηγορίες σχετικές με την υδρολογία: χαμηλές παροχές, ακραίες χαμηλές παροχές, παλμούς υψηλής παροχής, μικρές και μεγάλες πλημμύρες. Η κατηγοριοποίηση αυτή προκύπτει μέσα από την παρατήρηση που έκαναν ερευνητές στο χώρο της οικολογίας ότι στα υδρογραφήματα διακρίνεται μια επαναληψιμότητα υδρολογικών φαινομένων, τα οποία είναι δυνατόν να συσχετιστούν με την οικολογία. Στο εγχειρίδιο του εργαλείου περιγράφονται αναλυτικά οι σχέσεις που υπάρχουν ανάμεσα στις πέντε υδρολογικές κατηγορίες και στην οικολογία (The Nature Conservancy, 2009). Στον πίνακα 2.8 παρουσιάζονται συνοπτικά οι παράμετροι περιβαλλοντικών παροχών και συσχέτιση τους με την οικολογία.

Πίνακας 2.8. Παράμετροι Περιβαλλοντικών Παροχών και συσχέτιση τους με την οικολογία (τροποποιημένο από The Nature Conservancy, 2009)

Κατηγορίες Παραμέτρων Περιβαλλοντικών Ροών	Υδρολογικές Παράμετροι	Επιρροή στα οικοσυστήματα
Μηνιαίες χαμηλές παροχές	Διάμεσος τιμή μηνιαίας παροχής, ή Μέση παροχή (m^3s^{-1})	• Διαθεσιμότητα ενδιαιτημάτων για υδρόβιους οργανισμούς • Διατήρηση κατάλληλων τιμών θερμοκρασίας νερού, διαλυμένου οξυγόνου και χημικών ιδιοτήτων του νερού • Διατήρηση κατάλληλου επιπέδου στάθμης στις πλημμυρικές ζώνες και εδαφικής υγρασίας για την παρόχθια βλάστηση • Διαθεσιμότητα νερού για την πανίδα • Διευκόλυνση μετακίνησης ιχθυοπανίδας προς τις περιοχές ωοτοκίας • Προστασία των αυγών ιχθύων και αμφίβιων • Προστασία των οργανισμών που ζουν στο κορεσμένο υπόστρωμα του ποταμού
Ακραίες Χαμηλές παροχές	Συχνότητα εμφάνισης εξαιρετικά χαμηλών παροχών ανά υδρολογικό έτος ή ορισμένη περίοδο Μέση ή Διάμεσος τιμή: • Διάρκεια (μέρες) • Αιχμή ροής (ελάχιστη τιμή παροχής στη διάρκεια του φαινομένου) • Χρονική Κατανομή (Ιουλιανή μέρα της αιχμής της ροής)	• Εγκατάσταση χλωρίδας σε πλημμυρικές ζώνες • Απομάκρυνση ξενικών ειδών • Συγκέντρωση θηραμάτων σε περιοχές προς όφελος θηρευτών • Σχηματισμός υδρομορφολογικών χαρακτηριστικών (ποταμολίμνια, αβαθή τμήματα κλπ.)
Παλμοί υψηλών παροχών	Συχνότητα εμφάνισης παλμών υψηλών ροών ανά υδρολογικό έτος ή ορισμένη περίοδο Μέση ή Διάμεσος τιμή: • Διάρκεια (μέρες) • Παροχή Αιχμής (μέγιστη τιμή παροχής στη διάρκεια του φαινομένου) • Χρονική Κατανομή (Ιουλιανή μέρα της αιχμής της ροής)	• Καθορισμός του μεγέθους των υλικών του υποστρώματος (άμμος, χαλίκια, κροκάλες)Αποτροπή διείσδυσης της παρόχθιας βλάστησης στην κοίτη του ποταμού • Αποκατάσταση ποιότητας νερού έπειτα από παρατεταμένες χαμηλές παροχές μέσω της έκπλυσης αποβλήτων και ρύπων • Δημιουργία ευνοϊκών συνθηκών αερισμού των αυγών ανάμεσα στα χαλίκια και πρόληψη προσάμμωσης • Διατήρηση καλών συνθηκών αλατότητας στις εκβολές του ποταμού

Μικρές πλημμύρες	Μικρές πλημμύρες Συχνότητα εμφάνισης μικρών πλημμυρών ανά υδρολογικό έτος ή ορισμένη περίοδο Μέση ή Διάμεσος τιμή: • Διάρκεια (μέρες) • Παροχή Αιχμής (μέγιστη τιμή παροχής στη διάρκεια του φαινομένου) • Χρονική Κατανομή (Ιουλιανή μέρα της αιχμής της ροής) • Ρυθμός αύξησης και μείωσης της παροχής	Ισχύει για μικρές και μεγάλες πλημμύρες: • Σηματοδοτεί την έναρξη της μετανάστευσης και της αναπαραγωγικής περιόδου της ιχθυοπανίδας • Πυροδοτούν την έναρξη νέου κύκλου ζωής (έντομα) • Διευκολύνουν την εναπόθεση αυγών ιχθυοπανίδας και την ανάπτυξη ιχθυδίων στις πλημμυρικές ζώνες • Νέες περιοχές για την ανεύρεση τροφής για τα διάφορα είδη ιχθύων και υδρόβιων πτηνών • Φόρτιση πλημμυρικών υδροφόρων οριζόντων • Διατήρηση της ποικιλομορφίας στα παρόχθια δάση • Απόθεση θρεπτικών στοιχείων στις όχθες του ποταμού
Μεγάλες πλημμύρες	Συχνότητα εμφάνισης μεγάλων πλημμυρών ανά υδρολογικό έτος ή ορισμένη περίοδο Μέση ή Διάμεσος τιμή: • Διάρκεια (μέρες) • Αιχμή ροής (μέγιστη τιμή παροχής στη διάρκεια του φαινομένου) • Χρονισμός (Ιουλιανή μέρα της αιχμής της ροής) • Ρυθμός αύξησης και μείωσης της παροχής	Ισχύει για μικρές και μεγάλες πλημμύρες: • Διατήρηση ισορροπίας μεταξύ υδρόβιων και παρόχθιων ειδών • Δημιουργία νέων θέσεων για την επέκταση των φυτικών ειδών • Σχηματισμός φυσικών ενδιαιτημάτων και εναπόθεση χαλικιών και κροκάλων για την ωοτοκία των ψαριών • Έκπλυση οργανικών υλικών (τροφή) και υπολειμμάτων ξύλου (χρήσιμων ως υλικά φωλιών) • Αποβολή ξενικών ειδών • Μεταφορά σπόρων παρόχθιων φυτών σε μεγάλες αποστάσεις • Δημιουργία παράπλευρων ενδιαιτημάτων (δευτερεύοντες κλάδοι, κοίλων λιμνών, κλπ.) • Δημιουργία ευνοϊκών συνθηκών εδαφικής υγρασίας για την παρόχθια βλάστηση

Εφόσον εισαχθεί η χρονοσειρά των δεδομένων με βάση τα βήματα που περιγράφονται στο εγχειρίδιο πραγματοποιείται μία σειρά υπολογισμών ανάλογα με την επιθυμητή στατιστική ανάλυση. Συνήθως το συγκεκριμένο εργαλείο χρησιμοποιείται για να διαπιστωθούν οι τροποποιήσεις που υπέστη το υδατικό καθεστώς ενός ποταμού μετά από την κατασκευή κάποιου έργου. Συγκεκριμένα υπάρχει δυνατότητα εισαγωγής στο εργαλείο χρονοσειρών φυσικών και τροποποιημένων καθεστώτων ροής οι οποίες αφορούν το ίδιο ποτάμι, με σκοπό τη σύγκριση και την εκτίμηση της τροποποίησης που έχει συμβεί πριν και μετά την κατασκευή του έργου.

Τα δεδομένα, εφόσον ακολουθηθεί μη παραμετρική στατιστική ανάλυση, χωρίζονται σε τρεις κατηγορίες ίσου μεγέθους για κάθε παράμετρο. Η χαμηλή κατηγορία με τιμές χαμηλότερες ή ίσες με τις τιμές του 33ου εκατοστημορίου, η μεσαία κατηγορία μεταξύ του 34ου και του 67ου εκατοστημορίου και η υψηλή κατηγορία πάνω από το 67ο εκατοστημόριο (προεπιλεγμένη ρύθμιση, The Nature Conservancy, 2009). Το εργαλείο συγκρίνει τις παρατηρούμενες συχνότητες εμφάνισης των τιμών των παροχών (πριν από το έργο) με την αναμενόμενη συχνότητα εμφάνισης των παροχών κατά την περίοδο μετά την κατασκευή του έργου για όλες τις παραμέτρους. Εφόσον ολοκληρωθούν οι απαραίτητοι υπολογισμοί προκύπτει μια σειρά αποτελεσμάτων σε μορφή πινάκων και γραφημάτων, από τα οποία μπορεί να εκτιμηθεί ο βαθμός τροποποίησης του υδατικού καθεστώτος. Επιπλέον μέσα από το συγκεκριμένο εργαλείο υπολογίζονται και τα όρια στα οποία μπορεί να τροποποιηθεί το φυσικό καθεστώς ώστε να μην αλλοιωθεί σε μεγάλο βαθμό η αρχική του κατάσταση.

2.6.2 Παγκόσμιο Εργαλείο Εκτίμησης Περιβαλλοντικών Παροχών (Global Environmental Flow Estimator – GEFC)

Το Παγκόσμιο Εργαλείο Εκτίμησης Περιβαλλοντικών Παροχών (GEFC, 2016) είναι ένα ελεύθερο λογισμικό το οποίο αναπτύχθηκε από το Διεθνές Ινστιτούτο Διαχείρισης Υδάτων (IWMI) στη Σρι Λάνκα, σε συνεργασία με την Ομάδα Ανάλυσης Υδατικών Συστημάτων του Πανεπιστημίου του New Hampshire, για την εκτίμηση των οικολογικών παροχών σε λεκάνες απορροής ποταμών (Smakhtin & Eriyagama, 2008). Το περιβάλλον ανάπτυξης εφαρμογών του βασίζεται στη Visual Basic 2005 και χρησιμοποιεί καμπύλες διάρκειας παροχής.

Το συγκεκριμένο εργαλείο ενσωματώνει περιβαλλοντικές κλάσεις (EMC) οι οποίες βασίζονται στις καμπύλες διάρκειας παροχής (Flow duration Curves – FDC). Οι συγκεκριμένες καμπύλες κατασκευάζονται λαμβάνοντας υπ’ όψη μηνιαίες τιμές παροχής για το χρονικό διάστημα που έχει στη διάθεση του ο χρήστης (γράφημα 2.6). Όσο υψηλότερη είναι η EMC, τόσο περισσότερο νερό απαιτείται για τη συντήρηση των οικοσυστημάτων και πρέπει να διατηρηθεί μεγαλύτερη μεταβλητότητα της ροής. Στον πίνακα 2.9 περιγράφονται οι έξι περιβαλλοντικές κλάσεις που έχει ενσωματωμένες το εργαλείο. Η κατηγοριοποίηση τους από πλευράς υδρομορφολογικών πιέσεων και οικολογικής απόκρισής τους στα ποτάμια κυμαίνεται από "Αδιατάρακτο – Μη τροποποιημένο" έως "Εντελώς τροποποιημένο" καθεστώς ροής.

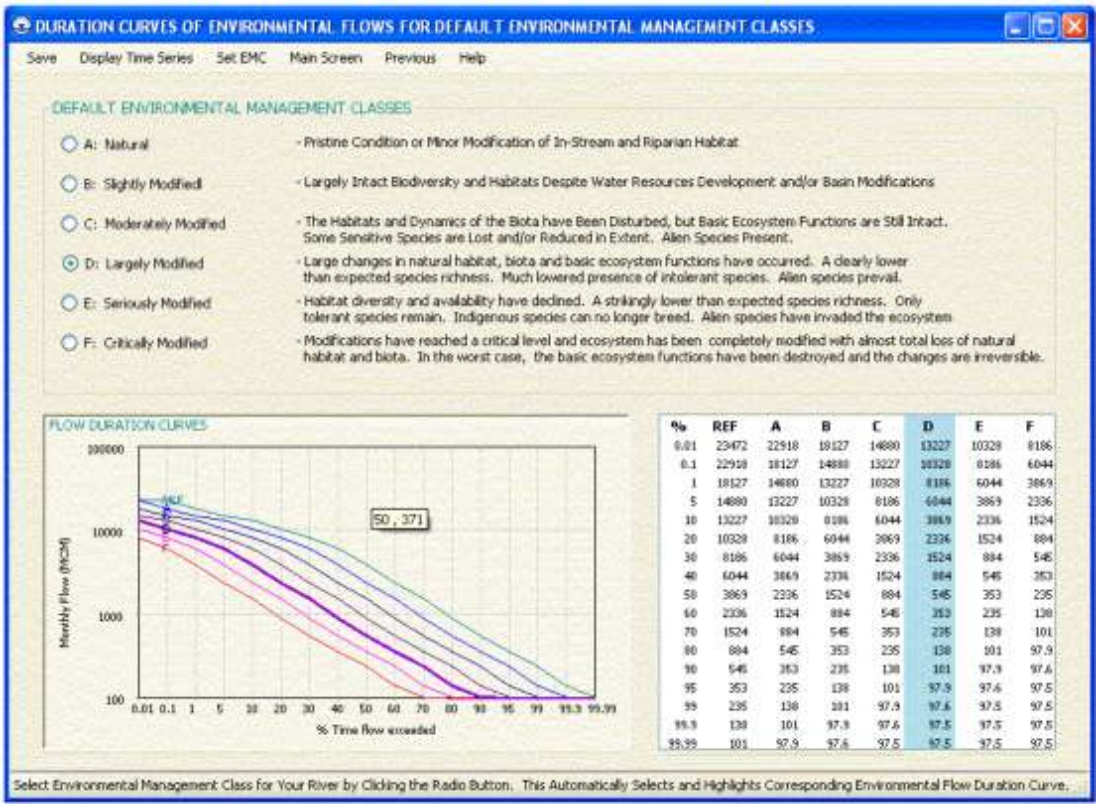
Κάθε ΕΜC αντιπροσωπεύεται από την καμπύλη διάρκειας παροχής. Οι καμπύλες διάρκειας παροχής καθορίζονται από την πλευρική μετατόπιση της αρχικής αναφοράς προς τα αριστερά κατά μήκος του άξονα πιθανότητας (Χ) κατά μία εκατοστιαία μονάδα. Κάθε ΕΜC είναι ουσιαστικά ένα σενάριο περιβαλλοντικού καθεστώτος ροής. Η ΕΜC που είναι η πλέον κατάλληλη για τον εν λόγω ποταμό μπορεί να επιλεγεί βάσει εμπειρογνωμοσύνης.

Οι καμπύλες διάρκειας παροχής αντιστοιχούν συγκεκριμένες υδρολογικές συνθήκες σε κατηγορίες περιβαλλοντικής κλάσης (ΕΜC), (π.χ. Acreman & Dunbar, 2004; Department of Water Affairs and Forestry - DWAF, 1997). Όσο υψηλότερη είναι η περιβαλλοντική κλάση, τόσο περισσότερο νερό θα πρέπει να διατίθεται για τη διατήρηση ή συντήρηση των οικοσυστημάτων καθώς και τόσο μεγαλύτερη θα πρέπει να είναι η μεταβλητότητα στις παροχές ανάλογα πάντα με τις αρχικές συνθήκες (Smakhtin & Anputhas, 2006). Δεν προτείνεται από το ίδιο το εργαλείο ελάχιστη χρονοσειρά δεδομένων όπως στο ΙΗΑ.

Πίνακας 2.9. Περιγραφή περιβαλλοντικών κλάσεων (ΕΜC)

Περιβαλλοντικές Κλάσεις	Οικολογική κατάσταση	Διαχειριστικά σχέδια
Α: αδιατάρακτο	Πολύ μικρές τροποποιήσεις στα ποτάμια και παρόχθια ενδιαιτήματα.	Ποτάμια και λεκάνες απορροής σε καθεστώς προστασίας. Καμία νέα ανθρωπογενής παρέμβαση
Β: μερικώς τροποποιημένο	Ποτάμια με σημαντική βιοποικιλότητα και ενδιαιτήματα, παρά την ανάπτυξη υδατικών πόρων και παρεμβάσεις σε επίπεδο λεκάνης απορροής	Σχέδια παροχής νερού ή αρδευτικά δίκτυα
C: μέτρια τροποποιημένο	Επηρεάζονται βασικές λειτουργίες των οικοσυστημάτων. Σοβαρές πιέσεις σε ενδιαιτήματα και βιωτή. Ξενικά είδη παρόντα.	Πολλαπλές πιέσεις σχετικές με κοινωνικοοικονομικές διαστάσεις (ανάγκη για κατασκευή έργων)
D: πολύ τροποποιημένο	Μεγάλες αλλαγές στα ενδιαιτήματα, τη βιωτή και τις βασικές λειτουργίες των οικοσυστημάτων. Μείωση της αφθονίας των ειδών και μερική απουσία ειδών με ανθεκτικότητα.	Μεγάλες οχλήσεις σχετικές με παρεμβάσεις σε λεκάνες απορροής (φράγματα, εκτροπές, μεταφορές, τροποποιήσεις σε ενδιαιτήματα και υποβάθμιση ποιότητας υδάτων)
Ε: κρίσιμα τροποποιημένο	Υποβάθμιση της διαθεσιμότητας και της	Έντονο ανθρωπογενές περιβάλλον και εντατική χρήση υδατικών

	ποικιλομορφίας ενδιαιτημάτων.	πόρων. Γενικά αυτή κλάση δεν θα πρέπει να είναι αποδεκτή ως διαχειριστικό σχέδιο. Διαχειριστικές πρακτικές θα πρέπει να οδηγούν το ποτάμι σε υψηλότερες κλάσεις.
F: εντελώς τροποποιημένο	Οι τροποποιήσεις έχουν οδηγήσει σε κρίσιμη κατάσταση τα οικοσυστήματα, με σχεδόν ολοκληρωτική απώλεια των φυσικών διεργασιών για την εξέλιξη της βιωτής. Σε κάποιες περιπτώσεις η κατάσταση δεν μπορεί να ανακάμψει.	Αυτή κλάση δεν είναι αποδεκτή από πλευράς διαχείρισης. Είναι απαραίτητη η διαχείριση για την αποκατάσταση του καθεστώτος ροής και των ενδιαιτημάτων, έτσι ώστε εφόσον αυτό είναι εφικτό να υπάρξει αλλαγή σε ανώτερη περιβαλλοντική κλάση.



Γράφημα 2.6 Καμπύλες διάρκειας παροχής και περιβαλλοντικές κλάσεις (πηγή: http://www.iwmi.cgiar.org/resources/models-and-software/environmental-flow-calculators/)

Το εργαλείο παρέχει τη δυνατότητα εξαγωγής χρονοσειρών ανάλογα με την EMC που θα επιλέξει ο χρήστης. Λεπτομέρειες της μεθόδου εκτίμησης των FDC και των EMC που ενσωματώνει το εργαλείο περιγράφονται από τους Smakhtin & Anputhas (2006).

Κεφάλαιο 3

3. Προτεινόμενο Μεθοδολογικό Πλαίσιο Εκτίμησης Οικολογικών Παροχών στις ελληνικές συνθήκες

3.1 Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ελληνικής ιχθυοπανίδας

Κεντρικός άξονας της παρούσας διδακτορικής διατριβής είναι η ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ελληνικής ιχθυοπανίδας. Η ανάπτυξη των καμπυλών αυτών εντάσσεται σε ένα ευρύτερο μεθοδολογικό πλαίσιο (γράφημα 3.1), το οποίο διαμορφώθηκε και προτείνεται για την εκτίμηση οικολογικών παροχών στις ελληνικές συνθήκες σύμφωνα με τις απαιτήσεις της Οδηγίας – Πλαίσιο 2000/60/ΕΚ (ΟΠΥ) (βλέπε κεφάλαιο 2.3). Μέσω των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ενσωματώνονται δεδομένα που σχετίζονται με οργανισμούς ενδείκτες (βιοτικά δεδομένα) και τα οποία αντιπροσωπεύουν τα κριτήρια για τις συνθήκες διαβίωσης αυτών. Για την ανάπτυξή των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων απαιτείται μια σειρά από βήματα και εργασίες πεδίου οι οποίες περιγράφονται με λεπτομέρεια στα επόμενα υποκεφάλαια. Στη συνέχεια έγινε συνδυασμός τους με υδραυλικά – υδροδυναμικά μοντέλα για την προσομοίωση συνθηκών βάθους και ταχύτητας για διαφορετικά σενάρια παροχών ως επόμενο στάδιο της μεθοδολογίας προσομοίωσης ενδιαιτημάτων με τελικό στόχο την εκτίμηση οικολογικών παροχών.

Στο σχήμα 3.1 παρατίθεται σχηματικά το πλαίσιο εκτίμησης των οικολογικών παροχών σε ελληνικές συνθήκες όπως διαμορφώθηκε κατά τη διάρκεια της διδακτορικής διατριβής. Υπάρχουν διαφορετικά στάδια τα οποία λαμβάνουν χώρα μέχρι την επίτευξη της εκτίμησης των οικολογικών παροχών. Για την οριοθέτηση των περιοχών μελέτης πραγματοποιήθηκε χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων σε τμήματα ποταμών τα οποία ορίστηκαν με βάση συγκεκριμένα κριτήρια που περιγράφονται αναλυτικά στο υποκεφάλαιο 3.1.1. Στη συνέχεια έγινε συλλογή δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας και δεδομένων για την ανάπτυξη υδραυλικών μοντέλων. Ακολούθησε στατιστική επεξεργασία και ανάλυση για την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων συγκεκριμένων ειδών ιχθυοπανίδας. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι οι περιοχές μελέτης για τη

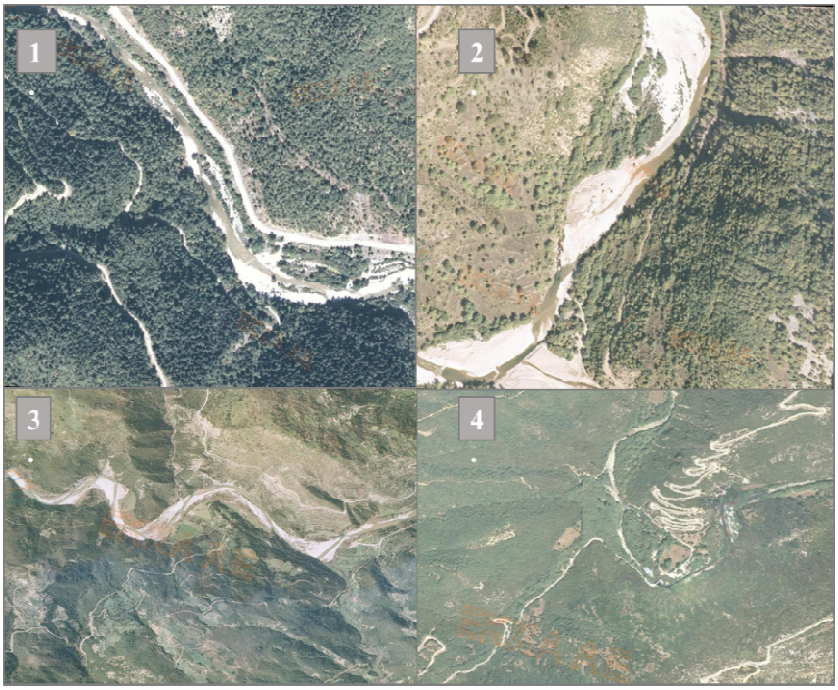
συλλογή των δεδομένων ιχθυοπανίδας επιλέχθηκαν με κριτήριο τις όσο το δυνατόν αδιατάρακτες συνθήκες καθώς βασική προϋπόθεση για την εκτίμηση οικολογικών παροχών ήταν οι οργανισμοί να βρίσκονται κοντά σε συνθήκες αναφοράς χωρίς να δέχονται ανθρωπογενείς πιέσεις. Επόμενο στάδιο ήταν η εφαρμογή υδραυλικών και υδροδυναμικών μοντέλων για διαφορετικά σενάρια παροχών και η εφαρμογή μοντέλων προσομοίωσης ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας. Ακολούθησε εκτίμηση της κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης (WUA) και ανάπτυξη χαρτών αυτής για τους οργανισμούς στόχους (ιχθυοπανίδα), ενώ αναπτύχθηκε και ένα κριτήριο βελτιστοποίησης της (0.5). Τελικό στάδιο ήταν η εκτίμηση της οικολογικής παροχής. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι οι περιοχές μελέτης δεν ήταν εφικτό να είναι ίδιες σε κάθε περίπτωση για την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας και για την εφαρμογή των υδραυλικών – υδροδυναμικών μοντέλων για λόγους οι οποίοι θα αναλυθούν στη συνέχεια.

Γράφημα 3.1 Προτεινόμενο μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών. Η συλλογή των βιοτικών δεδομένων είναι ανεξάρτητη από τη συλλογή των αβιοτικών δεδομένων (Παπαδάκη 2018)

3.1.1 Εργασίες πεδίου και οριοθέτηση αντιπροσωπευτικών τμημάτων ποταμών

Εξαιτίας της ποικιλομορφίας και των εναλλαγών των συνθηκών βάθους, ταχύτητας, υποστρώματος και κάλυψης που υπάρχουν στα ποτάμια, για να μελετηθεί η καταλληλότητα των ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας έγινε ομαδοποίηση σε υδρομορφολογικές μονάδες (ΥΜΜ), οι οποίες οριοθετήθηκαν μέσω της χαρτογράφησης ενδιαιτημάτων (habitat mapping).

Η επιλογή των περιοχών έγινε εξετάζοντας μία σειρά από κριτήρια όπως η ύπαρξη των συγκεκριμένων ειδών της ιχθυοπανίδας, οι προηγούμενες μελέτες, η γνώμη των ειδικών και ο διαθέσιμος προϋπολογισμός για τις εργασίες πεδίου. Επιπλέον χρησιμοποιήθηκε υποστηρικτικό υλικό (χάρτες, δορυφορικές εικόνες κτλ.) (γράφημα 3.2).

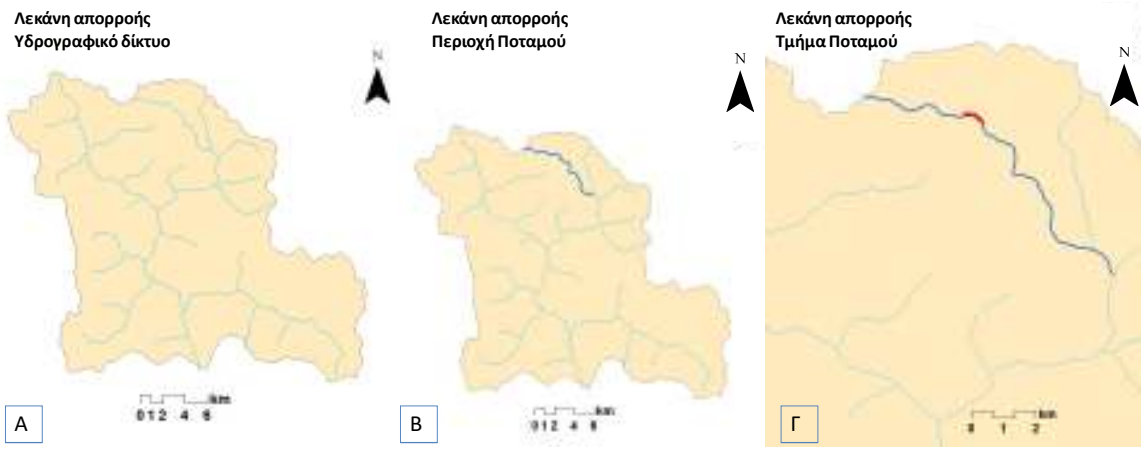


Γράφημα 3.2 Χρήση δορυφορικών εικόνων για οριοθέτηση τμημάτων ποταμού και χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων. 1 & 2. Ορεινός Αχελώος, 3. Εύηνος, 4. Βοϊδομάτης

Βασική προϋπόθεση για την οριοθέτηση μιας ΥΜΜ είναι η μετρημένη παροχή σε όλο το μήκος του τμήματος να μην μεταβάλλεται περισσότερο από 10% (Bovee, 1982). Αρχικά ορίστηκε μία ευρύτερη περιοχή (γράφημα 3.3), όπου έγινε χαρτογράφηση σε μήκος ποταμού 2 km. Στη συνέχεια οριοθετήθηκε για κάθε περιοχή μελέτης ένα μικρότερο αντιπροσωπευτικό τμήμα μήκους 200 m με 400 m. Στο τμήμα αυτό ενσωματώνονται κατ' αναλογία με το μεγαλύτερο τμήμα όλοι οι τύποι

μεσοενδιαιτήματος και χρησιμοποιείται για τη συλλογή των δεδομένων της ιχθυοπανίδας αλλά και για την υδραυλική προσομοίωση.

Οι εργασίες πεδίου για τον ορισμό του αντιπροσωπευτικού τμήματος δημιουργούν αναταραχή στην ιχθυοπανίδα, οπότε για να γίνει η συλλογή δεδομένων καταλληλότητας πρέπει να επέλθει ξανά ισορροπία στο σύστημα, γεγονός που δεν είναι πάντα εφικτό ανάλογα με τον προγραμματισμό και τον προϋπολογισμό των εργασιών πεδίου. Συνεπώς, η συλλογή των δεδομένων καταλληλότητας είναι δυνατόν να γίνει και σε διαφορετικά, ανεξάρτητα μεταξύ τους, τμήματα ποταμού με βάση την αρχή της ισοκατανεμημένης προσπάθειας (equal effort sampling) (Thomas & Bovee, 1993), ώστε να συντεθεί ένα τεχνητό αντιπροσωπευτικό τμήμα (Morhardt et. al., 1983).

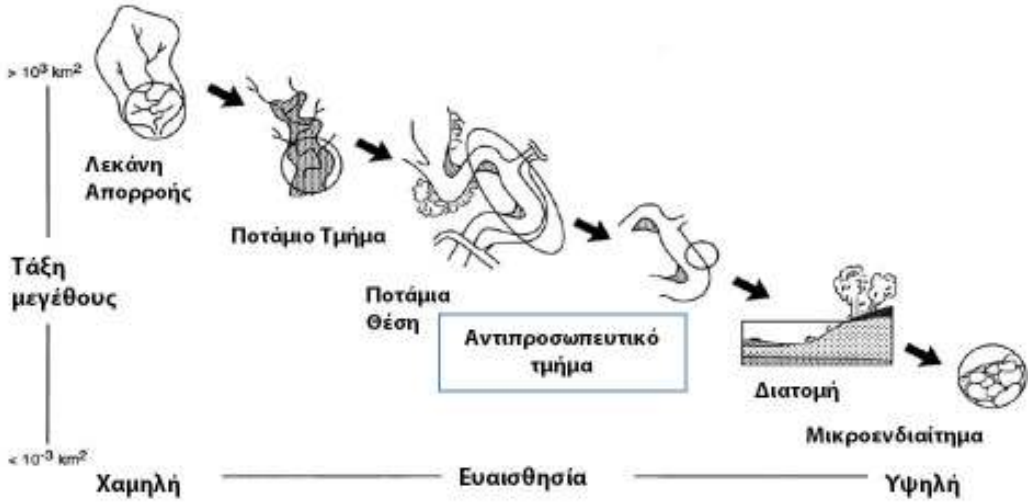


Γράφημα 3.3 Οριοθέτηση τμημάτων ποταμού για την επιλογή αντιπροσωπευτικού τμήματος

Οι ΥΜΜ είναι τμήματα του ποταμού με παρόμοιες υδρομορφολογικές συνθήκες και η χαρτογράφηση τους αποσκοπεί στην αναγνώριση και την αποτύπωση τμημάτων ποταμού που αποτελούν τη βάση διάκρισης των μεσοενδιαιτημάτων.

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι τα ενδιαιτήματα διακρίνονται σε μικροενδιαιτήματα (γράφημα 3.4), μεσοενδιαιτήματα και μακροενδιαιτήματα ανάλογα με την κλίμακα μελέτης. Τα μικροενδιαιτήματα (microhabitat) είναι περιορισμένης κλίμακας και χρησιμεύουν όταν συγκεκριμένες συνθήκες (βράχος, ρίζες κτλ.) είναι σημαντικές για το είδος του οργανισμού που μελετάται (Bovee, 1982). Μεσοενδιαιτήματα είναι οι ΥΜΜ στο πλαίσιο των οποίων πραγματοποιούν τις λειτουργίες τους οι διάφοροι οργανισμοί. Ως μακροενδιαίτημα (macrohabitat),

προσδιορίζονται εκτεταμένες περιοχές με γενικά περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά (τούνδρες, δάση, έρημος κτλ).



Γράφημα 3.4 Οριοθέτηση περιοχών μελέτης, ανάλογα με την τάξη μεγέθους της περιοχής που μελετάται (τροποποιημένο από Frissell et al., 1986)

Σύμφωνα με τον Maddock (1999) υπάρχουν διάφορες τυπολογίες στη βιβλιογραφία για τη διάκριση σε τύπους μεσοενδιαιτημάτων. Ανάλογα με την εμπειρία και το βαθμό της ανάλυσης που απαιτείται γίνεται και η διακριτοποίηση των μεσοενδιαιτημάτων. Ωστόσο, για την καλύτερη προσαρμογή και ανάπτυξη των μοντέλων καταλληλότητας στην Ελλάδα κρίθηκε σκόπιμο να γίνει χρήση τεσσάρων βασικών τύπων οι οποίοι και αναφέρονται στον πίνακα 3.1.

Πίνακας 3.1. Τύποι μεσοενδιαιτημάτων που χρησιμοποιήθηκαν για την ανάπτυξη μοντέλων καταλληλότητας ιχθυοπανίδας στις ελληνικές συνθήκες.

Τύπος Μεσοενδιαιτήματος	
Χαρακτηριστικές συνθήκες	**Αγγλική ορολογία**
Ποταμολίμνια, βαθιά και αργή ροή	Pools
Αβαθή τμήματα με γρήγορες ταχύτητες	Rapid
Μετρίως βαθιά με γρήγορες ταχύτητες	Run
Αβαθή με μέτρια ροή τμήματα	Riffle

Η αναγνώριση των ΥΜΜ εφαρμόστηκε σε περίοδο με χαμηλές φυσικές παροχές. Ο εξοπλισμός που χρησιμοποιήθηκε ήταν μετρητική ταινία και αποστασιόμετρο καθώς και ειδικά διαμορφωμένη σταδία με ενδείξεις βάθους (γράφημα 3.5).

Γράφημα 3.5 Χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων στον ορεινό Αχελώο

3.1.2 Συλλογή δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων

Τα ψάρια χρησιμοποιούν διαδρομές μέσα στο ποτάμι. Ανάλογα με το είδος και το μέγεθος τους, έχουν συγκεκριμένες δυνατότητες μετακίνησης χωρίς να υπάρχει κίνδυνος να παρασυρθούν μακριά από τα φυσικά ενδιαιτήματα τους εξαιτίας υψηλών παροχών. Συνεπώς, υπάρχει η τάση να βρίσκονται κοντά σε περιοχές όπου είναι εφικτή η προστασία τους από θηρευτές (τρύπες, κουφάλες δέντρων, κορμούς, μεγάλα βράχια) και υπάρχει άνεση ως προς την ανεύρεση τροφής. Συγκεκριμένα, ανάλογα με το στάδιο ζωής στο οποίο βρίσκονται (ιχθύδια, νεαρά, ενήλικα άτομα, γεννήτορες) χρησιμοποιούν και διαφορετικές περιοχές μέσα στην κοίτη έτσι ώστε η ενέργεια που καταναλώνουν να μπορεί να αντισταθμιστεί με την παραμονή τους στις περιοχές αυτές. Για παράδειγμα τα ιχθύδια χρησιμοποιούν ρηχές περιοχές με αργές ταχύτητες. Οι περιοχές αυτές συνήθως βρίσκονται στα πλάγια της κοίτης. Ένα άλλο ιδιαίτερο χαρακτηριστικό ορισμένων ειδών της ιχθυοπανίδας είναι το να βρίσκονται σε κοπάδια. Στην περίπτωση όπου υπάρχουν κοπάδια δε πρέπει να γίνεται σύγχυση του αριθμού των ατόμων που βρίσκονται σε μία θέση και του βαθμού καταλληλότητας της θέσης. Δηλαδή δεν θα πρέπει να καταγράφεται παραπάνω από μία φορά

Η συλλογή των δεδομένων καταλληλότητας έγινε εφαρμόζοντας είτε την τεχνική της παρατήρησης με μάσκα (snorkeling), είτε με ηλεκτραλιεία (Martínez-Capel et al.,

2009; Gosselin et al., 2010; Papadaki et al., 2015). Η πρώτη τεχνική εφαρμόζεται σε διαυγή νερά και είναι εφικτή η καταγραφή της ακριβής θέσης όπου βρίσκεται το ψάρι, ωστόσο δεν είναι εύκολη η καταγραφή όταν υπάρχει υψηλή θολερότητα (Papadaki et al., 2015). Η ηλεκτραλιεία εφαρμόζεται σε περιπτώσεις όπου άλλες τεχνικές μπορεί να αποβούν αναποτελεσματικές, εξαιτίας της γεωμορφολογίας και της κατάστασης του ποταμού και μπορεί να δώσει ικανοποιητικά αποτελέσματα (Cowx & Lamarque, 1990; Hauer & Lamberti 1996; Οικονόμου, 2009).

Στην Ελλάδα εφαρμόστηκε για πρώτη φορά η τεχνική της παρατήρησης με μάσκα (snorkeling) με βάση τη βιβλιογραφία (Heggenes et al., 1990; Martinez-Capel et al., 2009), στοχεύοντας στη συλλογή δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας τεσσάρων παραμέτρων, αλλά και δεδομένων μεταφοράς (ειδική κατηγορία δεδομένων η οποία επιτρέπει την ανάπτυξη αλγορίθμων για τη μεταφορά των μοντέλων καταλληλότητας σε άλλους ποταμούς με παρόμοιες υδρομορφολογικές συνθήκες).

Η καταγραφή των δεδομένων έγινε σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος, ανά θέση στην οποία βρίσκεται το είδος της ιχθυοπανίδας που μελετάται υπό κανονικές συνθήκες. Ως κανονικές συνθήκες αναφέρονται εκείνες όπου τα ψάρια έχουν ομαλές λειτουργίες χωρίς να βρίσκονται σε καθεστώς στρες. Αποφεύγεται συνεπώς η συλλογή δεδομένων όπου υπάρχει διαταραχή, η οποία μπορεί να οφείλεται σε φόβο. Όταν επικρατεί φόβος στα ψάρια, υπάρχει η τάση να κρύβονται ή να μετακινούνται πολύ γρήγορα. Σε αυτές τις περιπτώσεις η μετακίνηση των ψαριών γίνεται σύμφωνα με τη ροή του ποταμού αξιοποιώντας την ενέργεια του νερού (από τα ανάντη προς τα κατάντη). Στο γράφημα 3.6 φαίνονται θέσεις όπου καταγράφηκαν είδη ιχθυοπανίδας κατά τη δειγματοληψία με τη τεχνική της παρατήρησης με μάσκα. Στο γράφημα 3.6 (3) είναι μία θέση όπου δεν έγινε καταγραφή των παραμέτρων καθώς το ψάρι βρίσκονταν σε καθεστώς φόβου (κοντά σε σπηλιά).

Γράφημα 3.6 Θέσεις όπου βρέθηκαν είδη ελληνικής ιχθυοπανίδας κατά τη συλλογή δεδομένων με τη τεχνική της παρατήρησης με μάσκα. 1. *Salmo farioides* (*Βοϊδομάτης*), 2. *Salmo farioides* (Ορεινός Αχελώος), 3. *Luciobarbus albanicus (Άραχθος)*, 4. *Squalius peloponnensis (Εύηνος)*

Η τεχνική της παρατήρησης με μάσκα, εφαρμόστηκε σε αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου (ανάντη, του φράγματος της Μεσοχώρας, Papadaki et al., 2015, Papadaki et al., 2016a, Ιούλιος 2014 και Αύγουστος 2016) και σε ΥΜΜ επιλεγμένες έπειτα από χαρτογράφηση μεγάλων τμημάτων ποταμού στον Εύηνο (ανάντη της γέφυρας Μπανιά, Stamou et al., 2018, Ιούλιος 2014) και στον Βοϊδομάτη (ανάντη της γέφυρας Κλειδωνιάς, Papadaki et al., 2017a, Ιούλιος και Οκτώβρης 2014).

Αρχικά, ο παρατηρητής εφόσον εισέλθει στο ποτάμι βρίσκει μια κατάλληλη θέση όπου στέκεται παρατηρώντας τη συνολική εικόνα της ΥΜΜ με σκοπό να εξοικειωθεί με τον χώρο και τις συνθήκες. Στη συνέχεια, βρίσκει μία θέση (πίσω από βράχο, κούτσουρο) όπου είναι δυνατόν να παραμένει ακίνητος για το χρονικό διάστημα που απαιτείται ώστε τα ψάρια να επανακτήσουν τη φυσιολογική τους συμπεριφορά (βγαίνουν από τις κρυψώνες, παίρνουν θέσεις για τη συλλογή τροφής κτλ). Σε όλη τη διάρκεια της τεχνικής οι κινήσεις πρέπει να είναι ήπιες ώστε να προκαλείται η ελάχιστη δυνατή διαταραχή στους οργανισμούς. Η συλλογή δεδομένων πραγματοποιείται κατά τη διάρκεια της ημέρας (λαμβάνοντας υπόψη ότι αυτό είναι το χρονικό διάστημα όπου τα περισσότερα είδη ιχθυοπανίδας παραμένουν ενεργά) και σε διαυγή νερά όπου η

ορατότητα είναι εφικτή σε ικανοποιητικό βαθμό χωρίς να προκαλείται ενόχληση (Johnson, 1980).

Αναφορικά με την εφαρμογή της τεχνικής, ο απαραίτητος εξοπλισμός είναι μία καταδυτική στολή, μάσκα με αναπνευστήρα, προσημειωμένα βαρίδια με διακριτική κορδέλα (συνήθως έντονου χρώματος), τσάντα από ανθεκτικό ύφασμα που να μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τα βαρίδια και πλαστικό σημειωματάριο για δύτες (dive slate) (γράφημα 3.7). Η καταγραφή γίνεται από τα κατάντη προς τα ανάντη με διαδοχικές κινήσεις από τη μία πλευρά του ποταμού στην άλλη. Ανάλογα με το μέγεθος του ποταμού μπορεί να υπάρχουν και δύο παρατηρητές (γράφημα 3.7, επάνω δεξιά).

Ο παρατηρητής τοποθετεί από ένα αριθμημένο βαρίδι σε κάθε κατάλληλη θέση, ενώ όσο βρίσκεται στο ποτάμι καταγράφει σε στήλες σε πλαστικό σημειωματάριο για δύτες (dive slate), για την κάθε θέση: τον αριθμό από το βαρίδι, το είδος, τον αριθμό των ψαριών, το μέγεθος σε τάξη μεγέθους[10], από 1: μικρό μέγεθος (<10cm), 2: μεσαίο μέγεθος (10 –20 cm) έως και 3: μεγάλο μέγεθος (>20cm), το κυρίαρχο υπόστρωμα σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος (20cm) (πίνακας 3.2) και την κάλυψη.

Πίνακας 3.2. Κατηγορίες υποστρώματος (Απλοποιημένες από American Geophysical Union).

Τύπος υποστρώματος		**Μέγεθος (mm)**
1	Βλάστηση	–
2	Ιλύς	< 0.06
3	Άμμος	0.06 – 0.02
4	Χαλίκια	0.02 – 64
5	Κροκάλες	64 – 264
6	Βράχια	> 264

Τα δεδομένα της κάλυψης ταξινομούνται σε 5 κατηγορίες (βλάστηση, σπηλιές, κορμοί δέντρων, σκιά και βράχια). Οι κατηγορίες αυτές αποτελούν μία γενίκευση των κατηγοριών που χρησιμοποιούνται στη βιβλιογραφία (Heggenes et al., 1999, Strakosh et al., 2003, Zika & Peter, 2002) αντιπροσωπεύοντας την προστασία που βρίσκουν οι οργανισμοί από την παροχή (κορμοί δέντρων, βράχια) ή και από θηρευτές (βλάστηση, σπηλιές, σκιά) (Bovee et al., 1998). Η σπηλιές και η βλάστηση συνήθως αξιοποιούνται ως καταφύγια από μεγάλες παροχές ή για ξεκούραση (Raleigh et al., 1986). Στη συνέχεια η κάθε κατηγορία κάλυψης βαθμονομήθηκε με τρεις τιμές (1,2,3), ανάλογα με

[10] Η διακριτοποίηση σε τάξεις μεγέθους βασίζεται στη βιβλιογραφία και στη γνώση των ειδικών

την ορατότητα ως προς τον οργανισμό Εύκολη παρατήρηση από τις όχθες (1), παρατήρηση μόνο υπό συνθήκες υποβρύχιας παρατήρησης (2) και παρατήρηση υπό συνθήκες υποβρύχιας παρατήρησης σε πολύ κοντινή απόσταση (3). Μόλις ολοκληρωθεί η παρατήρηση τα δεδομένα μεταφέρονται σε ειδικά πρωτόκολλα δειγματοληψίας.

Γράφημα 3.7 Απεικόνιση απαραίτητου εξοπλισμού για την εφαρμογή της παρατήρησης με μάσκα στον Βοϊδομάτη (επάνω αριστερά), στον Εύηνο (επάνω δεξιά) και στον ορεινό Αχελώο (κάτω)

Στη συνέχεια με μυλίσκο και σταδία συλλέγονται τα δεδομένα ταχύτητας και βάθους. Η ταχύτητα της στήλης του νερού καταγράφεται στο 40% του βάθους από τον πυθμένα όταν δεν υπερβαίνει το 1 m, ενώ στο 20% και στο 80% όταν είναι μεγαλύτερο από το 1m. Σε ορισμένες περιπτώσεις όπου το βάθος ξεπερνούσε το 1.5m (Βοϊδομάτη) χρησιμοποιήθηκε πλωτό μέσο για τη διεξαγωγή των δειγματοληψιών (γράφημα 3.8, δεξιά).

Γράφημα 3.8 Συλλογή δεδομένων ροής και βάθους στα σημεία όπου βρέθηκαν ψάρια (Εύηνος αριστερά και Βοϊδομάτης δεξιά)

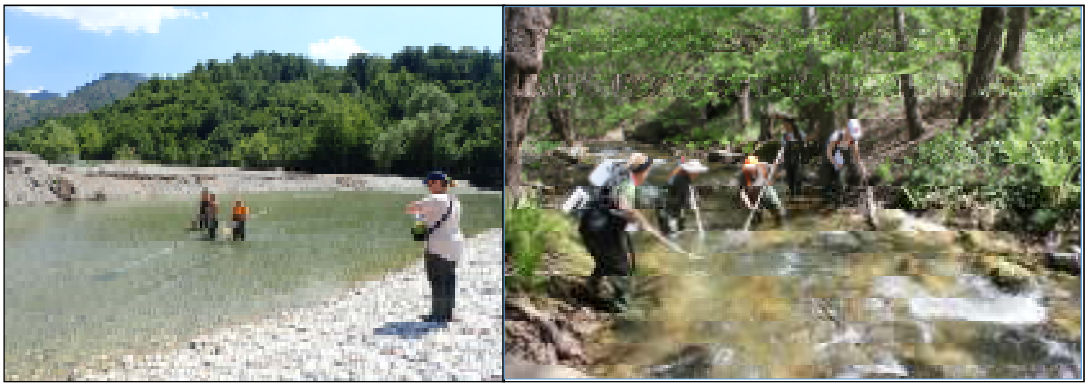
Η τεχνική της ηλεκτραλιείας αποτελεί την πλέον διαδεδομένη και τυποποιημένη τεχνική σύλληψης ιχθυοπανίδας σε ποτάμια (European Committee for Standardization - CEN 1994; Οικονόμου 2009). Η τεχνική αυτή στηρίζεται σε χαρακτηριστικές φυσιολογικές αντιδράσεις των ψαριών σε πεδίο ηλεκτρικού ρεύματος. Το πεδίο δημιουργείται από ειδική συσκευή που παράγει ρεύμα υψηλής τάσης (συνεχές ή εναλλασσόμενο), η λειτουργία των οποίων έγκειται στη δημιουργία κυκλώματος μεταξύ δύο στελεχών που βρίσκονται ταυτόχρονα μέσα στο νερό, την κάθοδο και την άνοδο. Η κάθοδος αποτελείται από ένα μεταλλικό στοιχείο που βρίσκεται πάντοτε βυθισμένο μέσα στο νερό και απλά χρησιμεύει για να κλείσει το κύκλωμα. Η άνοδος είναι ουσιαστικά μία μακριά απόχη με μεταλλικό τμήμα μέσα από την οποία διέρχεται το ρεύμα και την οποία χειρίζεται ενεργά ο χειριστής της συσκευής. Όταν το κύκλωμα του ρεύματος κλείσει τότε δημιουργούνται τέσσερις ζώνες, με τέσσερις τύπους αντιδράσεων από τα ψάρια αντίστοιχα:

- Ζώνη μη αντίδρασης, λόγω μεγάλης απόστασης.
- Ζώνη αποφυγής, όπου το ψάρι υφίσταται μεν την επίδραση του ρεύματος αλλά κατορθώνει να ξεφύγει.
- Ζώνη προσέλκυσης (galvano-taxis), όπου η επίδραση του ρεύματος αναγκάζει το ψάρι να κατευθυνθεί προς την άνοδο.

- Ζώνη νάρκωσης (galvano-narcosis), όπου το ψάρι αναισθητοποιείται από το ρεύμα για λίγα δευτερόλεπτα έως μερικά λεπτά (ανάλογα με την ισχύ και τη διάρκεια της ηλεκτρικής εκκένωσης). Εάν το ψάρι εκτεθεί για πολύ χρόνο σε ισχυρό πεδίο, τότε μπορεί να πεθάνει.

Το εύρος κάθε ζώνης εξαρτάται από την αγωγιμότητα του νερού, την ισχύ της συσκευής ηλεκτραλιείας, το μέγεθος της ανόδου, το μέγεθος του ψαριού και το βάθος ή τον όγκο του νερού. Για παράδειγμα, σε ένα τυπικό ασβεστολιθικό ορεινό Ελληνικό ποτάμι και με μία συσκευή ηλεκτραλιείας ικανοποιητικής ισχύος, με διάμετρο ανόδου 15 cm, ένα ψάρι μήκους 15 cm αρχίζει να προσελκύεται σε απόσταση 15 m και υφίσταται νάρκωση σε απόσταση 0.5 m από την άνοδο (Οικονόμου, 2009).

Από μεθοδολογική άποψη, οι εργασίες πεδίου έγιναν στον ορεινό Αχελώο (ανάντη και Κατάντη του φράγματος της Μεσοχώρας, αδημοσίευτα δεδομένα), στη Φλώρινα στο ρέμα Δροσοπηγής και στον Ευρώτα (δύο τοποθεσίες στο ανάντη και μεσαίο τμήμα του ποταμού, Vardakas et al., 2017). Οι δειγματοληψίες ηλεκτραλιείας στον Αχελώο και στον Ευρώτα έγιναν με συσκευή ηλεκτραλιείας που τοποθετείται στην όχθη και 150 m καλωδίων ανόδου και καθόδου (EFKO,184 Honda 7k VA generator, 150m cable, 1.5m anode pole, 6A DC output, voltage range 300-600 V), ενώ στα ρέματα της Φλώρινας έγιναν με φορητή συσκευή ηλεκτραλιείας πλάτης (backpack, Hans-Grassel GmbH battery-powered backpack, Model IG200-2, DC, pulsed, 1,5 KW output power, 35-100 Hz, max. 850V, Schönau, Germany). Οι διαφορετικοί τύποι ηλεκτραλιείας εφαρμόστηκαν λόγω διαφορών στο μέγεθος και στην παροχή των υπό μελέτη υδάτινων συστημάτων (γράφημα 3.9). Κατά την ηλεκτραλιεία, τα ψάρια συλλέγονταν προσωρινά με απόχες για την αναγνώριση και την καταγραφή τους ανά τάξη μεγέθους σε κλίμακα εκατοστών (<5, 6 – 10, 11 – 15, 16 – 20, 20<) και στη συνέχεια επιστρέφονταν στον ποταμό. Σε κάθε θέση όπου βρίσκονταν ψάρι στόχος τοποθετούνταν και ένα βαρίδι με κόκκινη κορδέλα όπως και στην τεχνική της παρατήρησης με μάσκα. Σε κάθε θέση στη συνέχεια συλλέχθηκαν δεδομένα ταχύτητας και βάθους με ροόμετρο και σταδία όπως και υποστρώματος.



Γράφημα 3.9 Δειγματοληψία με συσκευή ηλεκτραλιείας που τοποθετείται στην όχθη (αριστερά) και δειγματοληψία με φορητή συσκευή ηλεκτραλιείας πλάτης

Η επιλογή των ειδών της ιχθυοπανίδας έγινε με βάση την εμπειρία από ειδικούς, τη βιβλιογραφία και τα συστήματα ταξινόμησης που συσχετίζουν χαρακτηριστικές περιβαλλοντικές παραμέτρους (υψόμετρο, απόσταση από την πηγή, υψόμετρο πηγής, λεκάνη απορροής, θερμοκρασία νερού, κορεσμός διαλυτότητα οξυγόνου) με ομάδες οργανισμών (Οικονόμου 2009; Ζόγκαρης, 2009), ενώ επιλέχθηκαν τμήματα ποταμών με σχετικά αδιατάρακτες συνθήκες από πλευράς ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι η ελληνική ιχθυοπανίδα των εσωτερικών υδάτων συμπεριλαμβάνει 160 είδη ψαριών (137 ιθαγενή είδη), εκ των οποίων 47 είναι αποκλειστικά ενδημικά της Ελλάδας (Barbieri et al., 2015).

Οι εργασίες πεδίου αποτελούν σημαντικό κομμάτι της συγκεκριμένης διατριβής. Στον πίνακα 3.3 παρουσιάζονται οι μήνες και οι ημέρες που πραγματοποιήθηκαν εργασίες πεδίου κατά το διάστημα 2013 έως 2016. Στο πλαίσιο των εργασιών αυτών συλλέχθηκαν δεδομένα βιολογικά και αβιοτικά.

Πίνακας 3.3 Ημερομηνίες και ημέρες με τις δειγματοληψίες κατά τη διάρκεια της διδακτορικής διατριβής

Έτος/Μήνας	Απρίλιος	Ιούνιος	Ιούλιος	Αύγουστος	Σεπτέμβριος	Οκτώβριος	Νοέμβριος
2013					6	5	3
2014		9	17	5	9		
2015			3	2		9	
2016	5		3	8			

3.1.3 Μεθοδολογία καμπύλων καταλληλότητας

Οι καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Curves – HSC) στοχεύουν στην ποσοτικοποίηση των σχέσεων μεταξύ των οργανισμών, για τους οποίους έχουν παραχθεί και των ενδιαιτημάτων τους. Για την ανάπτυξή τους απαιτείται συλλογή δεδομένων πεδίου με τις τεχνικές που αναφέρθηκαν στο υποκεφάλαιο 3.1.2 (παρατήρηση με μάσκα – snorkeling ή με ηλεκτραλιεία) και αναπτύσσονται έπειτα από στατιστική επεξεργασία των δεδομένων για κάθε παράμετρο (univariete approach) που εξετάζεται (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα, κάλυψη) ξεχωριστά (Papadaki et al., 2017a, Papadaki et al., 2017b, Vardakas et al., 2017). Βασικός τους στόχος είναι η ποσοτικοποίηση των σχέσεων μεταξύ των βιοτικών και των αβιοτικών παραμέτρων που συμμετέχουν στη δομή ενός οικοσυστήματος.

Οι καμπύλες καταλληλότητας εκφράζουν την απόδοση ενός δείκτη καταλληλότητας (Habitat Suitability Index - HSI), ο οποίος δέχεται τιμές από μηδέν έως ένα. Η τιμή μηδέν αντιπροσωπεύει το ακατάλληλο ενδιαίτημα, ενώ όταν η τιμή του δείκτη είναι μονάδα, τότε η καταλληλότητα του ενδιαιτήματος είναι βέλτιστη. Ο δείκτης αυτός προκύπτει μέσα από παρατηρήσεις που πραγματοποιούνται στο φυσικό περιβάλλον των οργανισμών.

Στη βιβλιογραφία υπάρχουν πολλές αναφορές ως προς τις καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων (HSC). Το πρώτο τεχνικό εγχειρίδιο που αφορά την ανάπτυξή τους, φτιάχτηκε το 1977 από τους Bovee & Cochnauer. Υπάρχουν τρεις βασικοί τύποι HSC οι οποίοι διακρίνονται από τον τρόπο με τον οποίο έχουν παραχθεί τα δεδομένα. Συνηθέστερα στη διεθνή βιβλιογραφία οι τύποι καμπυλών απαντώνται με λατινική αρίθμηση. Ο πλέον διαδεδομένος τύπος HSC είναι ο τύπος ΙΙ: Καμπύλες Καταλληλότητας Χρήσης Ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Use Curves) και ο τύπος ΙΙΙ: Καμπύλες Καταλληλότητας Προτιμήσεως Ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Preference Curves). Οι καμπύλες του τύπου ΙΙΙ μπορούν υπό προϋποθέσεις να μεταφερθούν και σε άλλες περιοχές, εφόσον πληρούνται ορισμένα κριτήρια (να υπάρχει το είδος της ιχθυοπανίδας και να υπάρχουν παρόμοιες συνθήκες όσον αφορά τις ΥΜΜ). Πιο αναλυτικά οι τύποι καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων είναι:

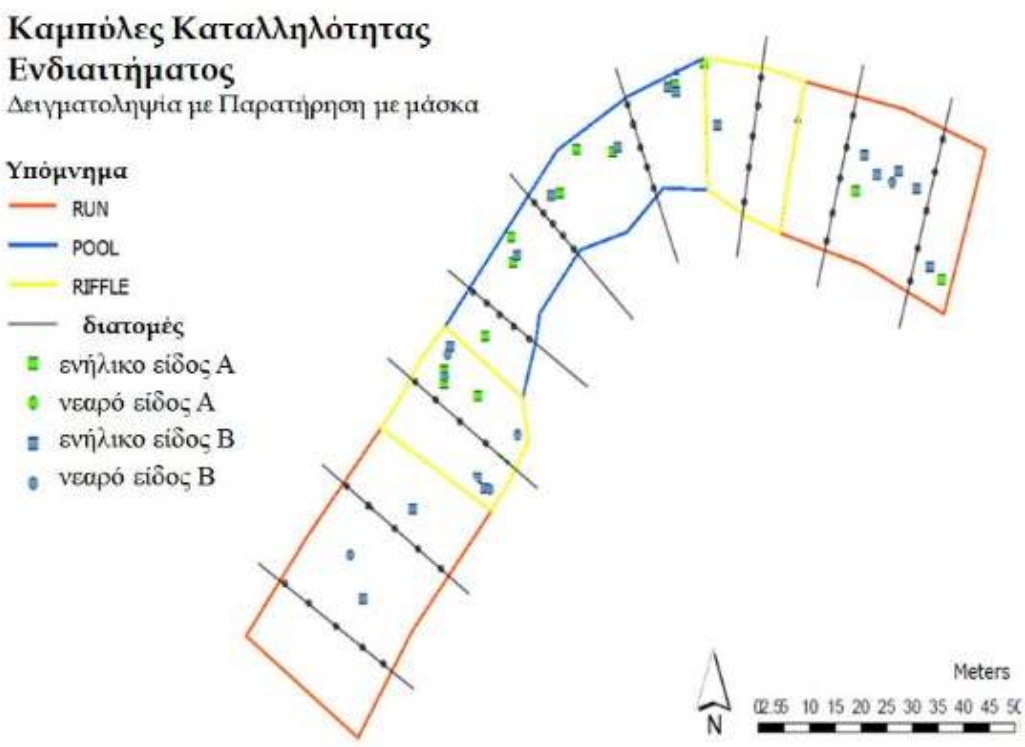
Τύπος Ι : Καμπύλες Καταλληλότητας Ενδιαιτήματος που βασίζονται στη γνώμη των ειδικών (Habitat Suitability Curves based on Expert Judgment). Οι καμπύλες

του τύπου Ι παράγονται από εξειδικευμένους επιστήμονες που γνωρίζουν πολύ καλά τη συμπεριφορά και τις προτιμήσεις της ιχθυοπανίδας.

Τύπος ΙΙ : Καμπύλες Καταλληλότητας Χρήσης Ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Use Curves). Για την ανάπτυξή τους χρειάζεται συλλογή δεδομένων πεδίου, συνήθως τεσσάρων παραμέτρων (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα και κάλυψη). Τα δεδομένα αυτά συλλέγονται για κάθε θέση όπου εντοπίστηκαν τα ψάρια στόχοι. Οι καμπύλες του τύπου ΙΙ αφορούν αποκλειστικά το ποτάμι όπου συλλέχθηκαν τα δεδομένα και δεν μεταφέρονται σε άλλους τύπους ποταμών.

Τύπος ΙΙΙ : Καμπύλες Καταλληλότητας Προτίμησης Ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Preference Curves). Για την ανάπτυξή τους απαιτείται επιπλέον συλλογή δεδομένων διαθεσιμότητας (availability). Δίνονται λεπτομέρειες στη συνέχεια.

Η συλλογή των δεδομένων για την εκτίμηση των καμπυλών καταλληλότητας Προτίμησης Ενδιαιτήματος (καμπύλες τύπου ΙΙΙ) προτείνεται να γίνεται ταυτόχρονα με την συλλογή των δεδομένων για την εκτίμηση των καμπυλών της Χρήσης Ενδιαιτήματος (Payen & Allen 2009). Τα δεδομένα αυτά αφορούν θέσεις όπου δεν βρέθηκαν ψάρια και χρησιμεύουν για τη μεταφορά των καμπυλών (τύπου ΙΙΙ) σε τύπους ποταμών με παρόμοιες ΥΥΜ χωρίς την εκ νέου συλλογή δεδομένων. Η συλλογή τους στο πλαίσιο της τεχνικής παρατήρησης με μάσκα έγινε σε επίπεδο διατομών κάθετων στη ροή του ποταμού αποφεύγοντας τις θέσεις όπου βρέθηκαν ψάρια. Αυτό ήταν εφικτό καθώς δεν απομακρύνονταν τα βαρίδια από τις θέσεις όπου βρέθηκαν τα ψάρια πριν την ολοκλήρωση της συλλογής των δεδομένων διαθεσιμότητας, προσέχοντας να υπάρχει μία σχετική απόσταση από αυτά (γράφημα 3.10).



Γράφημα 3.10Συλλογή δεδομένων διαθεσιμότητας (διατομές) και συλλογή δεδομένων χρήσης.

Σε πολλές μελέτες μέχρι σήμερα έχουν εφαρμοστεί διάφοροι τρόποι εκτίμησης των προτιμήσεων των ειδών (καμπύλες καταλληλότητας τύπου ΙΙΙ). Στη βιβλιογραφία οι καμπύλες τύπου ΙΙΙ βασίζονται σε έναν από τους παρακάτω τύπους:

Cock 1978: Forage Ratio FR (P) = U/A

Ivlev 1961: Ivlev´s Electivity E = U -A / U + A

Jacob 1974: Jacob´s Electivity Index Q = U(1-A) / A(1-U)

Jacob 1974: Jacob´s Electivity Index D= U – A / (U + A) – 2UA

Strauss 1979: Strauss´s Linear Electivity Index LE= A – L

Όπου: U: Χρήση και A: Διαθεσιμότητα

Συχνότερα στη βιβλιογραφία απαντώνται καμπύλες που έχουν υπολογιστεί με βάση το δείκτη προτιμήσεως (forage ratio). Ο δείκτης αυτός είναι ο λόγος της χρήσης του ενδιαιτήματος, ως προς τη διαθεσιμότητα και υπολογίζεται για κάθε παράμετρο (ταχύτητα, βάθος) που εξετάζεται ξεχωριστά.

Στο πλαίσιο της διατριβής αναπτύχθηκαν καμπύλες τύπου ΙΙ και ΙΙΙ. Η ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας τύπου ΙΙΙ έγινε με βάση τον Cock, 1978: Forage Ratio.

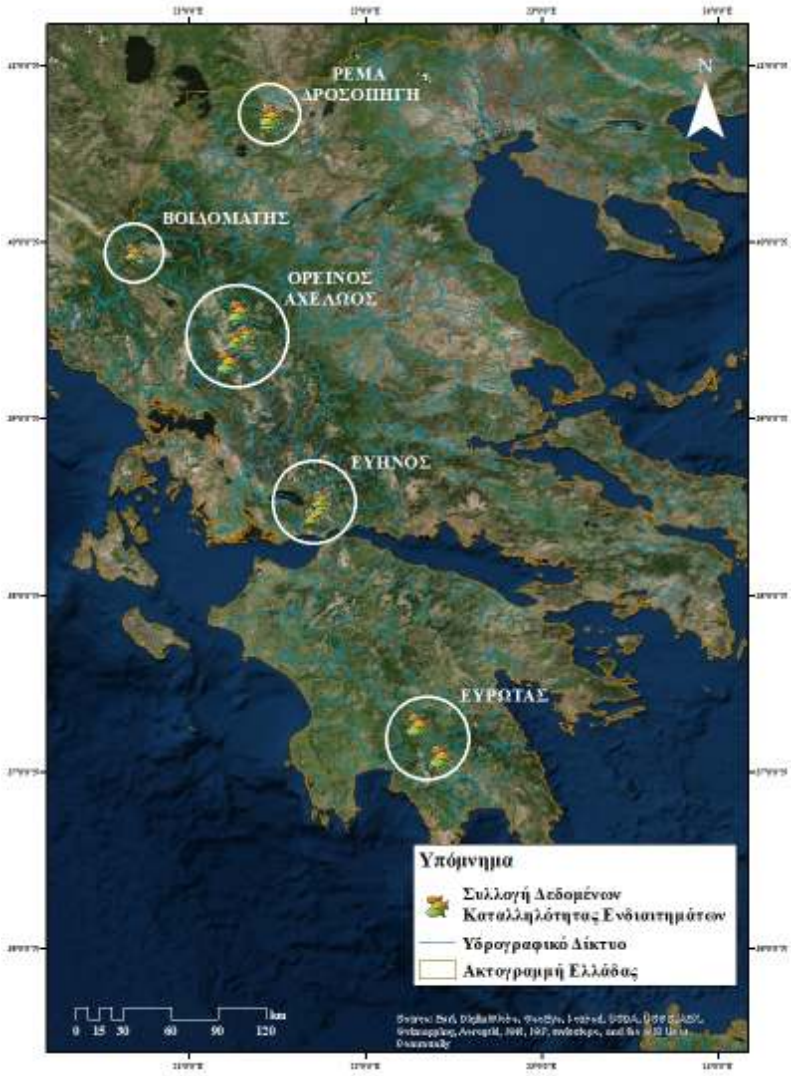
Ως ελάχιστος ικανοποιητικός αριθμός δειγμάτων ιχθυοπανίδας για την ανάπτυξη των καμπυλών τέθηκε ο αριθμός 40. Το όριο αυτό δεν είναι σταθερό στη βιβλιογραφία (Fisheries and Oceans Canada - DFO, 2015) καθώς διαφοροποιείται ανάλογα με τον τύπο του ποταμού, το είδος της ιχθυοπανίδας και την περιοχή, την αφθονία των ειδών και το χρονικό διάστημα. Στον επόμενο χάρτη (γράφημα 3.11) απεικονίζονται οι περιοχές όπου συλλέχθηκαν δεδομένα καταλληλότητας ενδιαιτήματος ιχθυοπανίδας.

Τα δεδομένα της διαθεσιμότητας για την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων με την τεχνική της παρατήρησης με μάσκα συλλέχθηκαν σε 100 θέσεις σε επίπεδο διατομών (Βοϊδομάτης, Εύηνος) και σε 70 θέσεις με τη τεχνική της ηλεκτραλιείας τυχαία κατανεμημένες (random sampling) καλύπτοντας τα όρια των ΥΥΜ (Ευρώτας) πληρώντας το κριτήριο της ισοκατανομής[11].

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι είναι πολύ σημαντική η συμβολή της χαρτογράφησης ενδιαιτημάτων ως διεξαγωγή επιτόπιας έρευνας προτού αποφασιστεί το τελικό σημείο συλλογής δεδομένων καθώς είναι πιθανό να υπάρξει συγκέντρωση ψαριών σε ΥΜΜ από μη φυσικές αιτίες (σημειακές πηγές ρύπανσης, αναχώματα, κατασκευές υδροηλεκτρικών έργων (ΥΗΕ) κτλ.). Τα τμήματα αυτά θα πρέπει να αποφεύγονται καθώς δεν είναι αντιπροσωπευτικά των πραγματικών συνθηκών διαβίωσης της ιχθυοπανίδας.

Μετά την ολοκλήρωση της συλλογής των δεδομένων ειδικά για τις καμπύλες τύπου ΙΙΙ και πριν από οποιαδήποτε επεξεργασία, εξετάστηκε σε κάθε περίπτωση (παράμετρος και τάξη μεγέθους ψαριού) αν υπάρχει επιλεκτική συμπεριφορά ως προς τη χρήση του ενδιαιτήματος. Για το σκοπό αυτό εφαρμόστηκε στατιστικός έλεγχος ανάλυσης διάστημα βεβαιότητας (p=0.05), όπως έχει αντιστοίχως εφαρμοστεί και σε άλλες περιπτώσεις (Hayes & Jowett, 1994; Vardakas et al., 2017). Ο έλεγχος αυτός επιτρέπει την αξιολόγηση του βαθμού ανεξαρτησίας μεταξύ των δεδομένων, είναι μη παραμετρικός και αναλύει Kolmogorov-Smirnov (Smirnov, 1939) με 95% ποσοτικές διαφορές και κατανομές μεταξύ των δεδομένων. Όταν η τιμή του p είναι μεγαλύτερη του 0.05 τότε τα δεδομένα ακολουθούν κανονική κατανομή και συνεπώς δεν υπάρχει επιλεξιμότητα ως προς τη συγκεκριμένη παράμετρο στα υπό εξέταση ενδιαιτήματα.

[11] Κριτήριο Ισοκατανομής είναι η συλλογή δεδομένων καταλληλότητας εφαρμόζοντας ίση προσπάθεια σε όλους τους τύπους μεσοενδιαιτημάτων που υπάρχουν στο συγκεκριμένο αντιπροσωπευτικό τμήμα ποταμού



Γράφημα 3.11 Χάρτης με τις περιοχές συλλογής δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας

Η ιχθυοπανίδα, ανάλογα με το στάδιο ζωής στο οποίο βρίσκεται, έχει διαφορετικές δυνατότητες μετακίνησης μέσα στο ποτάμι. Συνεπώς γίνεται ομαδοποίηση σε τάξεις μεγέθους και ανάπτυξη καμπυλών για κάθε τάξη μεγέθους χωριστά. Στον πίνακα 3.4 παρατίθενται τα είδη για τα οποία έγινε συλλογή δεδομένων καταλληλότητας ιχθυοπανίδας, η τεχνική, η περιοχή συλλογής τους, τα μεγέθη, καθώς και οι παράμετροι και οι τύποι των καμπυλών. Στο υποκεφάλαιο 3.1.4 παρατίθενται οι καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων των εφτά ειδών που αναφέρονται στους πίνακες 3.3 και 3.4.

Τα βασικά χαρακτηριστικά των ειδών της ιχθυοπανίδας που επιλέχθηκαν για να αναπτυχθούν καμπύλες καταλληλότητας είναι ότι προτιμούν συνθήκες όπου

επικρατούν γρήγορες ταχύτητες και σχετικά χαμηλές θερμοκρασίες. Σε κάθε θέση καταγράφηκαν τρεις μεταβλητές: ταχύτητα νερού, βάθος νερού και κυρίαρχος τύπος υποστρώματος. Η ταχύτητα του νερού (V, ms^{-1}) και το βάθος (D, cm) μετρήθηκαν χρησιμοποιώντας έναν μυλίσκο OTT C20, ο οποίος έχει και ενδείξεις βάθους.

Στο πλαίσιο των δειγματοληψιών της διδακτορικής διατριβής, οι πέστροφες στο Βοϊδομάτη (*Salmo farioides)* και στη Δροσοπηγή Φλώρινας (*Salmo pelagonicus)*, καταγράφηκαν σε ένα εύρος θερινών θερμοκρασιών (12 – 23^{o} C). Επίσης, οι ποταμοκέφαλοι (*Squalius peloponnensis*) στον Εύηνο, καταγράφηκαν σε ένα εύρος 18 – 25 ^{o}C, ενώ τα τρία είδη του Ευρώτα καταγράφηκαν σε θερμοκρασίες 19–21^{o}C (θέρος).

Η πέστροφα (*Salmo pelagonicus*) και η μπριάνα (*Barbus balcanicus*) είναι κυρίαρχα είδη στο ανάντη κομμάτι του ρέματος Δροσοπηγή στη Φλώρινα και είναι ο βασικός λόγος που επιλέχθηκαν. Η συλλογή δεδομένων τους έγινε για δύο κλάσεις μεγέθους: μικρό μέγεθος 5–15 cm συνολικό μήκος (TL) και μεγάλο μέγεθος > 15 cm TL. Όσον αφορά τα είδη του Ευρώτα, η μενίδα (*Tropidophoxinellus spartiaticus*; Schmidt-Ries, 1943), είναι τρωτό είδος σύμφωνα με τη κατηγοριοποίηση της Διεθνούς Ένωσης για την Προστασία της Φύσης (IUCN), ενώ ο λακωνικός πελασγός (*Pelasgus laconicus*; Kottelat & Barbieri, 2004) έχει καταταχθεί στη λίστα με τα Κρισίμως Κινδυνεύοντα (IUCN) είδη. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι οι οικολογικές παροχές ειδικά όταν ενσωματώνονται σε έργα αποκατάστασης είναι δυνατόν να υπολογιστούν με βάση είδη τα οποία υπόκεινται σε κάποια ειδική συνθήκη όπως αυτές που αναφέρονται για τα είδη του Ευρώτα. Για τα δύο αυτά είδη και για την καιαδική μενίδα (*Squalius keadicus*) αναπτύχθηκαν καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων με τη τεχνική της ηλεκτραλιείας. Τα τρία είδη του Ευρώτα, βρέθηκαν σε ανάντη αντιπροσωπευτικά τμήματα όπου επικρατούσαν αδιατάρακτες συνθήκες. Για τη μενίδα (*Tropidophoxinellus spartiaticus)* και το λακωνικό πελασγό (*Pelasgus laconicus)* δεν χρησιμοποιήθηκαν τάξεις μεγέθους καθώς είναι μικρόσωμα είδη. Συγκεκριμένα το μέγιστο συνολικό μέγεθος του *Tropidophoxinellus spartiaticus* φτάνει τα 12 cm και το *Pelasgus laconicus* τα 7cm. Ξεκινώντας από κατάντη, η δειγματοληψία έγινε σε σχήμα ζιγκ–ζαγκ προς τα ανάντη, για τέσσερις τύπους μεσοενδιαιτημάτων (πίνακας 3.1). Για να ελαχιστοποιηθούν οι διαταραχές, οι θέσεις δειγματοληψίας απείχαν περίπου 4 – 5 μέτρα η μία από την άλλη. Τα αναισθητοποιημένα ψάρια αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο είδους, μετρήθηκαν για TL και στη συνέχεια, επιστράφηκαν ζωντανά στο ρέμα.

Στον πίνακα 3.4 αναφέρεται το είδος, ο αριθμός και το μέγεθος της ιχθυοπανίδας. Με βάση τα δεδομένα αυτά έγινε και η ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων τύπου II & III.

Πίνακας 3.4 Είδος, μέγεθος και αριθμός ειδών ιχθυοπανίδας

Είδος και μέγεθος	Αριθμός
Salmo farioides **(Βοϊδομάτης)**	
Μικρό μέγεθος, (< 10 cm, TL)	94
Μεσαίο μέγεθος, (10 – 20 cm, TL)	87
Μεγάλο μέγεθος (> 20 cm, TL)	104
Salmo farioides **(Ορεινός Αχελώος)**	
Μικρό μέγεθος, (< 15 cm, TL)	65
Μεγάλο μέγεθος (> 15 cm, TL)	90
Squalius peloponnensis **(Εύηνος)**	
Μικρό μέγεθος, (< 10 cm, TL)	342
Μεγάλο μέγεθος (> 10 cm, TL)	368
Salmo pelagonicus **(Ρ. Δροσοπηγή Φλώρινας)**	
Μικρό μέγεθος, (< 15 cm, TL)	61
Μεγάλο μέγεθος (> 15 cm, TL)	74
Barbus balcanicus **(Ρ. Δροσοπηγή Φλώρινας)**	
Μικρό μέγεθος, (< 15 cm, TL)	237
Μεγάλο μέγεθος (> 15 cm, TL)	214
Squalius keadicus **(Ευρώτας)**	
Μικρό μέγεθος, (< 10 cm, TL)	169
Μεγάλο μέγεθος (> 10 cm, TL)	187
Tropidophoxinellus spartiaticus **(Ευρώτας)**	76
Pelasgus laconicus **(Ευρώτας)**	43

Σύμφωνα με τον Ζόγκαρη, (2009) τα είδη που απαντούν στους ψυχρότερους ορεινούς ποταμούς είναι ψυχρόφιλα, όπως είναι η οικογένεια των σαλμονιδών (salmonidae). Τα περισσότερα από αυτά έχουν υψηλές απαιτήσεις σε οξυγόνο και είναι προσαρμοσμένα για διαβίωση σε τρεχούμενα, καθαρά νερά. Βασικό είναι ότι αυτά τα είδη, όπως το *Squalius peloponnensis*, αναπαράγονται σε σκληρά υποστρώματα, δηλαδή δεν απαιτούν την υδρόβια βλάστηση, που στην ουσία απουσιάζει από τα περισσότερα ορεινά ρέματα (αλλά χαρακτηρίζει τα πεδινά). Τα είδη που χρησιμοποιούν φυτικά αναπαραγωγικά υποστρώματα είναι εξαιρετικά σπάνια στους ορεινούς ποταμούς. Λόγω των παραπάνω οικολογικών χαρακτηριστικών, τα ψάρια των ορεινών ποταμών είναι ευαίσθητοι ενδείκτες υδρομορφολογικών και φυσικοχημικών αλλοιώσεων (μεταβολή παροχής ή ταχύτητας ροής και συνεπαγόμενη θερμική μεταβολή,

καναλοποίηση, διαμόρφωση κοίτης, αύξηση συγκέντρωσης ή επικαθίσεις φερτών υλικών κ.λπ.) (στον Ζόγκαρη, 2009).

Στον πίνακα 3.5 αναφέρονται περισσότερες λεπτομέρειες σχετικά με τα είδη της ιχθυοπανίδας και τους τύπους των καμπύλων που αναπτύχθηκαν στο πλαίσιο της διατριβής. Για όλα τα είδη αναπτύχθηκαν καμπύλες τύπου II & III εκτός από τα είδη που βρέθηκαν στη Δροσοπηγή της Φλώρινας όπου αναπτύχθηκαν καμπύλες τύπου II, οι οποίες θα αναπτυχθούν σε μελλοντικό στάδιο κυρίως λόγω έλλειψης χρόνου.

Πίνακας 3.5. Είδη ιχθυοπανίδας για τα οποία συλλέχθηκαν δεδομένα καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας τύπου II & III

Τεχνική	Κοινή Ονομασία	Επιστημονική Ονομασία	Ποτάμι – Περιοχή	Μέγεθος (συνολικό μήκος)	Παράμετρος	Τύπος Καμπύλης
Παρατήρηση με μάσκα	Β. Πέστροφα	*Salmo farioides*	Βοϊδομάτης	μικρό <10cm μεσαίο 10 – 10cm μεγάλο >20cm	Βάθος, Ταχύτητα, Υπόστρωμα Κάλυψη	Τύπος II & Τύπος III
	Ποταμοκέ–φαλος	*Squalius peloponnensis*	Εύηνος (Ανάντη γεφ. Μπανιά)	μικρό <10cm μεγάλο >10cm	Βάθος, Ταχύτητα, Υπόστρωμα Κάλυψη	Τύπος II & Τύπος III
Ηλεκτραλιεία	Β. Πέστροφα	*Salmo farioides*	Ορεινός Αχελώος (Κατάντη Μεσοχώρας)	μικρό <15cm μεγάλο >15cm	Βάθος, Ταχύτητα	Τύπος II & Τύπος III
	Μπριάνα	*Barbus balcanicus*	Ρέμα Δροσοπηγής (Φλώρινα)	μικρό 5 –15cm μεγάλο >15cm	Βάθος, Ταχύτητα	Τύπος II
	Πέστροφα	*Salmo pelagonicus*	Ρέμα Δροσοπηγής (Φλώρινα)	μικρό 5 –15cm μεγάλο >15cm	Βάθος, Ταχύτητα	Τύπος II
	Καιαδική Μενίδα	*Squalius keadicus*	Ευρώτας (Ανάντη)	μικρό <10cm μεγάλο >10cm	Βάθος, Ταχύτητα	Τύπος II & Τύπος III
	Μενίδα	*Tropidophoxinellus spartiaticus*	Ευρώτας (Ανάντη)	ένα μέγεθος	Βάθος, Ταχύτητα	Τύπος II & Τύπος III
	Λακωνικός Πελασγός	*Pelasgus laconicus*	Ευρώτας (Ανάντη)	ένα μέγεθος	Βάθος, Ταχύτητα	Τύπος II & Τύπος III

Τα δεδομένα των μικροενδιαιτημάτων διακρίνονται σε ποσοτικά (βάθος και ταχύτητα) και ποιοτικά (υπόστρωμα και κάλυψη). Τα ποσοτικά δεδομένα είναι συνεχή (continues), ενώ τα ποιοτικά είναι κατηγορικά (categorial) με συγκεκριμένες κατηγορίες. Τα ποσοτικά δεδομένα ομαδοποιήθηκαν σε κλάσεις και αναπαραστάθηκαν σε ιστογράμματα (histogram). Τα όρια των κλάσεων των ιστογραμμάτων διαμορφώνονται έτσι ώστε να αποφευχθούν τιμές οι οποίες δεν θα έχουν οικολογική σημασία (να εμφανίζεται μία προτίμηση), με σκοπό τη διατήρηση της αρχής της οικολογικής θεωρίας κατά τον Austin (2007). Για να παραχθεί η καμπύλη ενώνεται το κέντρο των κλάσεων με γραμμική συσχέτιση και προσαρμόζεται πολυωνυμική εξίσωση πέμπτου βαθμού. Με βάση αυτή την μεθοδολογία αναπτύχθηκαν οι πρώτες καμπύλες που παράχθηκαν στο πλαίσιο της διατριβής και συγκεκριμένα οι καμπύλες τύπου II & III από τα δεδομένα της Β. πέστροφας (*Salmo farioides*) στον ποταμό Βοϊδομάτη.

Ωστόσο όταν το εύρος των δεδομένων είναι μεγάλο, είναι προτιμότερο οι τιμές να χωρίζονται σε υποδιαστήματα και να προσαρμόζεται σε καθένα από αυτά και διαφορετική εξίσωση. Αυτό είναι εφικτό στη γλώσσα προγραμματισμού R (R development Core Team), με τις συναρτήσεις *spline.* Συγκεκριμένα χρησιμοποιήθηκε η συνάρτηση *smooth.spline* όπου πραγματοποιείται εξομάλυνση της συσχέτισης των δεδομένων. Το βασικότερο πλεονέκτημα της μεθόδου είναι ότι οι πολυωνυμικές εξισώσεις που χρησιμοποιούνται σε κάθε υποδιάστημα, είναι απλούστερες (τρίτου βαθμού) από αυτή που χρησιμοποιείτε στο σύνολο των δεδομένων, συνεπώς δεν εμφανίζονται αφύσικες ταλαντώσεις στα διαστήματα μεταξύ των σημείων. Στο πλαίσιο της διατριβής αναπτύχθηκαν αλγόριθμοι (ψευδοκώδικες) σε περιβάλλον R (R development Core Team) με βάση τους οποίους παράχθηκαν οι καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για τα είδη του αναφέρονται στο υποκεφάλαιο 3.1.4.

3.1.4 Αποτελέσματα και συζήτηση καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ελληνικής ιχθυοπανίδας

Στην συγκεκριμένη διατριβή έγινε ανάπτυξη μοντέλων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για εφτά είδη της ελληνικής ιχθυοπανίδας. Στον ορεινό Αχελώο βρέθηκαν επιπλέον τα είδη Στροσίδι (*Luciobarbus albanicus*) και Λιάρα (*Telestes pleurobipunctetus*) και στη Δροσοπηγή Φλώρινας ο Ποταμοκέφαλος (*Squalius peristericus*), ωστόσο ο αριθμός τους δεν επαρκούσε ώστε να αναπτυχθούν καμπύλες καταλληλότητας.

Στον πίνακα 3.5 παρατίθενται τα αποτελέσματα από το στατιστικό έλεγχο ανάλυσης Kolmogorov-Smirnov (Smirnov, 1939) με 95% διάστημα βεβαιότητας (p=0.05). Ο έλεγχος αυτός πραγματοποιήθηκε για τα είδη του πίνακα 3.6 (*Salmo farioides* στον Βοϊδομάτη, *Squalius peloponnensis* στον Εύηνο και *Squalius keadicus, Tropidophoxinellus spartiaticus*, Pelasgus laconicus στον Ευρώτα) με σκοπό τη διερεύνηση της μεταφοράς τους σε τμήματα άλλων ποταμών με παρόμοιες ΥΜΜ όπως τα αρχικά από τα οποία συλλέχθηκαν τα δεδομένα.

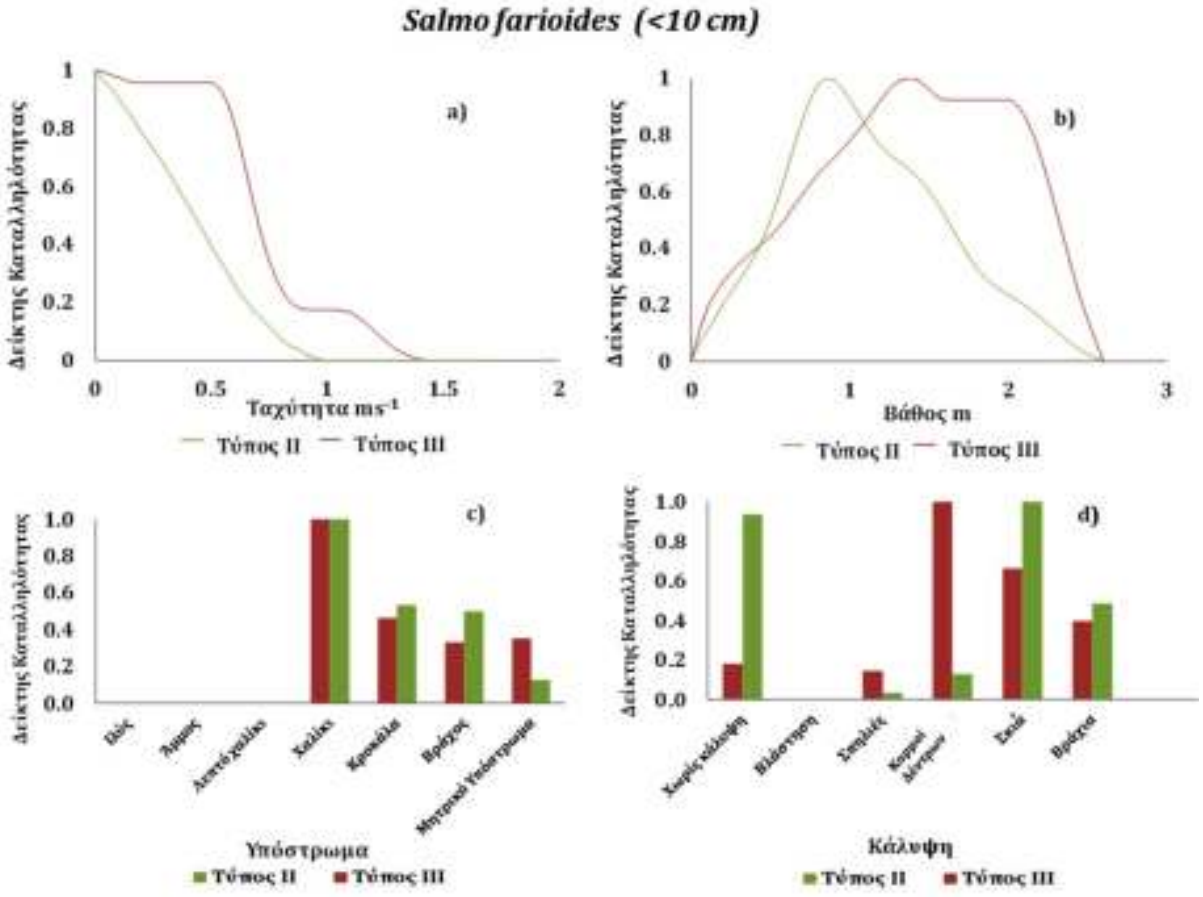
Σύμφωνα με τα αποτελέσματα του πίνακα 3.6 η Β. πέστροφα (*Salmo farioides*) είναι πολύ επιλεκτική ως προς τις θέσεις που καταλαμβάνει, ειδικά ως προς το βάθος και την ταχύτητα. Ωστόσο το αντίθετο συμβαίνει για τον ποταμοκέφαλο (*Squalius peloponnensis)*, όπου ειδικότερα για το μεγάλο μέγεθος τα αποτελέσματα του στατιστικού ελέγχου δείχνουν ότι δεν εμφανίζει επιλεξιμότητα. Τα υπόλοιπα είδη του πίνακα 3.6 εμφανίζουν επιλεξιμότητα ως προς το βάθος ενώ το αντίθετο συμβαίνει με την ταχύτητα. Σε ορισμένες βιβλιογραφικές αναφορές (Jowett & Davey, 2007; Lambert & Hanson, 1989) όπως και από εφαρμογές που πραγματοποιήθηκαν στο πλαίσιο της διατριβής, το υπόστρωμα φάνηκε να μην διαδραματίζει εξίσου σημαντικό ρόλο στην εκτίμηση των οικολογικών παροχών.

Πίνακας 3.6 Αποτελέσματα στατιστικού τεστ Kolmogorov-Smirnov για τις περιπτώσεις όπου αναπτύχθηκαν καμπύλες τύπου ΙΙΙ

Two-Sample Kolmogorov-Smirnov Test			
Είδος/μέγεθος (TL)	**Ταχύτητα**	**Βάθος**	**Υπόστρωμα**
Salmo farioides <10cm, TL	0.011	0.023	0.01
Salmo farioides 10–20cm, TL	0.014	0.126	0.023
Salmo farioides >20cm, TL	0	0	0.689
Squalius peloponnensis <10cm, TL	0.06	0.099	0.852
Squalius peloponnensis >10cm, TL	0.496	0.429	0.009
Squalius keadicus <10cm, TL	0.78	0.01	
Squalius keadicus >10cm, TL	0.88	0.04	
Tropidophoxinellus spartiaticus	0.67	0.01	
Pelasgus laconicus	0.42	0.21	

Στις εικόνες 3.13, 3.14, 3.15 απεικονίζονται καμπύλες καταλληλότητας τύπου ΙΙ και ΙΙΙ ταχύτητας, βάθους, υποστρώματος και κάλυψης για τρία μεγέθη της *Salmo farioides* (Β. πέστροφας, μικρό, μεσαίο και μεγάλο) όπως αυτά συλλέχθηκαν στον Βοϊδομάτη με τη τεχνική της παρατήρησης με μάσκα. Το μικρό μέγεθος της *Salmo farioides* (<10cm TL, γράφημα 3.12) βρέθηκε σε θέσεις με χαμηλές ταχύτητες. Η καμπύλη τύπου ΙΙ παρουσιάζει πτωτική τάση από μικρές τιμές (0 – 0.4 ms^{-1}) μέχρι και τη τιμή (1 ms^{-1}),

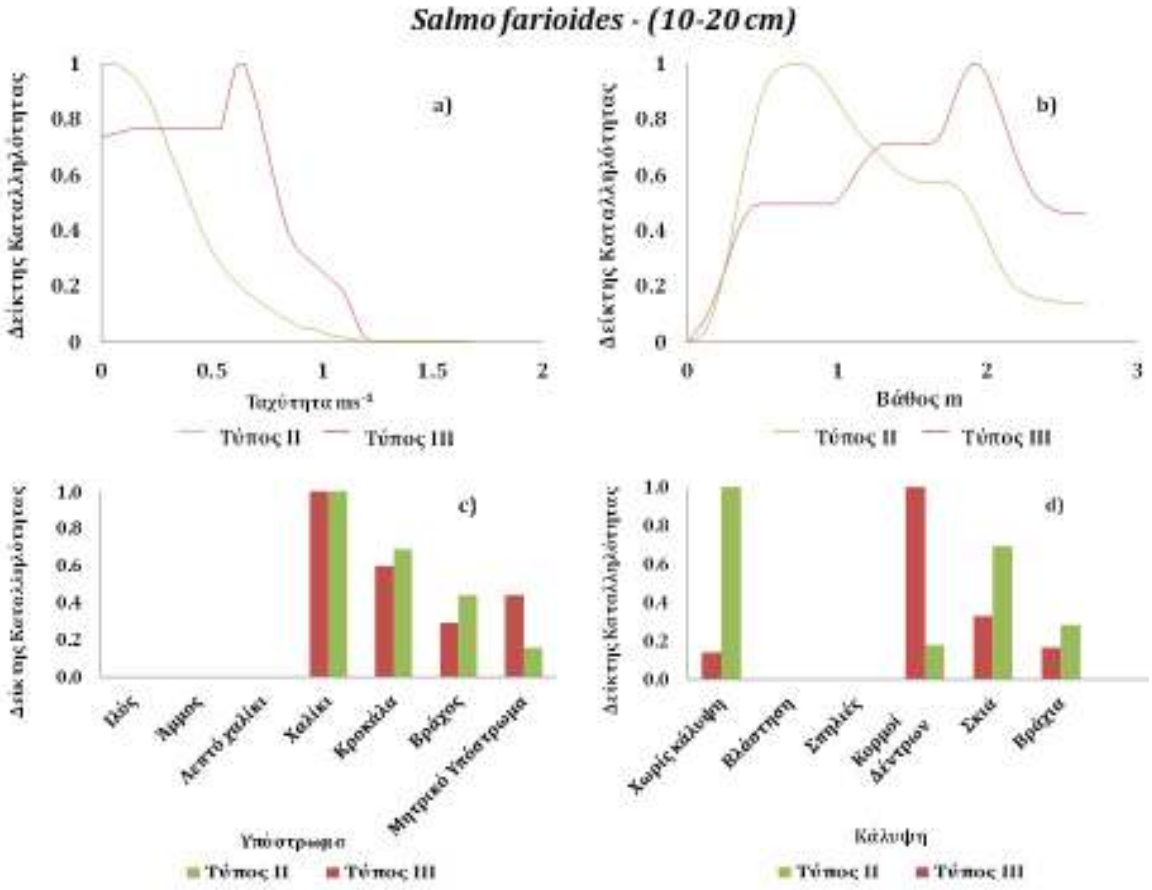
ενώ στην καμπύλη τύπου III παρουσιάζεται μια μικρή μετατόπιση μεταξύ των τιμών 0 και 0.5 ms^{-1}. Σχετικά με το βάθος η μέγιστη καταλληλότητα εμφανίστηκε μεταξύ των τιμών 0.75 και 1.05 m. Η καμπύλη τύπου II τείνει να καταλήγει προς βαθιές περιοχές (2.25 m). Επιπλέον, στη καμπύλη τύπου III αποτυπώνεται μεγαλύτερο εύρος βέλτιστων βαθών εξαιτίας της διαθεσιμότητας των βαθύτερων περιοχών που υπάρχουν στον Βοϊδομάτη. Ο τύπος υποστρώματος με τη μεγαλύτερη καταλληλότητα είναι το χαλίκι. Για την κάλυψη η βέλτιστη καταλληλότητα ως προς τη χρήση αφορούσε θέσεις με σκιά, ενώ ως προς την προτίμηση αφορούσε θέσεις με κορμούς.



Γράφημα 3.12 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Salmo farioides,* <10cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Βοϊδομάτης)

Όσον αφορά το μεσαίο μέγεθος της *Salmo farioides* (10–20cm, TL, γράφημα 3.13), η καμπύλη τύπου II της ταχύτητας εμφανίζει πτωτική τάση μέχρι το 1 ms^{-1}, ενώ η καμπύλη τύπου III της ταχύτητας εμφανίζεται βελτιστοποίηση στο 0.65 ms^{-1}. Σχετικά με το βάθος η μέγιστη καταλληλότητα εμφανίστηκε μεταξύ των τιμών 0.6 και 0.75 m για τον τύπο καμπύλης II. Οι καμπύλες βάθους τείνουν να καταλήγουν προς τα 2.5 m, γεγονός που σημαίνει ότι το μεσαίο μέγεθος της πέστροφας χρησιμοποιεί τα βαθιά

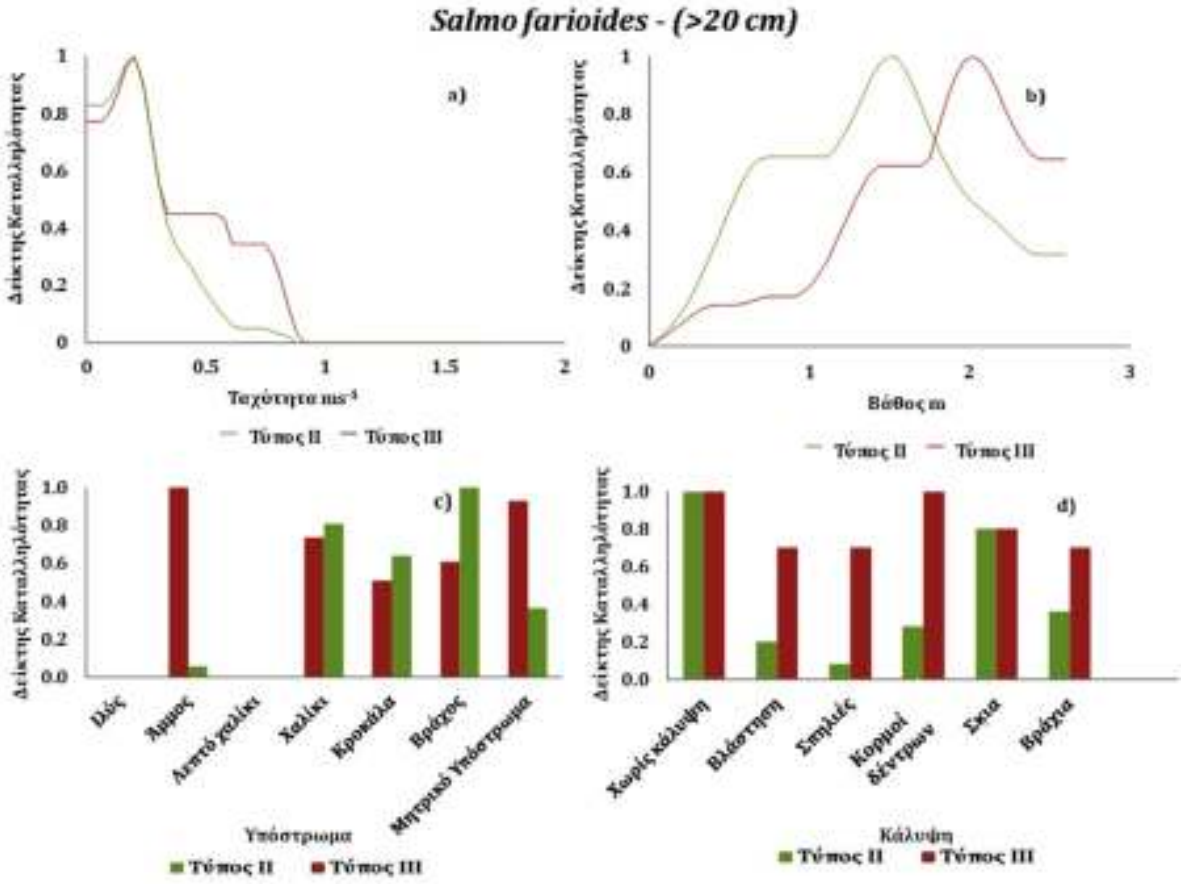
τμήματα του ποταμού. Η καμπύλη τύπου ΙΙΙ παρουσίασε μετατόπιση σε μεγαλύτερο βάθος. Σχετικά με το υπόστρωμα υπάρχει παρόμοια ερμηνεία με αυτή που αφορά τις πέστροφες μικρού μεγέθους, καθώς παρουσιάστηκε προτίμηση στο χαλίκι. Ωστόσο οι πέστροφες μεσαίου μεγέθους δεν φάνηκε να χρησιμοποιούν κάλυψη στον ίδιο βαθμό με το μικρό μέγεθος.



Γράφημα 3.13 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου ΙΙ & ΙΙΙ *Salmo farioides,* 10 - 20cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Βοϊδομάτης)

Ως προς την ανάλυση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων της μεγάλης *Salmo farioides* (>20cm, TL, γράφημα 3.14), η ταχύτητα και ως προς τους δύο τύπους καμπυλών εμφανίζει βέλτιστη τιμή σε χαμηλές τιμές. Σχετικά με το βάθος η μέγιστη καταλληλότητα εμφανίστηκε σε μεγαλύτερα βάθη συγκριτικά με τα δύο μικρότερα μεγέθη. Η καμπύλη τύπου ΙΙΙ παρουσίασε μετατόπιση ως προς το βέλτιστο βάθος στα 2 m. Ο τύπος υποστρώματος με τη μεγαλύτερη καταλληλότητα είναι τα βράχια σύμφωνα με τα δεδομένα χρήσης, ενώ σύμφωνα με τα δεδομένα της προτίμησης είναι η άμμος και το μητρικό υπόστρωμα. Ως προς την κάλυψη η βέλτιστη καταλληλότητα στις

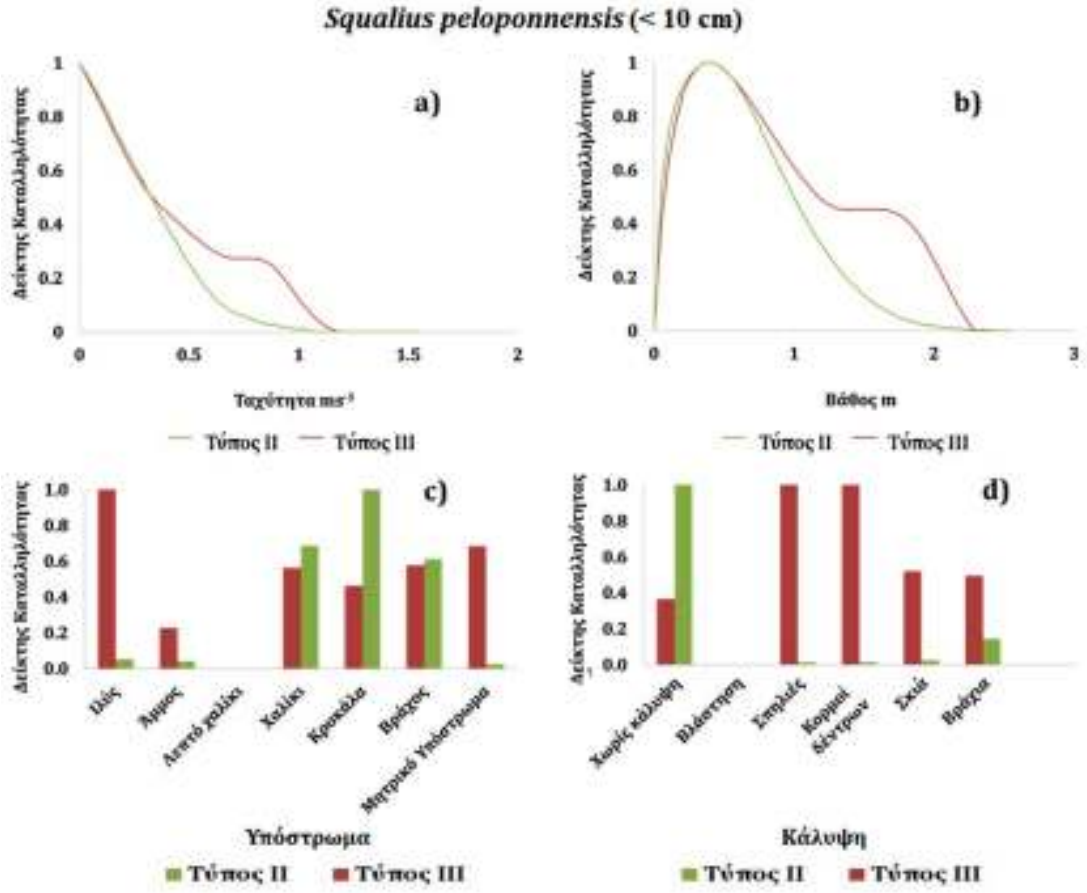
καμπύλες τύπου ΙΙ αφορούσε θέσεις χωρίς καμία κάλυψη, αντίστοιχα με τη μεσαία πέστροφα ενώ για την καμπύλη τύπου ΙΙΙ αφορούσε θέσεις και χωρίς κάλυψη και με κορμούς.



Γράφημα 3.14 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου ΙΙ & ΙΙΙ *Salmo farioides,* >20cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Βοϊδομάτης)

Στις εικόνες 3.15 και 3.16 απεικονίζονται τα αντίστοιχα δεδομένα καταλληλότητας για το *Squalius peloponnensis* (Ποταμοκέφαλο) στον ποταμό Εύηνο. Ως προς την ανάλυση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων του μικρού μεγέθους ποταμοκέφαλου (*Squalius peloponnensis)* η καμπύλη τύπου ΙΙ της ταχύτητας (γράφημα 3.15a) εμφανίζει πτωτική τάση από πολύ χαμηλές τιμές (σχεδόν 0 ms^{-1}), ενώ δεν παρουσιάζονται σημαντικές διαφοροποιήσεις με την αντίστοιχη καμπύλη τύπου ΙΙΙ. Σχετικά με το βάθος, η μέγιστη καταλληλότητα εμφανίστηκε μεταξύ των τιμών 0.28 και 0.55 m. Η καμπύλη τείνει να καταλήγει προς το 1.5 m. Επιπλέον, στην καμπύλη τύπου ΙΙΙ του βάθους, αποτυπώνεται ένα μεγαλύτερο εύρος βέλτιστων βαθών. Ο τύπος

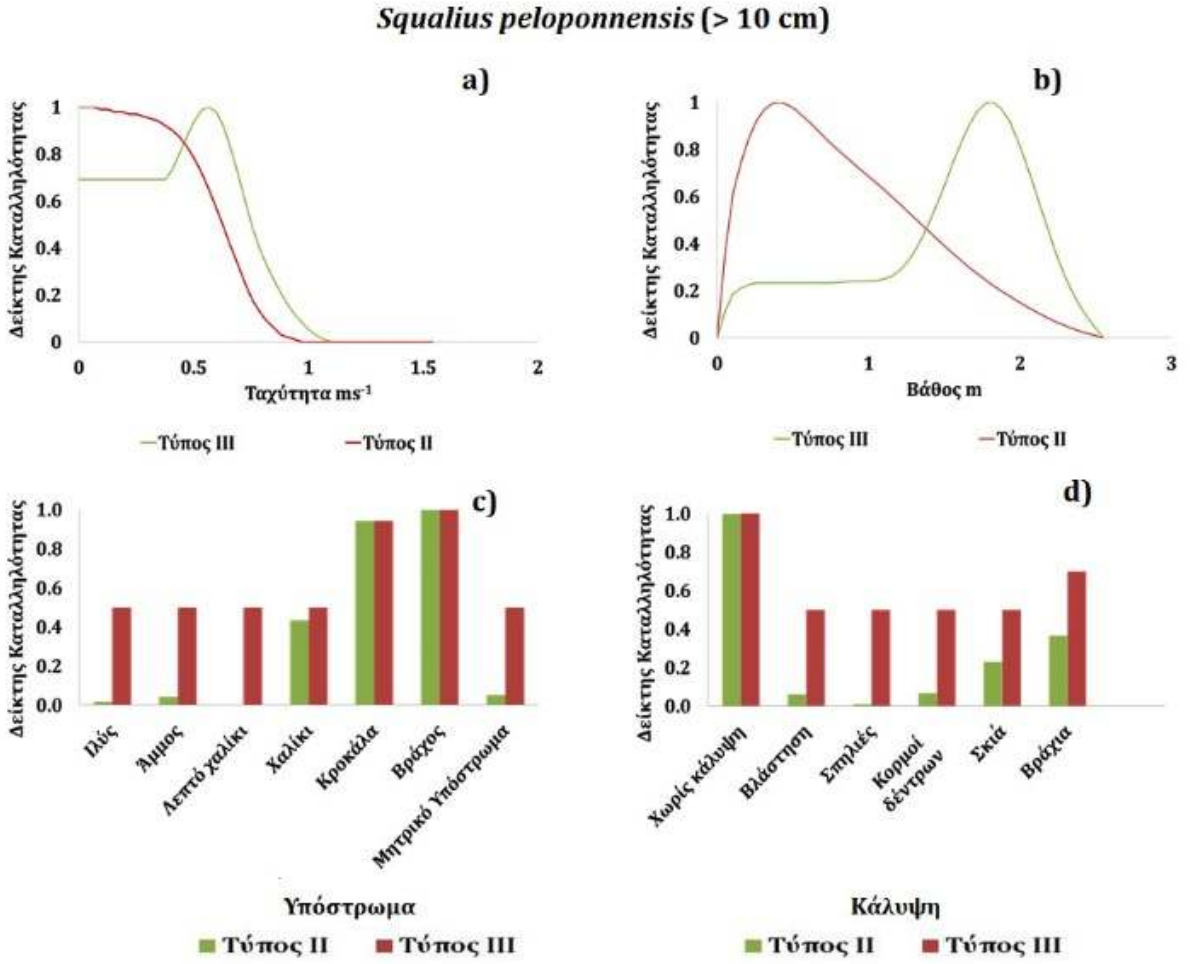
υποστρώματος με τη μεγαλύτερη καταλληλότητα σύμφωνα με τα δεδομένα της χρήσης είναι το βότσαλο, ενώ με τα δεδομένα προτίμησης είναι η ιλύς. Ως προς την κάλυψη η βέλτιστη καταλληλότητα όσον αφορά τα δεδομένα χρήσης, αφορούσε θέσεις χωρίς καμία κάλυψη, ενώ σχετικά με τα δεδομένα της προτίμησης αφορούσε θέσεις με βράχια.



Γράφημα 3.15 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius peloponnensis,* <10cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Εύηνος)

Ως προς την ανάλυση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων του μεγάλου μεγέθους ποταμοκέφαλου (*Squalius peloponnensis*) (γράφημα 3.16), η καμπύλη τύπου II της ταχύτητας εμφανίζει παραβολική μορφή ξεκινώντας από χαμηλές τιμές. Σχετικά με το βάθος η μέγιστη καταλληλότητα εμφανίστηκε σε μεγαλύτερα βάθη συγκριτικά με το μικρό μέγεθος. Ωστόσο η καμπύλη προτίμησης (τύπος III) έδειξε χαμηλό βαθμό εμπιστοσύνης καθώς είχε μία πολύ μεγάλη μετατόπιση προς τα μεγαλύτερα βάθη (πχ 1.9 m) συγκριτικά με την καμπύλη χρήσης (τύπος II). Επιπλέον, στη καμπύλη

προτίμησης αποτυπώνεται ένα μεγαλύτερο εύρος βέλτιστων βαθών. Ο τύπος υποστρώματος με τη μεγαλύτερη καταλληλότητα σύμφωνα με τα δεδομένα της χρήσης είναι τα βράχια και οι κροκάλες, ενώ με τα δεδομένα προτίμησης είναι οι ογκόλιθοι. Ως προς την κάλυψη, η βέλτιστη καταλληλότητα της χρήσης αφορούσε θέσεις χωρίς καμία κάλυψη, ενώ για την προτίμηση αφορούσε θέσεις με κορμούς και σκιά.

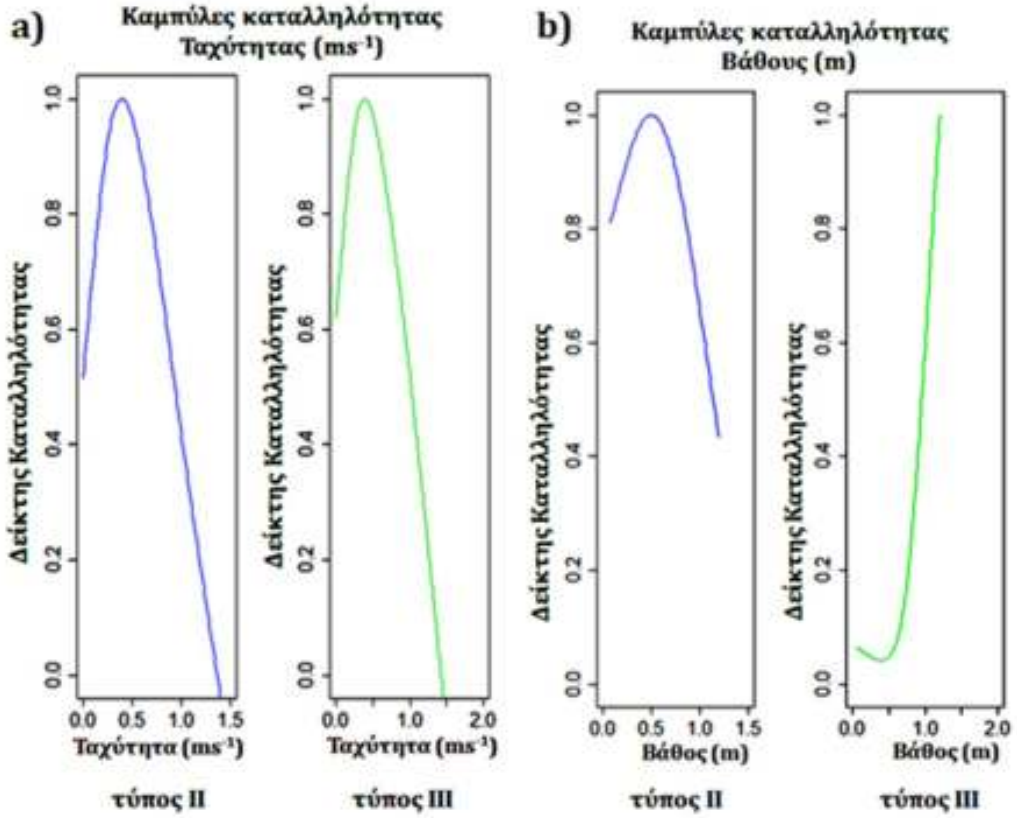


Γράφημα 3.16 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius peloponnensis,* >10cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους και ιστογράμματα καταλληλότητας c) υποστρώματος και d) κάλυψης (Εύηνος)

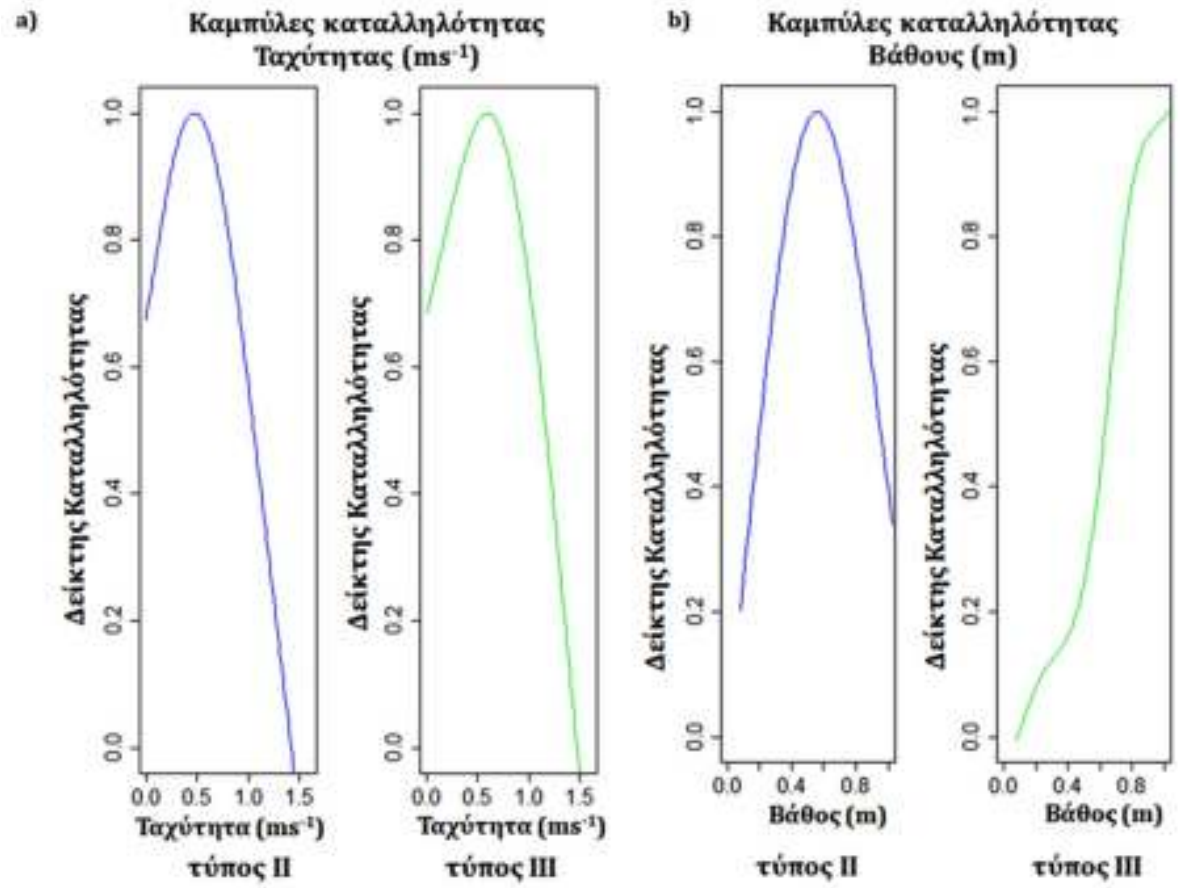
Ο ποταμοκέφαλος (*Squalius peloponnensis*) σύμφωνα με τα αποτελέσματα από τις δειγματοληψίες στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής στον Εύηνο ποταμό, μπορεί να χαρακτηριστεί ευρύοικο εφόσον δεν φάνηκε να έχει κάποιες προτιμήσεις συγκριτικά με τη διαθεσιμότητα των μικροενδιαιτημάτων που υπήρχαν στο σύνολο καθώς καταγράφηκαν 172 θέσεις χωρίς την παρουσία του μεγάλου μεγέθους και 114 χωρίς την παρουσία του μικρού μεγέθους.

Στο γράφημα 3.17 απεικονίζονται καμπύλες καταλληλότητας τύπου II και III, a) ταχύτητας (πάνω) και b) βάθους (κάτω), για το μικρό μέγεθος της *Salmo farioides* (<15cm, TL) και στο γράφημα 3.18 τα αντίστοιχα δεδομένα για το μεγάλο μέγεθος (>15cm, TL), στον ορεινό Αχελώο κατάντη του φράγματος Μεσοχώρας. Η συλλογή των δεδομένων πραγματοποιήθηκε με ηλεκτραλιεία κατά τη διάρκεια της ημέρας, με τη χρήση συσκευής πλάτης Hans-Grassl GmbH με μπαταρία (Model IG200-2, παλμικό DC, ισχύ εξόδου 1,5 KW, 35-100 Hz, μέγιστο 850).

Το μικρό μέγεθος (<15cm, TL) της B. πέστροφας βρέθηκε σε θέσεις με εύρος ταχύτητας από 0 έως 0.5 ms^{-1}. Στο σημείο αυτό πρέπει να σημειωθεί ότι οι καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III που αφορούν δεδομένα ιχθυοπανίδας τα οποία συλλέχθηκαν στον Βοϊδομάτη και στον Εύηνο παράχθηκαν με τη βοήθεια πολυωνύμων πέμπτου βαθμού. Οι αντίστοιχες καμπύλες που παράχθηκαν από δεδομένα στους ποταμούς Ευρώτα, στο ρέμα Δροσοπηγή Φλώρινας και στον Ορεινό Αχελώο (κατάντη του φράγματος Μεσοχώρας) επεξεργάστηκαν και παράχθηκαν με τη βοήθεια του στατιστικού πακέτου R Core Team (2014).

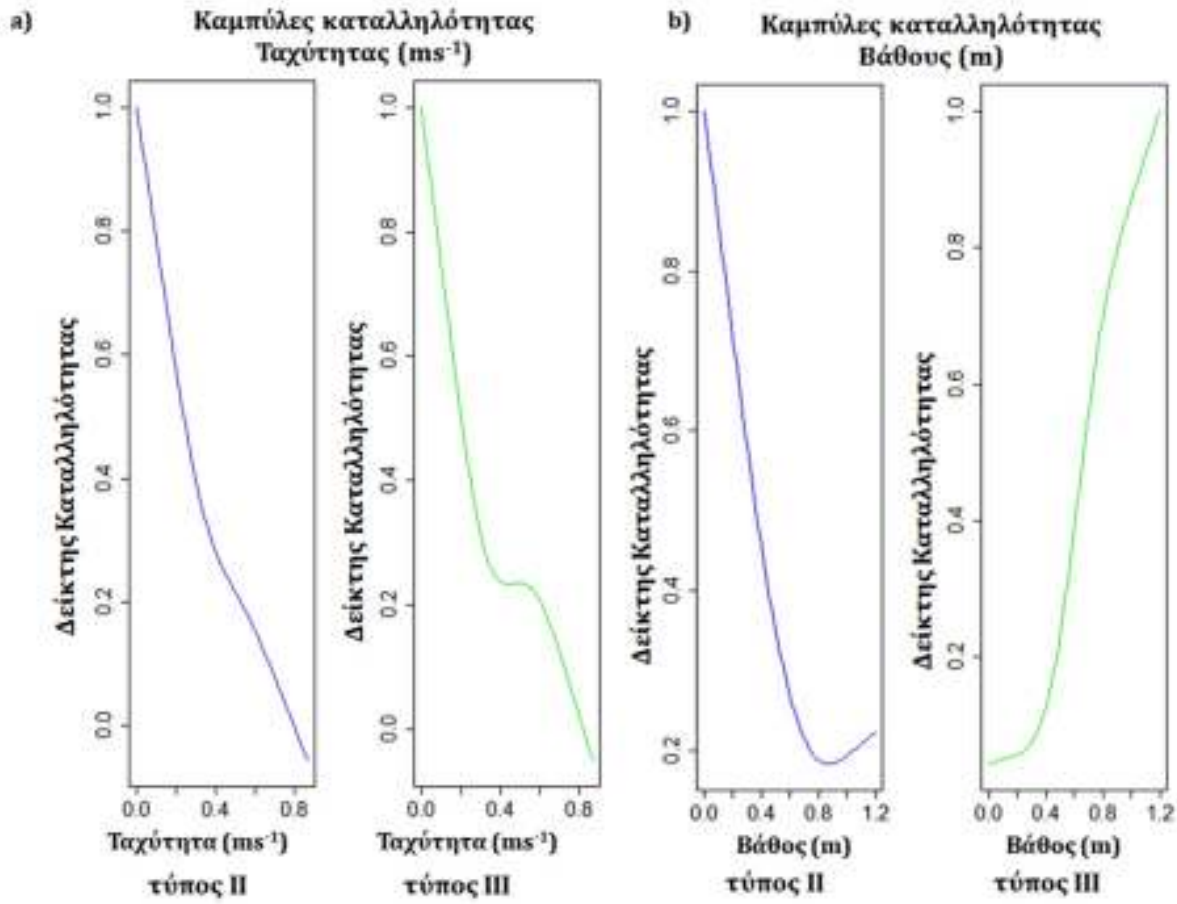


Γράφημα 3.17 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III, *Salmo farioides,* <15cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους στον ορεινό Αχελώο (κατάντη φράγματος Μεσοχώρας)



Γράφημα 3.18 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Salmo farioides*, >15cm, TL: a) ταχύτητας, b) βάθους στον ορεινό Αχελώο (κατάντη φράγματος Μεσοχώρας)

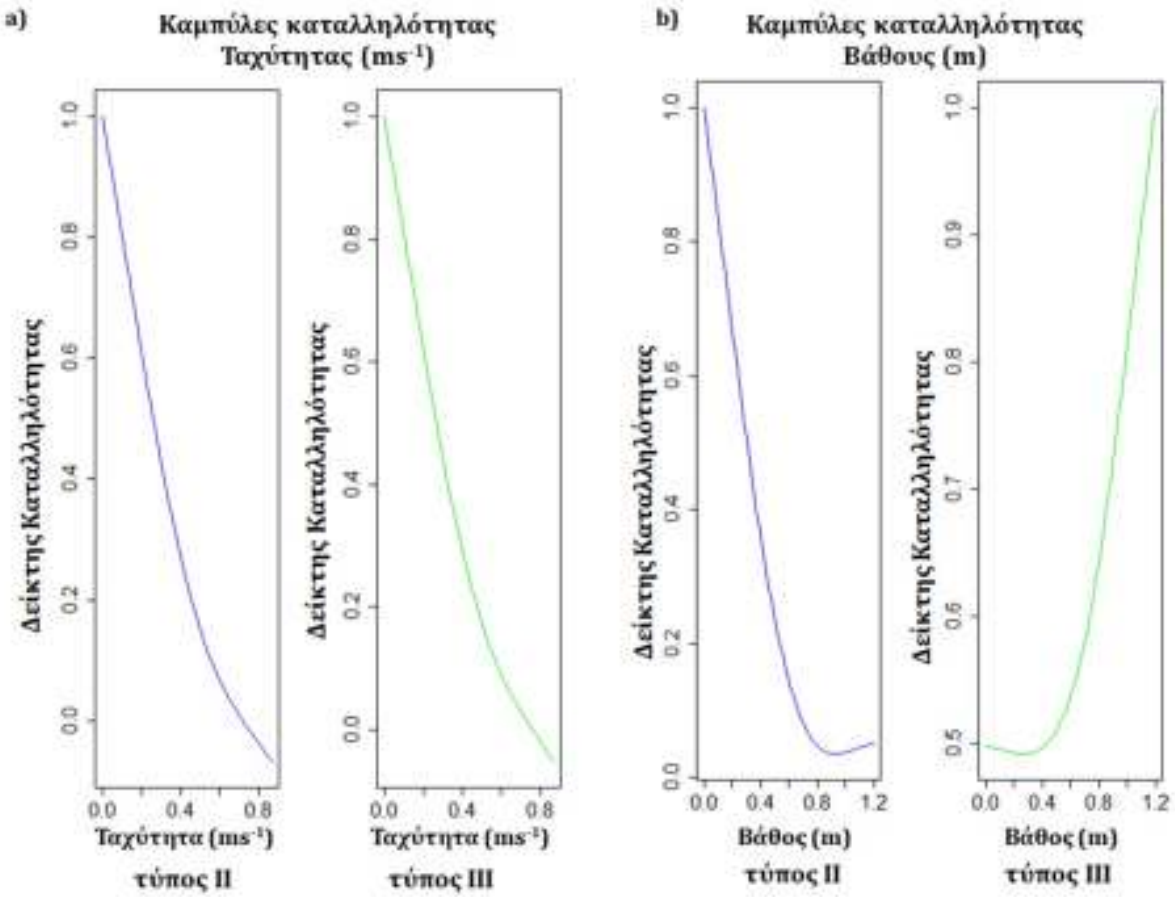
Στις εικόνες 3.19 έως 3.21 απεικονίζονται καμπύλες καταλληλότητας τύπου II και III a) ταχύτητας (πάνω) και b) βάθους (κάτω) για τρία ενδημικά είδη ιχθυοπανίδας του ποταμού Ευρώτα. Συγκεκριμένα στο γράφημα 3.19 απεικονίζονται τα δεδομένα για τη Μενίδα (*Tropidophoxinellus spartiaticus*),



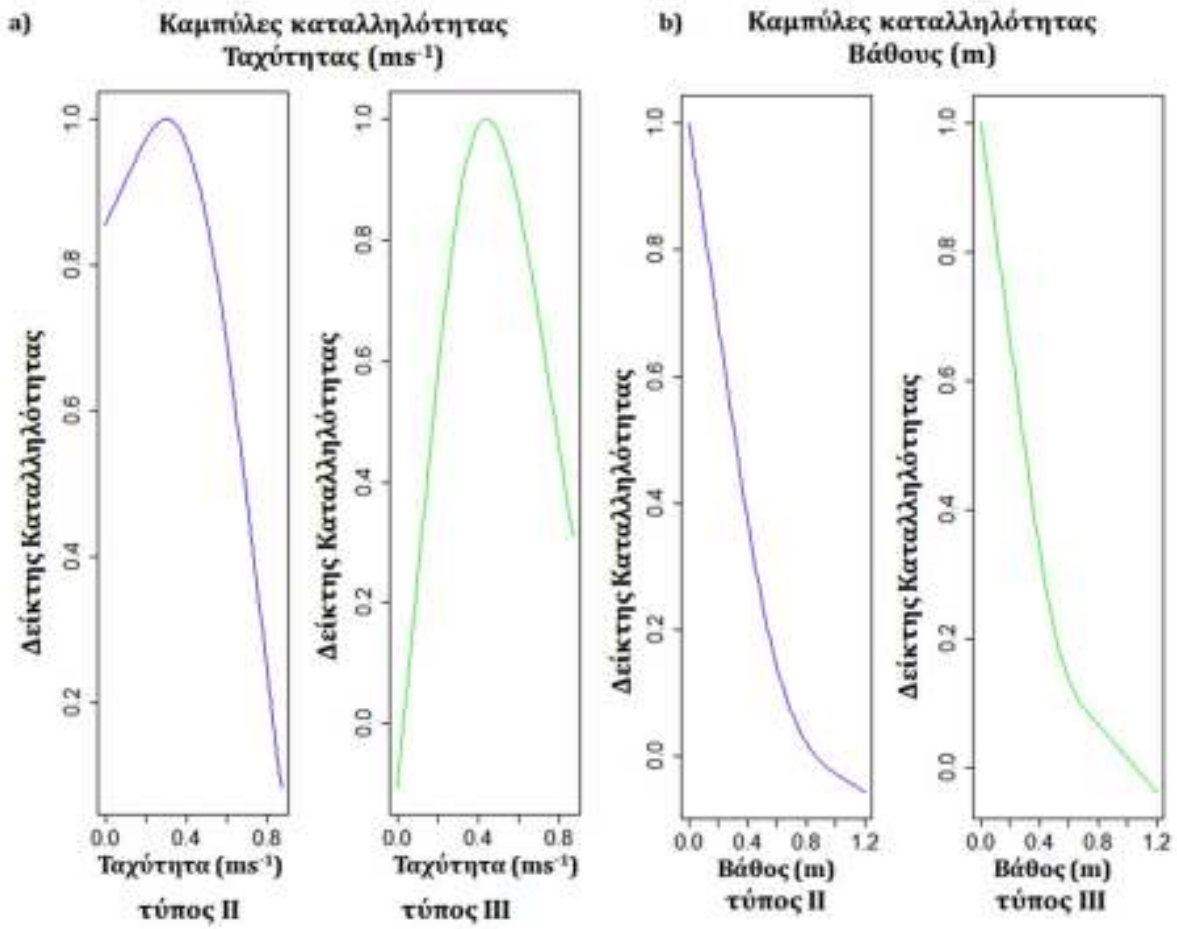
Γράφημα 3.19 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III, *Tropidophoxinellus spartiaticus*:

a) ταχύτητας, b) βάθους, στον ποταμό Ευρώτα

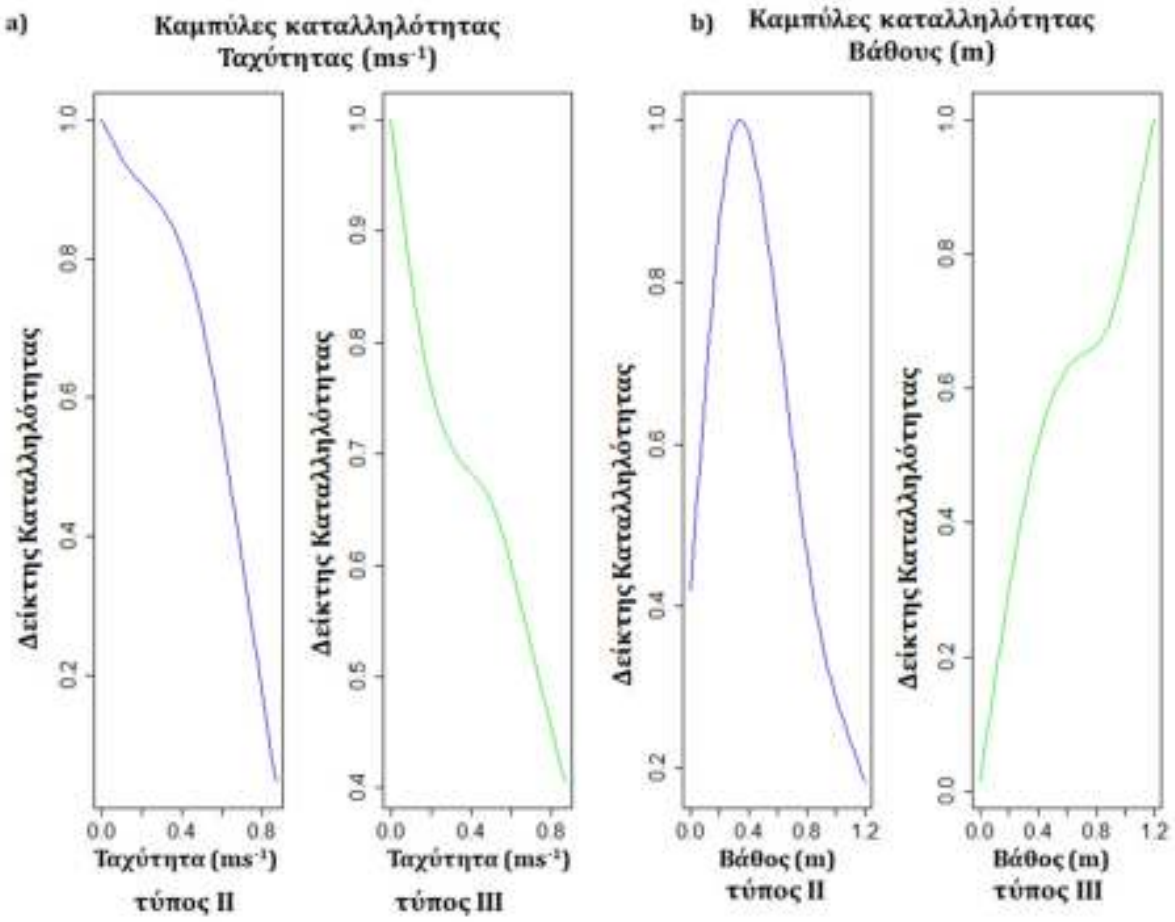
Στο γράφημα 3.20 τα αντίστοιχα δεδομένα για τον Λακωνικό πελασγό (*Pelasgus laconicus*), και τέλος στις εικόνες 3.21 και 3.22 τα αντίστοιχα δεδομένα για δύο μεγέθη της Κεαδικής Μενίδας (*Squalius keadicus*). Το είδος αυτό βρίσκεται σε αφθονία στον Ευρώτα, με αποτέλεσμα να αναπτυχτούν καμπύλες για δύο τάξεις μεγέθους, μικρό μέγεθος (<10 cm, TL) και μεγάλο μέγεθος (> 10 cm, TL). Στις περιπτώσεις όπου τα ψάρια έδειχναν προτίμηση σε ομάδες (κοπάδια), χρησιμοποιήθηκε η σχέση log+1 για να μετασχηματισθεί ο αριθμός των παρατηρήσεων των ψαριών ανά θέση, όπως έχει ήδη εφαρμοστεί και σε προηγούμενες μελέτες (Brosse & Lek, 2000, Fukuda et al., 2011, Vardakas et al., 2017).



Γράφημα 3.20 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III, *Pelasgus laconicus*:
a) ταχύτητας, b) βάθους στον ποταμό Ευρώτα

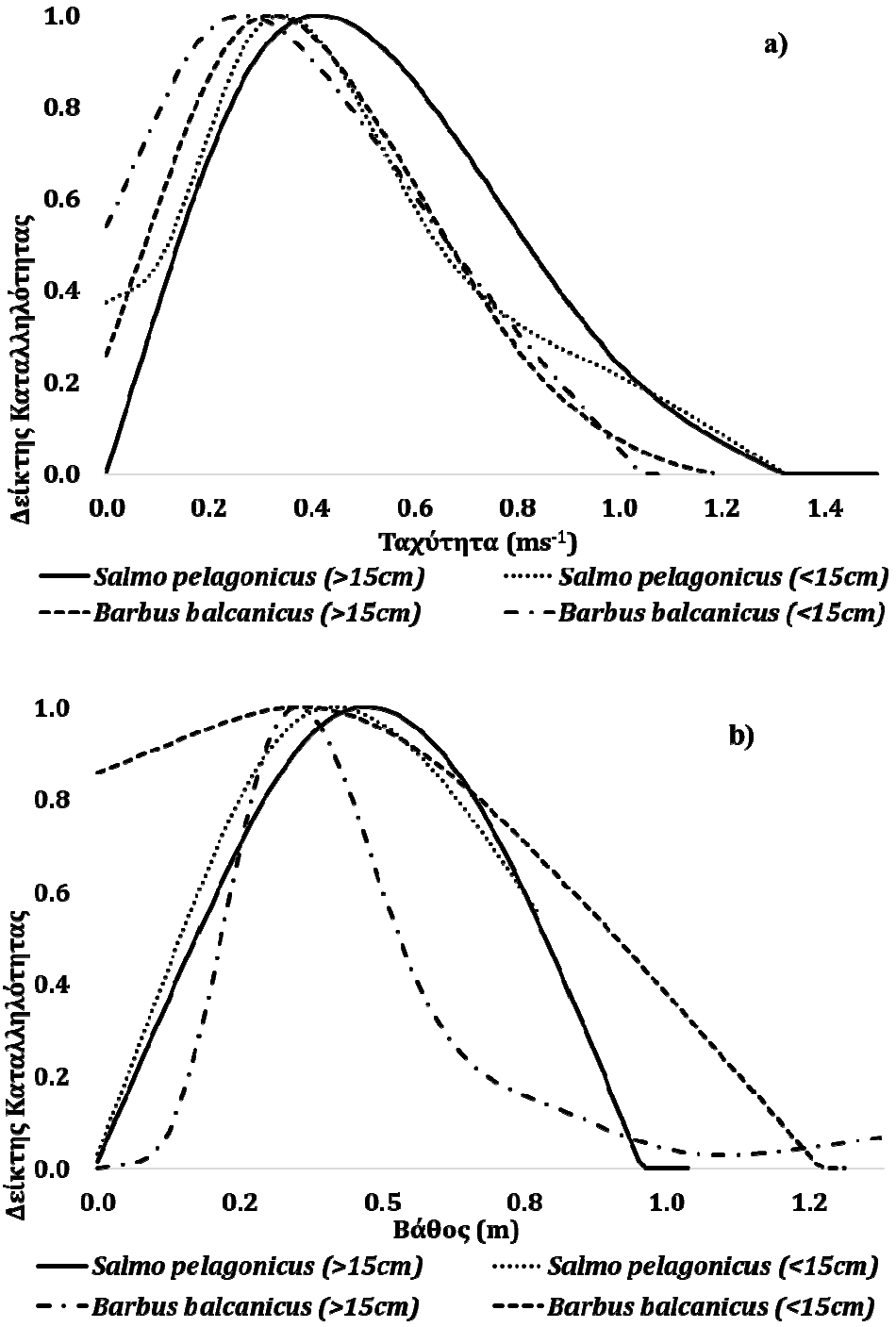


Γράφημα 3.21 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius keadicus*: <10cm TL, a) ταχύτητας, b) βάθους στον ποταμό Ευρώτα



Γράφημα 3.22 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II & III *Squalius keadicus* >10cm TL, a) ταχύτητας, b) βάθους στον ποταμό Ευρώτα

Στο γράφημα 3.23 απεικονίζονται καμπύλες καταλληλότητας τύπου II, a) ταχύτητας (πάνω) και b) βάθους (κάτω) για δύο μεγέθη της πέστροφας (*Salmo pelagonicus*) και της μπριάνας (*Barbus balcanicus*) στο ρέμα Δροσοπηγή Φλώρινας.



Γράφημα 3.23 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου II: a) ταχύτητας, b) βάθους για δυο μεγέθη των *Salmo pelagonicus* και *Barbus balcanicus* στο ρέμα Δροσοπηγή Φλώρινας

Οι ψευδοκώδικες που αναπτύχθηκαν στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής για τις καμπύλες καταλληλότητας υπάρχουν στο διαδικτυακό χώρο φιλοξενίας κώδικα Github και είναι διαθέσιμοι εδώ: https://github.com/ChristinaPapadaki/Habitat-Suitability-Curves-and-Weighted-Usable-Area.git με ελεύθερη πρόσβαση.

3.2 Υδροδυναμική προσομοίωση

3.2.1 Μεθοδολογία

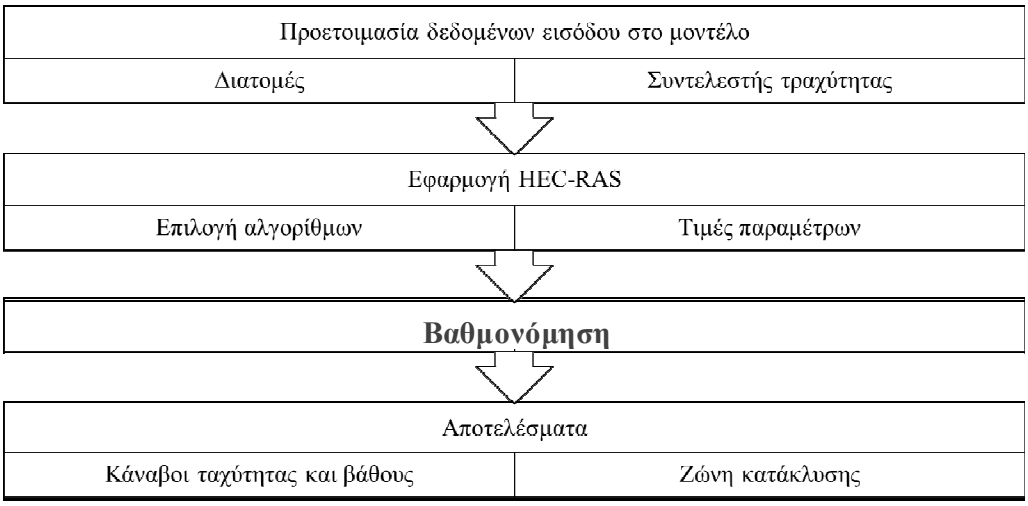
Αναπόσπαστο κομμάτι της μεθοδολογίας προσομοίωσης ενδιαιτημάτων αποτελεί η προσομοίωση σεναρίων παροχής με υδροδυναμικά μοντέλα μίας και δύο διαστάσεων. Η υδροδυναμική προσομοίωση χρησιμοποιήθηκε για τον υπολογισμό του βάθους ροής, του πλάτους ροής και της ταχύτητας ροής. Στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής και σε συνεργασία με την ομάδα εργασίας του ερευνητικού προγράμματος με τίτλο «Σύστημα εκτίμησης της αποδεκτής οικολογικής παροχής σε ποτάμια της Ελλάδας» (ECOFLOW) εφαρμόστηκε μονοδιάστατο υδραυλικό μοντέλο HEC-RAS (v4.1, USACE) σε τρία αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου (Μεσοχώρα Ανάντη, Μεσοχώρα Κατάντη και Τριπόταμο). Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι στο συγκεκριμένο υποκεφάλαιο γίνεται περιγραφή των μοντέλων ως γενικότερη συμμετοχή τους στη μεθοδολογία εκτίμησης των οικολογικών παροχών καθώς δεν αποτελούν το κύριο αντικείμενο της διατριβής.

Η χρησιμότητα των υδροδυναμικών μοντέλων έγκειται στην παραγωγή αποτελεσμάτων βάθους και ταχύτητας για διαφορετικά σενάρια παροχής όπου δεν υπάρχουν διαθέσιμες μετρήσεις ταχύτητας και βάθους. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων συνδυάστηκαν σε επόμενο στάδιο με μοντέλα προσομοίωσης (υποκεφάλαιο 3.1), με στόχο την εκτίμηση της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας για κάθε ένα από τα σενάρια αυτά και τελικά την εκτίμηση οικολογικής παροχής.

Το HEC-RAS είναι ένα καλά εδραιωμένο μοντέλο που χρησιμοποιείται ευρέως στον σχεδιασμό υδραυλικών έργων στην Ελλάδα από μηχανικούς. Η αξιοπιστία και η ακρίβεια των αποτελεσμάτων του αναγνωρίζεται διεθνώς, ενώ υπάρχει η δυνατότητα διακριτοποίησης των διατομών σε επιμέρους κελιά προσεγγίζοντας τη ψευδο–δισδιάστατη (pseudo-2D) προσομοίωση της ροής, σύμφωνα με την μεθοδολογία

Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής (IFIM)[12]. Η ταχύτητα ροής υπολογίζεται σε κάθε κελί και αυτός είναι ένας από τους βασικούς λόγους για τους οποίους χρησιμοποιήθηκε στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής, καθώς η εκτίμηση μια ενιαίας ταχύτητας σε όλο το πλάτος μιας διατομής όπως συνηθίζεται στα μονοδιάστατα υδραυλικά μοντέλα δεν είναι αντιπροσωπευτική των συνθηκών που υπάρχουν τα ψάρια στα ποτάμια.

Το HEC-RAS είναι μοντέλο μονοδιάστατης ροής (επίπεδη στάθμη νερού σε κάθε διατομή, μεταβολή της ταχύτητας μόνο κατά μήκος του ποταμού), το οποίο επιλύει αριθμητικά τις μονοδιάστατες Εξισώσεις Αβαθών Υδάτων (1-D Saint Venant Equations), με τη βοήθεια ενός σχήματος πεπερασμένων διαφορών. Για την προσομοίωση εφαρμόστηκαν τα στάδια όπως παρουσιάζονται και αναλύονται στη συνέχεια (γράφημα 3.24).



Γράφημα 3.24 Στάδια εφαρμογής υδραυλικής προσομοίωσης με το HEC-RAS.

Η επιλογή του τμήματος του ποταμού για την εφαρμογή της υδροδυναμικής προσομοίωσης με στόχο την εκπροσώπηση ενδιαιτημάτων που χρησιμοποιούν οι οργανισμοί ενδείκτες είναι καθοριστικής σημασίας. Συνεπώς ως βάση των μοντέλων αρχικά επιλέχθηκαν αντιπροσωπευτικά τμήματα ποταμών σύμφωνα με τη χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων όπως αναλύθηκε στο υποκεφάλαιο 3.1.1. Στη συνέχεια ακολούθησε τοπογραφική αποτύπωση σε όλο το μήκος και πλάτος των

[12] Η IFIM είναι ένα εργαλείο υποβοήθησης λήψης αποφάσεων. Αναπτύχθηκε το 1970 από διεπιστημονική ομάδα με σκοπό να συνδυάσει και να καλύψει τις απαιτήσεις σχεδίων διαχείρισης για τους υδατικούς πόρους με τις ανάγκες διατήρησης της βιοποικιλότητας σε αδιατάρακτες συνθήκες (συνθήκες αναφοράς). Εμπεριέχει τεχνικές αναλυτικών διαδικασιών και υπολογιστικών μεθόδων, οι οποίες προσπαθούν να αξιολογήσουν τα αποτελέσματα των οριακών μεταβολών της ροής ενός ποταμού στη δομή της κοίτης, στην ποιότητα του νερού, στη θερμοκρασία και στη διαθεσιμότητα των κατάλληλων ενδιαιτημάτων σε μικροκλίμακα.

αντιπροσωπευτικών τμημάτων για το στήσιμο των μοντέλων με τη χρήση τοπογραφικών GPS. Ο εξοπλισμός που χρησιμοποιήθηκε ήταν διπλόσυχνος δέκτης GPS και ασύρματη συσκευή ελέγχου των δεκτών (σταθμός βάσης) (εικόνα 3.25).

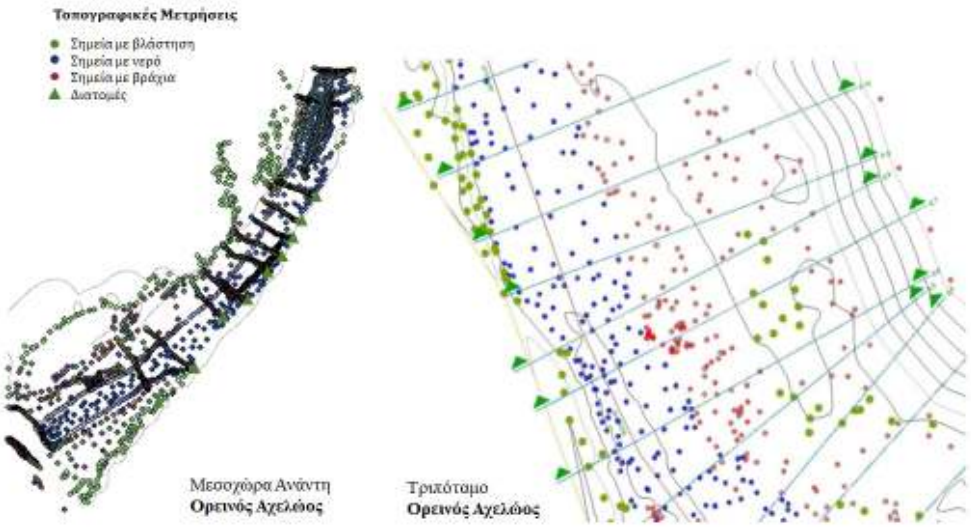
Γράφημα 3.25 Εργασίες πεδίου για τη συλλογή δεδομένων για την εφαρμογή των υδραυλικών και υδροδυναμικών μοντέλων

Με την τοπογραφική αποτύπωση, σε κάθε σημείο μέτρησης δόθηκε και ένας κωδικός ανάλογα με τον τύπο υποστρώματος της κοίτης στο σημείο (άμμος, κροκάλες, βράχια, κ.α) (πίνακας 3.7). Οι τύποι υποστρώματος που χρησιμοποιήθηκαν στα μοντέλα ταυτίζονται με τους τύπους που χρησιμοποιήθηκαν στα μοντέλα προσομοίωσης ενδιαιτημάτων σε επόμενο στάδιο της μεθοδολογίας. Επίσης κατά τη διάρκεια της αποτύπωσης χρησιμοποιήθηκαν δύο επιπλέον κωδικοί με το αν υπήρχε ή όχι βλάστηση και με το αν κατακλύζονταν ή όχι με νερό.

Πίνακας 3.7 Κατηγορίες και κωδικοί τύπων υποστρώματος

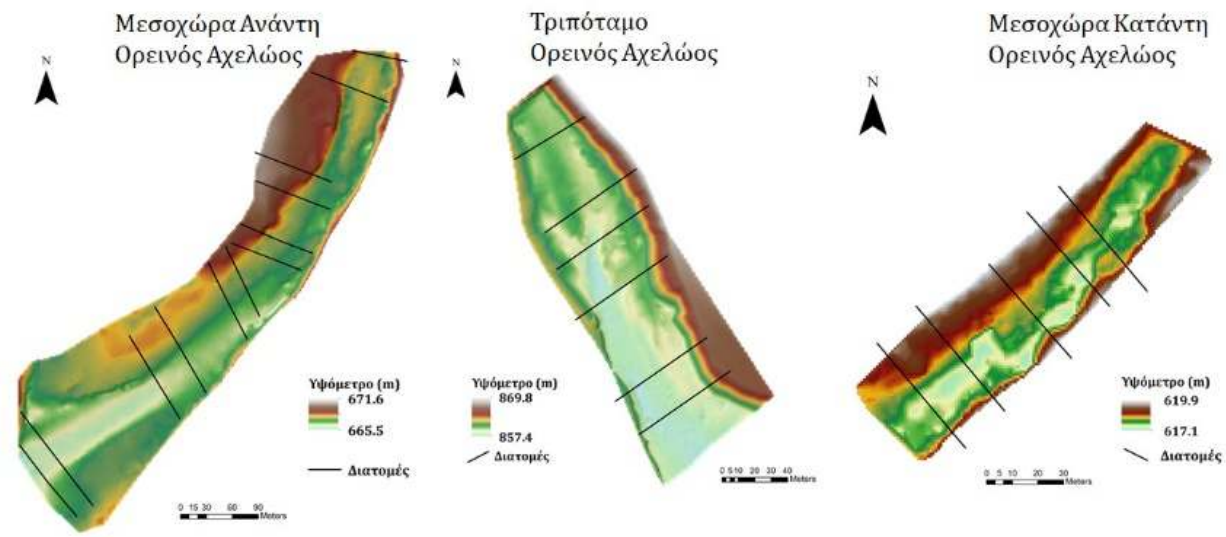
Τύπος υποστρώματος		Μέγεθος (mm)	Κωδικοί
1	Βλάστηση	–	Β
2	Ιλύς	< 0.06	Υ
3	Άμμος	0.06 – 0.02	Α
4	Χαλίκια	0.02 – 64	Χ
5	Κροκάλες	64 – 264	Κ
6	Βράχια	< 264	Β

Οι μετρήσεις των τοπογραφικών σημείων (γράφημα 3.26) ήταν ανά 1–2 μέτρα για να καλύψουν τις αλλαγές στο βάθος, στην κλίση του ποταμού αλλά και φυσικά εμπόδια (νησίδες, βλάστηση, κτλ). Ο απαιτούμενος χρόνος για κάθε περίπτωση κυμάνθηκε περίπου στις 8 ώρες.



Γράφημα 3.26 Υψομετρικά σημεία με διαφορετική κωδικοποίηση σε αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου

Οι μετρήσεις του GPS (σημεία με x,y,z) χρησιμοποιήθηκαν για την κατασκευή Ψηφιακών Μοντέλων Εδάφους (DTM) των αντιπροσωπευτικών τμημάτων με τη χρήση γεωγραφικών πληροφοριακών συστημάτων (ΓΠΣ) (γράφημα 3.27). Στη συνέχεια ορίστηκαν κάθετα στη διεύθυνση ροής, διατομές στις οποίες έγιναν οι υδραυλικοί υπολογισμοί. Για τον ορισμό των θέσεων των διατομών παράχθηκαν οι μηκοτομές των αντιπροσωπευτικών τμημάτων μέσω των οποίων εντοπίστηκαν θέσεις με σημαντικές αλλαγές στην κλίση της κοίτης του ποταμού και αλλαγές σε τύπους υδρομορφολογικών μονάδων (ΥΜΜ). Στις θέσεις αυτές χαράχθηκαν οι διατομές. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι ορίστηκαν αρχικά 31 διατομές για το αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη, 12 διατομές για τη Μεσοχώρα Κατάντη, και 27 διατομές για το Τριπόταμο στον ορεινό Αχελώο. Επίσης, έγιναν υδρομετρήσεις σε τουλάχιστον πέντε σημεία κατά μήκος των διατομών (βάθους με τη χρήση σταδίας και ταχύτητας με τη χρήση μυλίσκου OTT C20).



Γράφημα 3.27 Ψηφιακά μοντέλα αναγλύφου αντιπροσωπευτικών τμημάτων στον ορεινό Αχελώο

Μετά τον καθορισμό των θέσεων των διατομών ακολούθησε ο ορισμός του συντελεστή τραχύτητας σε κάθε διατομή. Ο αρχικός συντελεστής τραχύτητας ορίστηκε με βάση πίνακες από την βιβλιογραφία και τον τύπο υποστρώματος της κοίτης που παρατηρήθηκε κατά την τοπογραφική αποτύπωση (Chow, 1959). Η τιμή του συντελεστή κυμαίνεται από 0.024 έως 0.075 υπό κανονικές συνθήκες σύμφωνα με τον Barnes, (1967) ενώ σύμφωνα με το εγχειρίδιο χρήσης του HEC-RAS, για ορεινούς ποταμούς με κροκάλες από 0.04 ως 0.07.

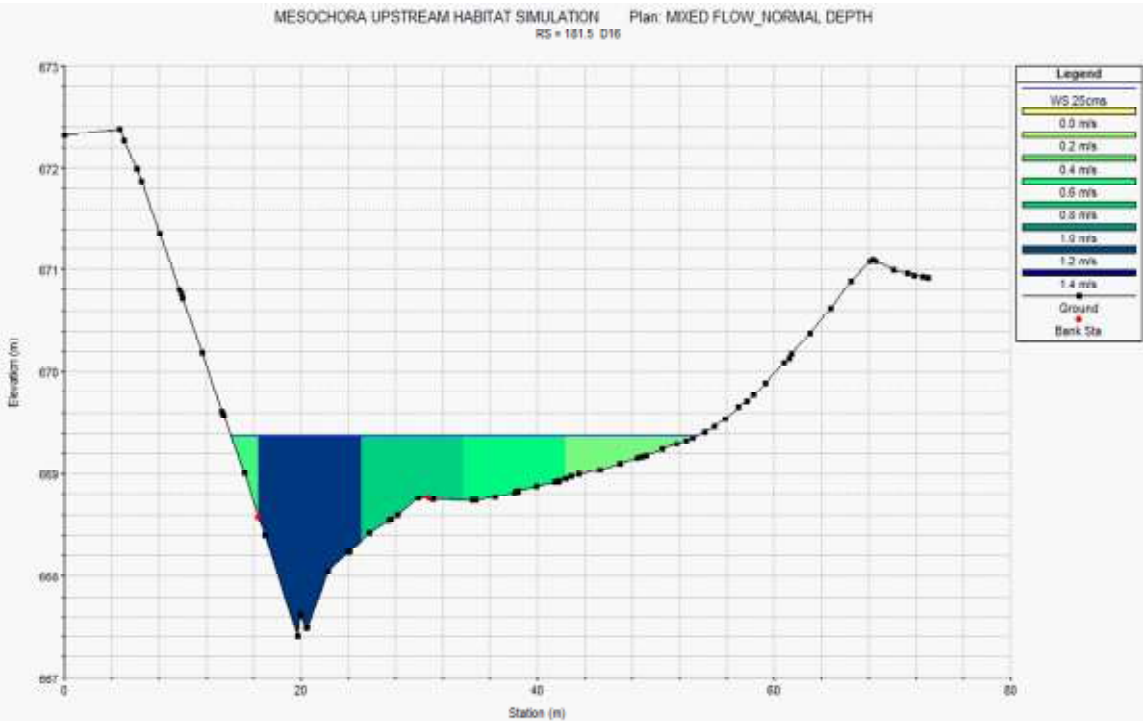
Ο τελικός συντελεστής τραχύτητας κάθε διατομής ορίστηκε μετά από τη διαδικασία βαθμονόμησης του μοντέλου. Η προσομοίωση έγινε για συνθήκες μόνιμης ροής (σταθερή παροχή στη διάρκεια του χρόνου), ενώ ορίστηκαν αρχικές και οριακές συνθήκες για τα αντιπροσωπευτικά τμήματα.

Για τις οριακές συνθήκες χρησιμοποιήθηκαν σενάρια των παροχών που προσομοιώθηκαν από τα υδροδυναμικά μοντέλα. Σε κάθε περίπτωση προσομοιώθηκαν πάνω από δέκα σενάρια. Η στάθμη νερού που αντιστοιχεί στο κάθε σενάριο παροχής στην πιο ανάντη και κατάντη διατομή του τμήματος ποταμού που μελετάται χρησιμοποιήθηκε για τον ορισμό των οριακών συνθηκών.

Για την εισαγωγή των αρχικών συνθηκών χρησιμοποιήθηκαν μετρημένες στάθμες σε εφτά διατομές ελέγχου. Λόγω της μονοδιάστατης ροής, σε κάθε διατομή υπολογίστηκε μία στάθμη ελεύθερης επιφάνειας και ένα μέσο ύψος κινητικής

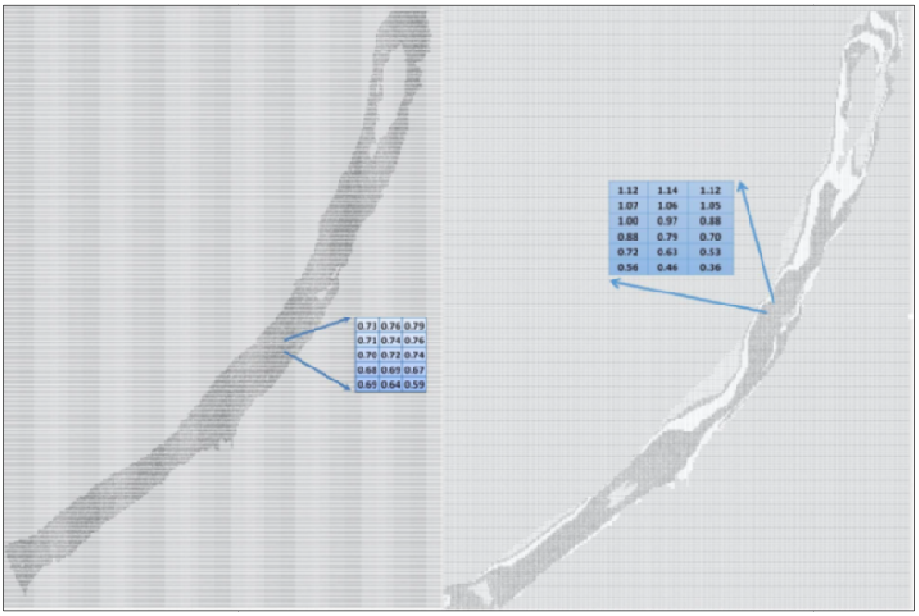
ενέργειας. Από τη μία διατομή στην άλλη το προφίλ της ελεύθερης επιφάνειας υπολογίστηκε με επίλυση της εξίσωσης ενέργειας κάνοντας χρήση μιας επαναληπτικής διαδικασίας που ονομάζεται μέθοδος ολοκληρώσεως σταθερού βήματος (standard step method). Ωστόσο για την αποτελεσματικότερη εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων για τα ψάρια από πλευράς ταχύτητας, η κάθε διατομή διακριτοποιήθηκε σε επιμέρους τμήματα (κελιά) όπου σε κάθε κελί ορίστηκε διαφορετικός συντελεστής τραχύτητας *Manning n* (γράφημα 3.28). Ο αριθμός των κελιών ορίστηκε με βάση την τοπογραφία και το υπόστρωμα. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα για δεδομένη στάθμη νερού το μέσο ύψος της ενέργειας να προκύπτει ως μέσος όρος των υψών ενέργειας των διαφόρων τμημάτων της διατομής.

Μετά το στήσιμο των μοντέλων ακολούθησε η βαθμονόμηση τους ώστε τα αποτελέσματα τους να είναι συγκρίσιμα με τις πραγματικές μετρήσεις. Η βαθμονόμηση έγινε μέσω του συντελεστή τραχύτητας, μεταβάλλοντας τον μέχρις ότου οι τιμές των προσομοιώσεων να πλησιάζουν σε μετρημένες τιμές στάθμης και ταχύτητας για ορισμένες κρίσιμες διατομές των αντιπροσωπευτικών τμημάτων.



Γράφημα 3.28 Διατομή με απεικόνιση των διακριτοποιημένων κελιών με διαφορετικές ταχύτητες (Μεσοχώρα Ανάντη, ορεινός Αχελώος)

Τελικό στάδιο των προσομοιώσεων ήταν η εξαγωγή αποτελεσμάτων βάθους και ταχύτητας ροής για κάθε μελετώμενο σενάριο, Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων εξήχθησαν σε αρχεία κειμένου (ASCII) (γράφημα 3.29) και με περαιτέρω επεξεργασία των ASCII μέσα από περιβάλλον Γεωγραφικών Πληροφοριακών Συστημάτων (ΓΠΣ), (ESRI, ArcGIS Desktop: Release 10.1 - 10.4.1; Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute) μετατράπηκαν σε ψηφιδωτά (raster) για κάθε σενάριο παροχής που εξετάστηκε, για τη μετέπειτα επεξεργασία τους σε συνδυασμό με τις Καμπύλες Καταλληλότητας Ενδιαιτημάτων Ιχθυοπανίδας με στόχο την εκτίμηση της οικολογικής παροχής. Η δομή των αρχείων ως προς το μέγεθος του κελιού βασίστηκε στην τοπογραφία και διαμορφώθηκε στο 1 m.



Γράφημα 3.29 Κάναβος ταχύτητας (αριστερά) και βάθους (δεξιά) ως αποτέλεσμα υδραυλικής προσομοίωσης (HEC-RAS) για ένα σενάριο παροχής από αρχεία κειμένου (ASCII)

3.2.2 Αποτελέσματα και συζήτηση προσομοιώσεων συνθηκών βάθους και ταχύτητας με υδραυλικά – υδροδυναμικά μοντέλα

Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων των υδροδυναμικών μοντέλων αφορούν τις παραμέτρους της ταχύτητας και του βάθους. Οι μετρημένες παροχές για τις οποίες πραγματοποιήθηκε βαθμονόμηση των μοντέλων όσον αφορά το αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) ήταν 4 m^3s^{-1} και 8.8 m^3s^{-1}, για τη Μεσοχώρα Κατάντη (ορεινός Αχελώος) 2 m^3s^{-1} και για το Τριπόταμο (ορεινός Αχελώος) 0.26 m^3s^{-1} (πίνακας 3.8) .

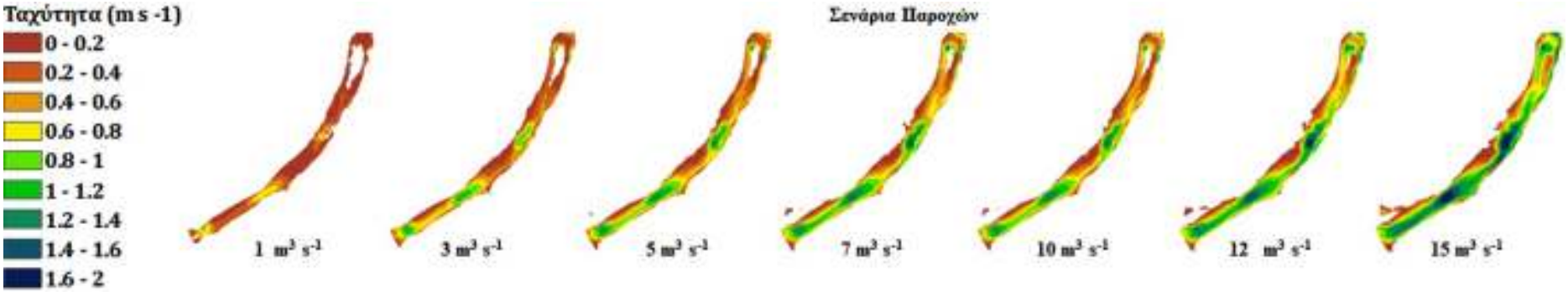
Πίνακας 3.8 Ενδεικτικές συντεταγμένες περιοχών μελέτης

Ημερομηνία μέτρησης	Ποτάμι	Περιοχή μελέτης	ΕΓΣΑ 87 Υ	ΕΓΣΑ 87 Χ	Υψόμετρο (m)
Σεπτέμβριος 2015	Αχελώος	**Μεσοχώρα (Κατάντη)**	4369070.719	264233.3699	612.00
Οκτώβριος 2013	Αχελώος	**Μεσοχώρα (Ανάντη)**	4373402.673	270009.7408	674.00
Οκτώβριος 2013	Αχελώος	**Τριπόταμο**	4387634.634	266289.0893	867.00

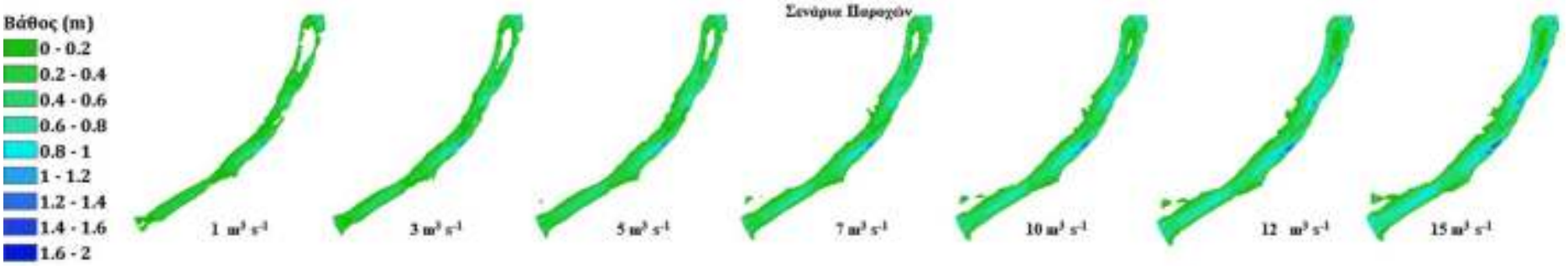
Όσον αφορά το τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) και με βάση την εφαρμογή του ψευδο–δισδιάστατου μοντέλου HEC–RAS, οι τελικές τιμές του συντελεστή τραχύτητας *Manning n* ως προς την κύρια κοίτη κυμάνθηκαν μεταξύ 0.023 και 0.044. Για τις οριακές συνθήκες εφαρμόστηκαν συνθήκες μόνιμης ροής, όπου για την ανάντη διατομή χρησιμοποιήθηκαν οι παράμετροι της στάθμης και της κλίσης γραμμής ενέργειας με βάση μετρημένες τιμές.

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι μεγαλύτερη λεπτομέρεια ως προς τις περιοχές μελέτης καθώς και ως προς το συνδυασμό των αποτελεσμάτων υδροδυναμικής προσομοίωσης με τις καμπύλες προσομοίωσης ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας για την εκτίμηση οικολογικών παροχών, αναφέρονται στο κεφάλαιο 4 με τις εφαρμογές.

Στο γράφημα 3.30 και 3.31 απεικονίζονται για εφτά ενδεικτικά σενάρια παροχής, με ψευδο–δισδιάστατη προσομοίωση με το HEC-RAS αποτελέσματα ταχύτητας και βάθους αντίστοιχα, για το αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη στον ορεινό Αχελώο. Με βάση τα αποτελέσματα των μοντέλων παρατηρήθηκε ότι η επίδραση του συντελεστή τραχύτητας είναι πιο έντονη στην παράμετρο της ταχύτητας και ιδιαίτερα σε μεγάλες παροχές όπου η ταχύτητα μεταβάλλεται περισσότερο σε σχέση με το βάθος.

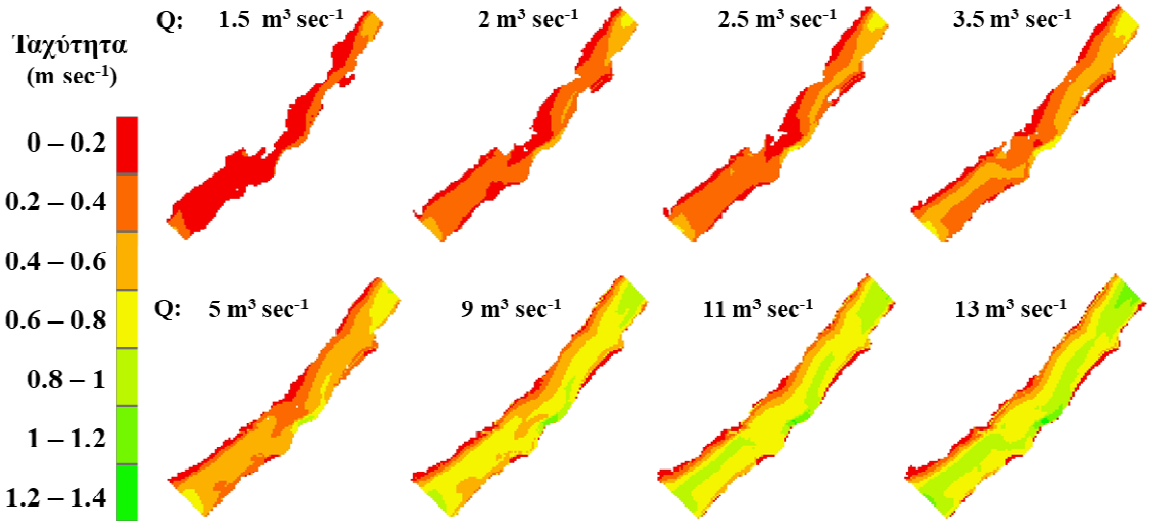


Γράφημα 3.30 Αποτελέσματα ταχύτητας για 7 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος)

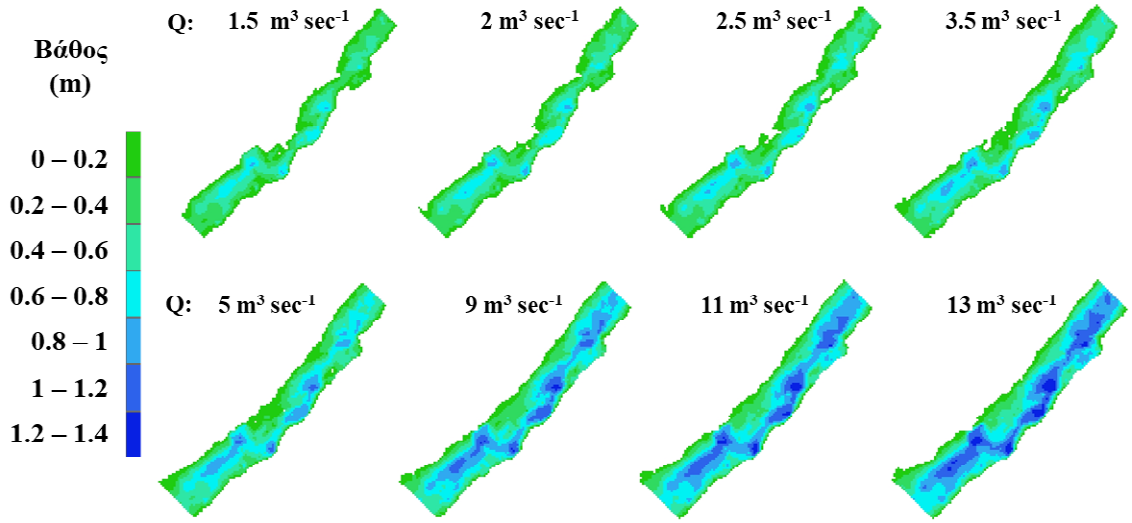


Γράφημα 3.31 Αποτελέσματα βάθους για 7 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για τη Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος)

Στις εικόνες 3.32 και 3.33 απεικονίζονται τα αποτέλεσμα ταχύτητας και βάθους που αφορούν ψευδο–δισδιάστατη προσομοίωση με το HEC-RAS για οχτώ σενάρια παροχής στο αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Κατάντη (ορεινός Αχελώος). Οι αναμενόμενες τιμές του συντελεστή τραχύτητας είναι κοντά στο 0.07 εξαιτίας του ανάγλυφου της περιοχής εφόσον πρόκειται για ορεινή περιοχή.

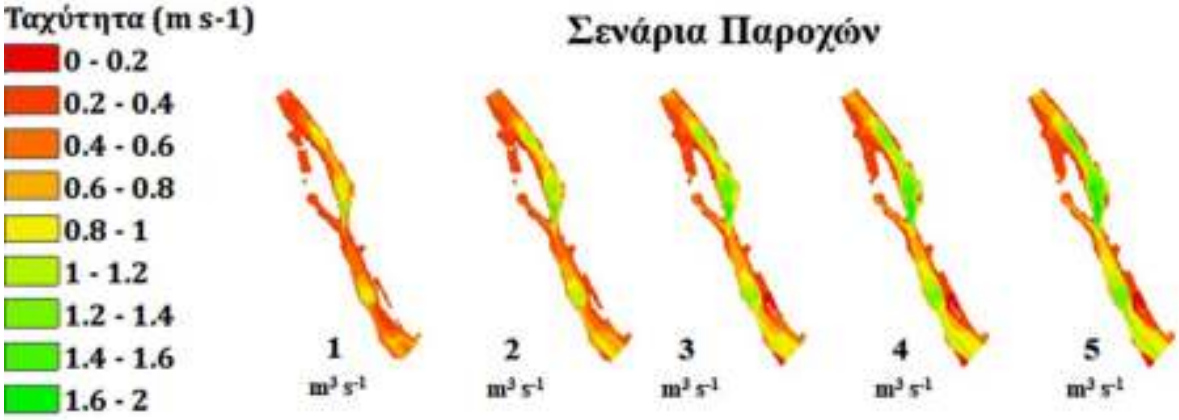


Γράφημα 3.32 Αποτελέσματα ταχύτητας για 8 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS, Μεσοχώρα Κατάντη (ορεινός Αχελώος)

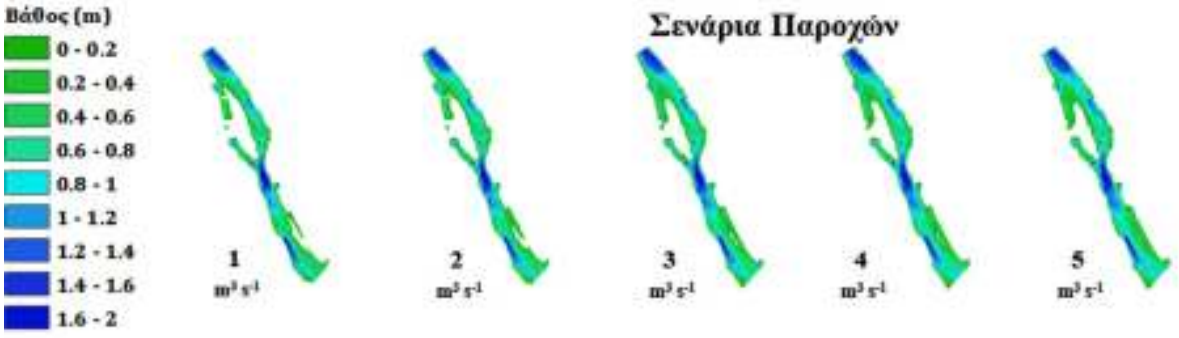


Γράφημα 3.33 Αποτελέσματα βάθους για 8 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS, Μεσοχώρα Κατάντη (ορεινός Αχελώος)

Στις εικόνες 3.34 και 3.35 απεικονίζονται τα αποτέλεσμα ταχύτητας και βάθους που αφορούν ψευδο–δισδιάστατη προσομοίωση με το HEC-RAS για δέκα σενάρια παροχής στο αντιπροσωπευτικό τμήμα Τριπόταμο (ορεινός Αχελώος). Για το τμήμα του ορεινού Αχελώου, Τριπόταμο οι αντίστοιχες τιμές του *Manning n* κυμάνθηκαν από 0.055 έως 0.08 για την κύρια κοίτη και 0.03 έως 0.047 για την πλημμυρική ζώνη.



Γράφημα 3.34 Αποτελέσματα ταχύτητας για πέντε σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για το Τριπόταμο (ορεινός Αχελώος)



Γράφημα 3.35 Αποτελέσματα βάθους για πέντε σενάρια παροχής, προσομοίωση με το HEC-RAS για το Τριπόταμο (ορεινός Αχελώος)

3.3 Σύνθετος δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και εκτίμηση κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας με ορισμό κριτηρίου βελτιστοποίησης

3.3.1 Μεθοδολογία

Η εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας έγινε με τη βοήθεια ενός σύνθετου δείκτη. Ο δείκτης αυτός ενσωματώνει τα αποτέλεσμα όλων των παραμέτρων που διαμορφώνουν τις συνθήκες που χρειάζονται οι οργανισμοί για την ομαλή διαβίωσή τους.

Αρχικά έγινε μετατροπή των επιμέρους υδραυλικών χαρακτηριστικών σε χαρακτηριστικά ενδιαιτήματος για κάθε παράμετρο ξεχωριστά. Συγκεκριμένα αναπτύχθηκαν αλγόριθμοι σε περιβάλλον R (R development Core Team, 2014) με βάση τους οποίους κάθε τιμή σε επίπεδο κελιού από τους κάναβους των αποτελεσμάτων βάθους και ταχύτητας των υδροδυναμικών μοντέλων αντικαταστάθηκε με τιμές δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος, μέσω των αντίστοιχων καμπυλών καταλληλότητας βάθους και ταχύτητας. Η διαδικασία αυτή ακολουθήθηκε για όλα τα σενάρια παροχής. Όσον αφορά τις παραμέτρους του υποστρώματος και της κάλυψης αναπτύχθηκαν αρχεία κειμένου (ASCII) με βάση τα ιστογράμματα καταλληλότητας (υποκεφάλαιο 3.1.4) τα οποία και ενσωματώθηκαν στο περιβάλλον της R ως τμήμα της εκτίμησης του σύνθετου δείκτη καταλληλότητας. Τα αρχεία αυτά παρέμειναν σταθερά για κάθε σενάριο παροχής.

Σε επόμενο στάδιο τα αποτελέσματα των επιμέρους δεικτών καταλληλότητας συνδυάστηκαν ώστε να παραχθούν αποτελέσματα με βάση το σύνθετο δείκτη. Στη διεθνή βιβλιογραφία ο υπολογισμός του σύνθετου δείκτη γίνεται με βάση τις σχέσεις:

1) Αριθμητικός μέσος (arithmetic mean) των επιμέρους δεικτών:

$$CSI_{(i)} = \frac{SI(v) + SI(d) + SI(s) + SI(c)}{i}$$

2) Γεωμετρικός μέσος (geometric mean) των επιμέρους δεικτών:

$$CSI_{(i)} = \sqrt[4]{SI\,(v) \times SI\,(d) \times SI\,(s) \times SI(c)}$$

3) Γινόμενο των επιμέρους δεικτών (product):

$$CSI_{(i)} = SI_{(v)} \times SI_{(d)} \times SI_{(s)} \times SI_{(c)}$$

όπου:

CSI (i): Σύνθετος δείκτης καταλληλότητας

SI(v): Δείκτης Καταλληλότητας για την ταχύτητα

SI(d): Δείκτης Καταλληλότητας για το βάθος

SI(s): Δείκτης Καταλληλότητας για το είδος του υποστρώματος

SI(c): Δείκτης Καταλληλότητας κάλυψης

Ο αριθμητικός μέσος αμβλύνει τις διαφορές, εφόσον αυτές υπάρχουν, ανάμεσα στους επιμέρους δείκτες (Terrel, 1984). Για παράδειγμα, όταν η τιμή του δείκτη καταλληλότητας της ταχύτητας είναι κοντά στη βέλτιστη τιμή (1) και η τιμή του δείκτη καταλληλότητας του βάθους είναι χαμηλή (κοντά στο 0) τότε ο τελικός σύνθετος δείκτης είναι αρκετά ψηλότερος συγκριτικά με το γινόμενό τους, συνεπώς με τον αριθμητικό μέσο θα υπάρχει υψηλή καταλληλότητα ενδιαιτημάτων για το συγκεκριμένο τμήμα του ποταμού, ενώ με το γινόμενο χαμηλή.

Η χρήση του γεωμετρικού μέσου βασίζεται στην υπόθεση ότι όλες οι παράμετροι που συμμετέχουν στον υπολογισμό του δείκτη είναι το ίδιο σημαντικές (Li et al., 1984; Rubec et al., 1999). Ο γεωμετρικός μέσος είναι πιο σταθερός από τον αριθμητικό αφού επηρεάζεται λιγότερο από παρατηρήσεις με πολύ μεγάλες τιμές, ωστόσο ενδείκνυται για δεδομένα που αυξάνονται ή ελαττώνονται με γεωμετρική πρόοδο.

Ο υπολογισμός με το γινόμενο αποτελεί έναν από τους πιο διαδεδομένους τρόπους υπολογισμού του σύνθετου δείκτη και όπως και στην περίπτωση του γεωμετρικού μέσου μηδενίζεται όταν έστω και ένας από τους επιμέρους δείκτες είναι μηδέν (Conallin et al., 2010). Σε κάθε περίπτωση υπολογισμού του σύνθετου δείκτη, οι επιμέρους παράμετροι (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα, κάλυψη) δεν συσχετίζονται μεταξύ τους (Vadas & Orth, 2001).

Τελικό στάδιο για την εκτίμηση των οικολογικών παροχών σύμφωνα με τη μεθοδολογία που περιγράφεται στο πλαίσιο της υφιστάμενης διδακτορικής διατριβής είναι η εκτίμηση της Σταθμισμένης Κατάλληλης Έκτασης[13] (m^2) και η ανάπτυξη της καμπύλης Σταθμισμένης Κατάλληλης Έκτασης (WUA)–Παροχής. Η WUA υπολογίζεται για κάθε σενάριο παροχής ξεχωριστά. Η εκτίμησή της WUA πραγματοποιήθηκε με την εξίσωση 1.

[13] Απόδοση του όρου Weighted Usable Area (WUA) στα ελληνικά.

$$WUA(Q) = \Sigma SI(i) * A(i) \quad (1)$$

όπου:

WUA: Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση για παροχή Q

SI(i): σύνθετος δείκτης καταλληλότητας του κάθε κελιού

A(i,): έκταση του κελιού

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι η WUA λειτουργεί ως δείκτης της ποιότητας και της ποσότητας των ενδιαιτημάτων. Ο δείκτης αυτός παρά το γεγονός ότι σχετίζεται με έκταση (m^2) δεν μπορεί να μετρηθεί πρακτικά στο πεδίο. Στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής αναπτύχθηκαν αλγόριθμοι σε περιβάλλον R, (R development Core Team, 2014) με βάση τους οποίους παράχθηκαν αποτελέσματα εκτίμησης της κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης για τα αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου (Μεσοχώρα Ανάντη, και Μεσοχώρα Κατάντη), ενώ έγιναν και δοκιμές μεταφοράς των δεδομένων ιχθυοπανίδας που συλλέχθηκαν στον Βοϊδομάτη στο τμήμα της Μεσοχώρας Ανάντη και Τριπόταμο, περισσότερες λεπτομέρειες δίνονται στο κεφάλαιο 4 με τις εφαρμογές).

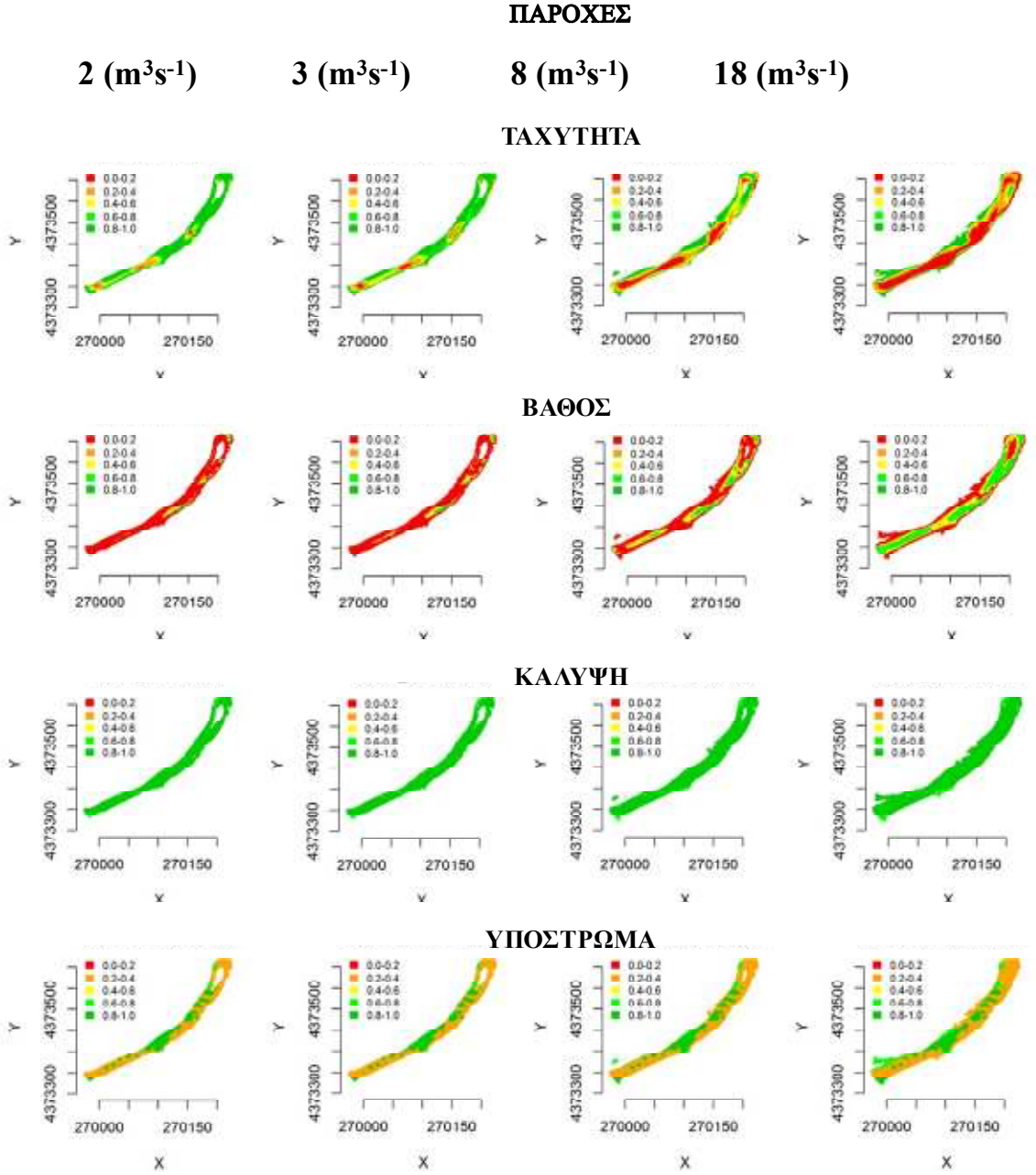
Με βάση αρχικά αποτελέσματα εκτίμησης της WUA από δοκιμαστικές εφαρμογές σε αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου (Μεσοχώρα Ανάντη, Μεσοχώρα Κατάντη και Τριπόταμο) διαπιστώθηκε ότι δεν ήταν εφικτό να γίνει διάκριση εύρους παροχών στο πλαίσιο των οποίων δημιουργούνται ξεκάθαρες κατάλληλες συνθήκες ενδιαιτημάτων πέστροφας. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι οι καμπύλες WUA ενσωματώνουν όλο το φάσμα της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων ακόμα και κελιά (κάναβος υδροδυναμικού μοντέλου) όπου η τιμή του σύνθετου δείκτη καταλληλότητας είναι μικρότερη από 0.2, πρακτικά σχεδόν ακατάλληλες εκτάσεις. Για την αποφυγή φαινομένων που σχετίζονται με υψηλά νούμερα WUA αλλά χαμηλή καταλληλότητα, ενσωματώθηκε στους αλγόριθμους της R ένα κριτήριο βελτιστοποίησης (0.5) με στόχο τον αποκλεισμό των κελιών με τιμές σύνθετου δείκτη χαμηλότερες από 0.5, ώστε να υπολογίζεται αποκλειστικά έκταση η οποία αποδίδει βέλτιστες συνθήκες καταλληλότητας.

3.3.2 Αποτελέσματα και συζήτηση κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης (WUA)

Με βάση το μοντέλο HEC-RAS στο γράφημα 3.36 απεικονίζονται σε χάρτες οι επιμέρους δείκτες καταλληλότητας ταχύτητας, βάθους, υποστρώματος και κάλυψης για τέσσερα

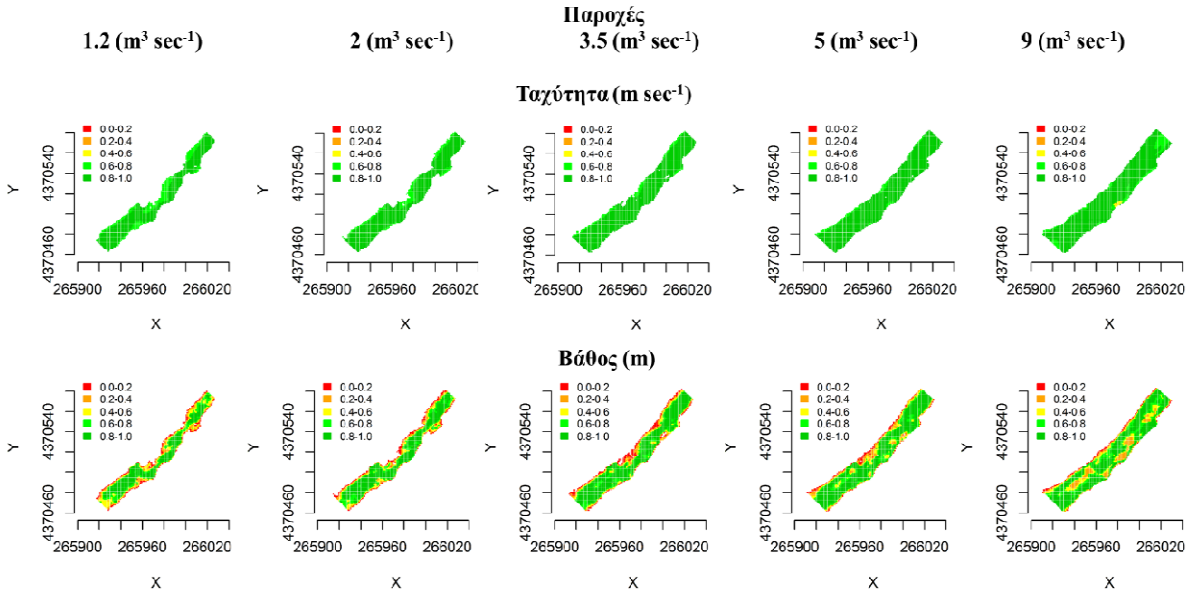
σενάρια παροχής με βάση το μεγάλο μέγεθος της πέστροφας του Βοϊδομάτη για το τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος).

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι οι καμπύλες καταλληλότητας τύπου ΙΙ των δεδομένων που συλλέχθηκαν στον Βοϊδομάτη χρησιμοποιήθηκαν ως βιολογική βάση στο Ανάντη κομμάτι του ορεινού Αχελώου καθώς υπήρχαν υδρομορφολογικές μονάδες με παρόμοια χαρακτηριστικά (μέσος βάθος, ταχύτητα και υπόστρωμα). Η διαδικασία αυτή έγινε στο πλαίσιο δοκιμαστικών εφαρμογών ως συνέπεια της μειωμένης έως ελάχιστης εμφάνισης της πέστροφας του Αχελώου (*Salmo farioides*) ανάντη του ομώνυμου φράγματος όπου βρίσκεται και το αντίστοιχο αντιπροσωπευτικό τμήμα (Μεσοχώρα Ανάντη), γεγονός που μπορεί να οφείλεται σε φαινόμενα παράνομης αλίευσης με ηλεκτραλιεία, ψαροντούφεκο ή ακόμα και με χρήση δυναμιτών, χλωρίνης και άλλων μέσων σύμφωνα με μαρτυρίες κατοίκων της περιοχής κατά την περίοδο των δειγματοληψιών. Στο κεφάλαιο 4 με τις εφαρμογές γίνεται μεγαλύτερη ανάλυση για τη μεταφορά των δεδομένων από ένα ποτάμι σε άλλο υπό συνθήκες όπου πραγματοποιήθηκε εφαρμογή με καμπύλες τύπου ΙΙΙ.



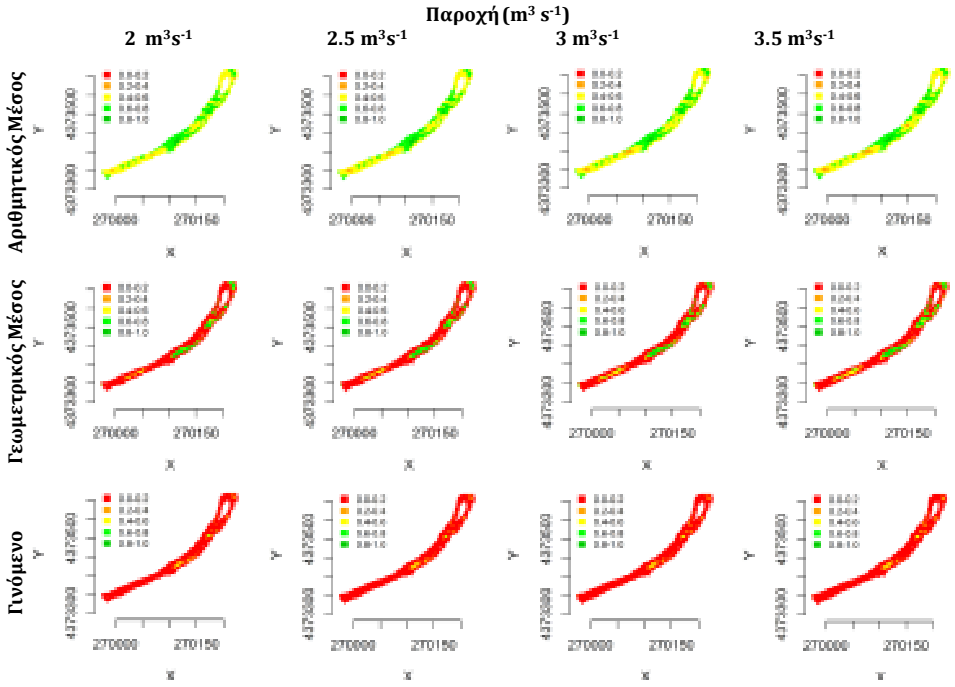
Γράφημα 3.36 Χάρτες με δείκτες καταλληλότητας ταχύτητας, βάθους, κάλυψης και υποστρώματος τύπου ΙΙ για τη *Salmo farioides*, >20cm TL,στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Ανάντη

Στο γράφημα 3.37 παρουσιάζονται χάρτες με τους δείκτες καταλληλότητας ταχύτητας και βάθους από το τμήμα Μεσοχώρα Κατάντη για το μεγάλο μέγεθος της πέστροφας του Αχελώου (ορεινός Αχελώος).



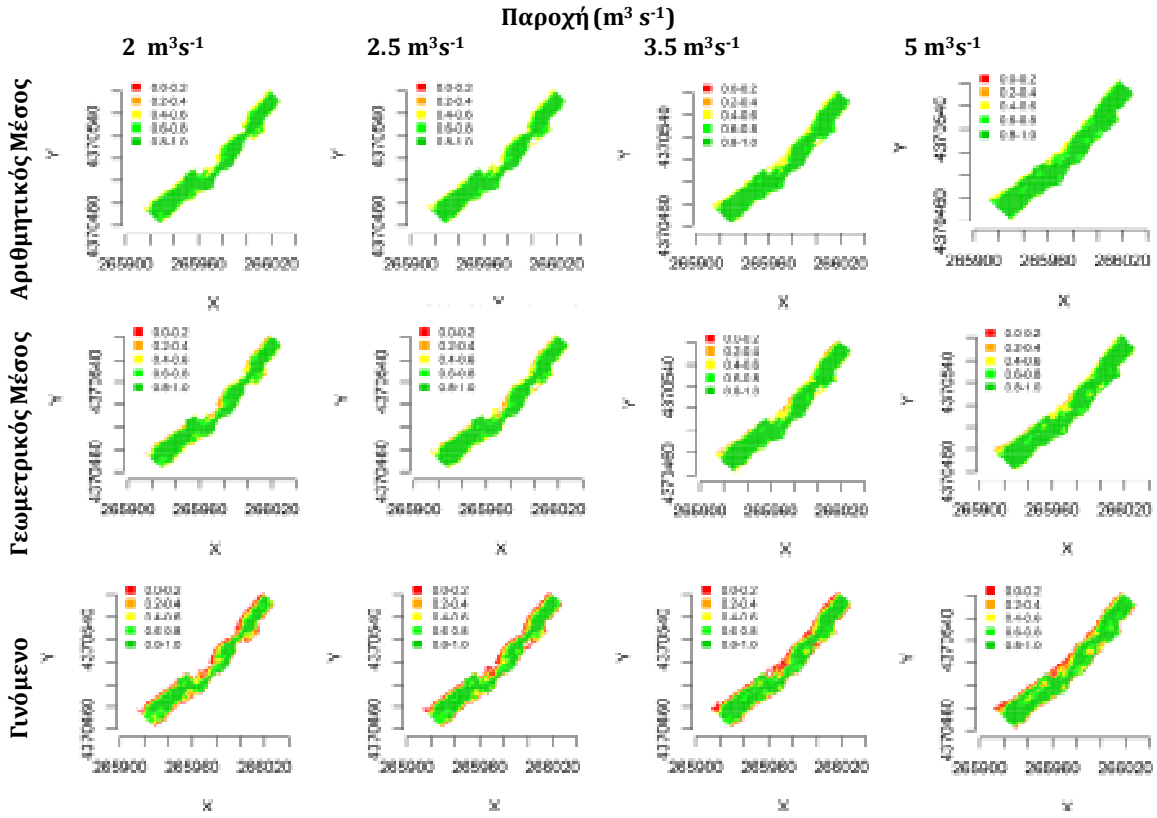
Γράφημα 3.37 Χάρτες με δείκτες καταλληλότητας ταχύτητας και βάθους τύπου ΙΙ για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη

Στη συνέχεια γράφημα 3.38 παρατίθενται αποτελέσματα κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης όπου έχουν ενσωματωθεί οι επιμέρους δείκτες καταλληλότητας στα αποτελέσματα των προσομοιώσεων των υδραυλικών μοντέλων με βάση τις καμπύλες τύπου ΙΙΙ για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Ανάντη.

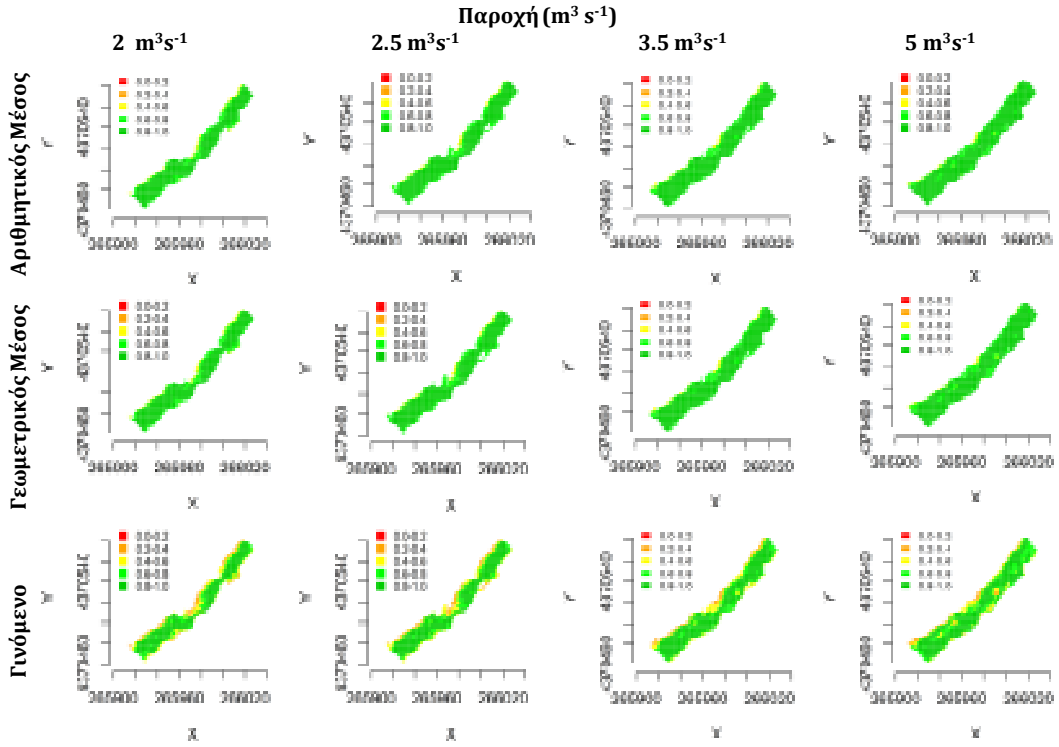


Γράφημα 3.38 Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση με βάση τις καμπύλες τύπου III για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Ανάντη

Στα γραφήματα 3.39 και 3.40 παρατίθενται αποτελέσματα κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης με εφαρμογή του κριτηρίου (0.5) όπου έχουν ενσωματωθεί οι επιμέρους δείκτες καταλληλότητας στα αποτελέσματα των προσομοιώσεων των υδραυλικών μοντέλων για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, και για τη *Salmo farioides*, <10cm TL με βάση τις καμπύλες τύπου II στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη. Η εφαρμογή του κριτηρίου (0.5) αμβλύνει τις διαφορές που υπάρχουν στα αποτελέσματα μεταξύ των διαφορετικών προσεγγίσεων εκτίμησης της WUA.

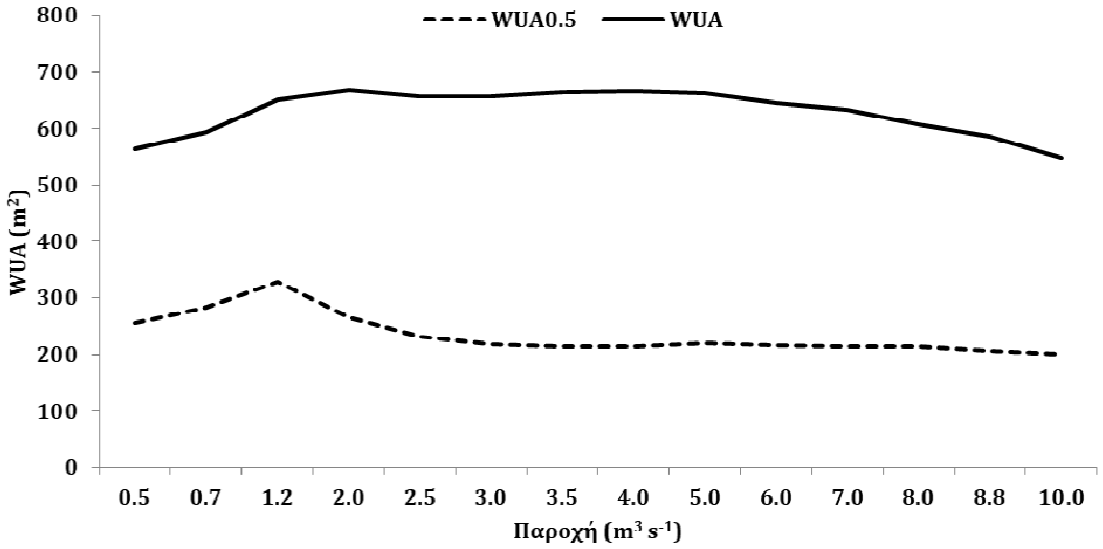


Γράφημα 3.39 $WUA_{0.5}$ για τρεις σύνθετους δείκτες για τη *Salmo farioides*, >20cm TL, με βάση τις καμπύλες τύπου II στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη

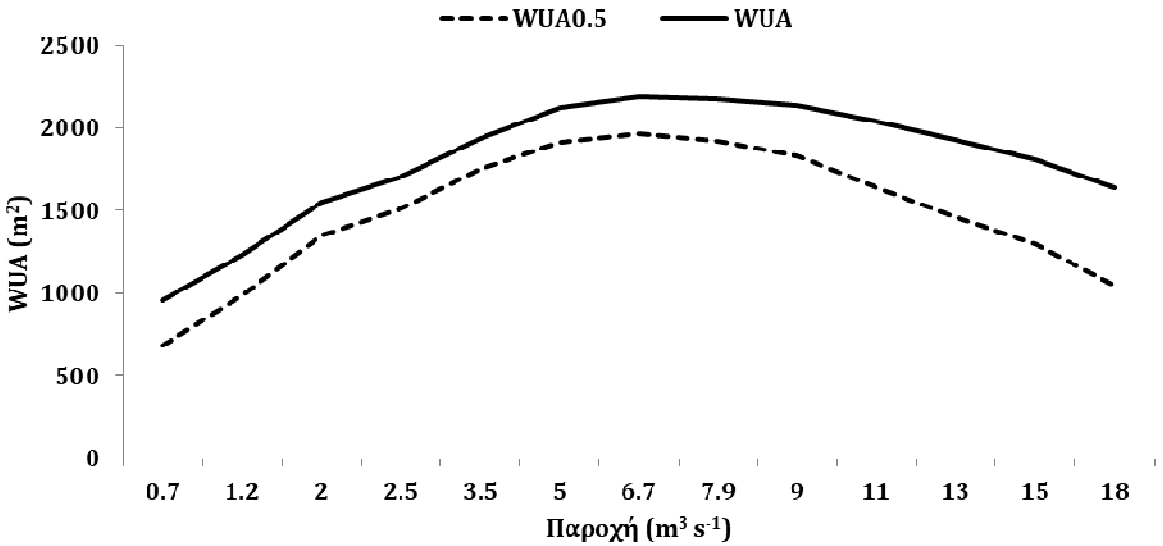


Γράφημα 3.40 $WUA_{0.5}$ για τρεις σύνθετους δείκτες, με βάση τις καμπύλες τύπου II για τη *Salmo farioides*, <10cm TL στον ορεινό Αχελώο, θέση Μεσοχώρα Κατάντη

Στις εικόνες 3.41 έως 3.43 παρουσιάζονται οι WUA για τρία αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου και οι WUA με το κριτήριο βελτιστοποίησης ($WUA_{0.5}$). Από τα αποτελέσματα αυτά διαπιστώθηκε ότι η γεωμορφολογία των τμημάτων διαδραματίζει πολύ σημαντικό ρόλο στη διαμόρφωση των συνθηκών των ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας. Ειδικά για το τμήματα του ορεινού Αχελώου Μεσοχώρα Ανάντη και Τριπόταμο τα οποία είχαν περισσότερες αβαθείς και με γρήγορες συνθήκες ροής υδρομορφολογικές μονάδες, η εφαρμογή του κριτηρίου ήταν καίριας σημασίας για τη διεξαγωγή συμπερασμάτων ως προς τις παροχές που διαμορφώνουν καλύτερες συνθήκες για τα είδη με τα οποία συσχετίστηκαν.



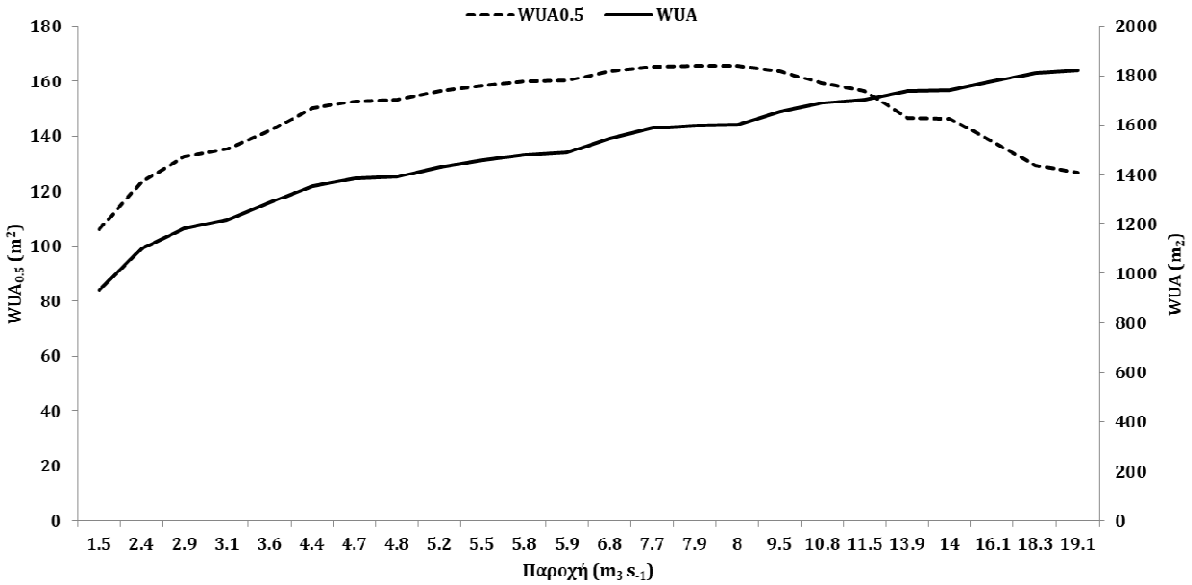
Γράφημα 3.41 Εκτίμηση $WUA_{0.5}$ και WUA με βάση το γινόμενο και τη *Salmo farioides*, >20cm TL (Βοϊδομάτης) (Καμπύλες τύπου III) στο τμήμα του ορεινού Αχελώου Μεσοχώρα Ανάντη, (εφαρμογή με HEC-RAS)



Γράφημα 3.42 Εκτίμηση $WUA_{0.5}$ και WUA με βάση το γινόμενο και τη *Salmo farioides* >20cm TL, (ορεινός Αχελώος) στο τμήμα του ορεινού Αχελώου Μεσοχώρα Κατάντη, (εφαρμογή με HEC-RAS)

Σε πολλές περιπτώσεις η εφαρμογή του κριτηρίου μειώνει σημαντικά τη διαθέσιμη έκταση ως επιφάνεια (γράφημα 3.43), ωστόσο είναι σημαντικό να αποφευχθεί η συνεκτίμηση συνθηκών που δεν εξασφαλίζουν ομαλή διαβίωση αλλά απλώς μία έκταση καθώς δεν υπάρχουν ξεκάθαρα όρια υποβάθμισης των συνθηκών που μπορούν τα είδη

της ιχθυοπανίδας να υποστούν πριν από την πλήρη υποβάθμιση και συνεπώς την εξαφάνιση τους.



Γράφημα 3.43 Εκτίμηση $WUA_{0.5}$ (αριστερός άξονας) και WUA (δεξιός άξονας) με βάση το γινόμενο και τη *Salmo farioides*, >20cm TL (Βοϊδομάτης), για το τμήμα του ορεινού Αχελώου Τριπόταμο, (εφαρμογή με HEC-RAS)

Οι ψευδοκώδικες που αναπτύχθηκαν στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής για την εκτίμηση της σταθμισμένης κατάλληλης έκτασης με εφαρμογή του κριτηρίου ($WUA_{0.5}$) υπάρχουν στο διαδικτυακό χώρο φιλοξενίας κώδικα Github και είναι διαθέσιμοι εδώ: https://github.com/ChristinaPapadaki/Habitat-Suitability-Curves-and-Weighted-Usable-Area.git με ελεύθερη πρόσβαση.

Κεφάλαιο 4

4. Εφαρμογές

4.1 Εφαρμογή Εκτίμηση των επιπτώσεων της μεταβολής του κλίματος στα ενδιαιτήματα της πέστροφας σε ορεινά ποτάμια της Ελλάδας με βάση την μεθοδολογία που αναπτύχθηκε στο πλαίσιο της διατριβής

Η μεταβολή του κλίματος έχει μελετηθεί σε μεγάλη κλίμακα παγκοσμίως ωστόσο η επίδρασή του στα ορεινά ποτάμια δεν έχει ερευνηθεί σε βάθος και ιδιαίτερα στα ποτάμια της Μεσογείου. Ωστόσο, οι ορεινές περιοχές των Δυτικών Βαλκανίων χαρακτηρίζονται από ποικιλομορφία ως προς τα ενδιαιτήματά τους διαμορφώνοντας με αυτό τον τρόπο πλούσια βιοποικιλότητα με υψηλό ποσοστό ενδημισμού γεγονός που τις κατατάσσει ανάμεσα στις περιοχές υψηλού ερευνητικού ενδιαφέροντος διεθνώς (Banarescu, 2004). Ως απόρροια, τα υδατικά οικοσυστήματα των περιοχών αυτών απαρτίζονται από ευαίσθητους οργανισμούς, οι οποίοι χρησιμοποιούν συγκεκριμένα χαρακτηριστικά ως προς τις συνθήκες διαβίωσης τους. Από τη μεταβολή του κλίματος κυρίως μέσω της τροποποίησης του υδρολογικού καθεστώτος ροής και της θερμοκρασίας είναι πιθανό να δημιουργηθούν επιπτώσεις στα ενδιαιτήματα τους (Almodóvar et al., 2012).

Η διερεύνηση των χαρακτηριστικών αυτών και των πιθανών επιπτώσεων υπό την επίδραση διαφορετικών κλιματικών σεναρίων σύμφωνα με τη Διακυβερνητική Επιτροπή για την Αλλαγή του Κλίματος (IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change), τα οποία έχουν δημοσιευτεί σε εργασία των Tolika et al., (2012) είναι το αντικείμενο της πρώτης εφαρμογής που έγινε στο πλαίσιο της διατριβής. Το μεθοδολογικό πλαίσιο της πρώτης εφαρμογής σχετίζεται με τις γενικές αρχές που έχουν τεθεί από το διεθνές πλαίσιο για τις οικολογικές παροχές ELOHA[14] (Poff et al., 2010). Συγκεκριμένα στην πρώτη εφαρμογή στο πλαίσιο της διατριβής i) τα σενάρια του IPCC τα οποία παρήχθησαν από Περιοχικά Κλιματικά Μοντέλα (RCMs), χρησιμοποιήθηκαν ως βάση για την εκτίμηση πιθανών επιπτώσεων στο καθεστώς ροής ποταμών μέσω της

[14] Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA)

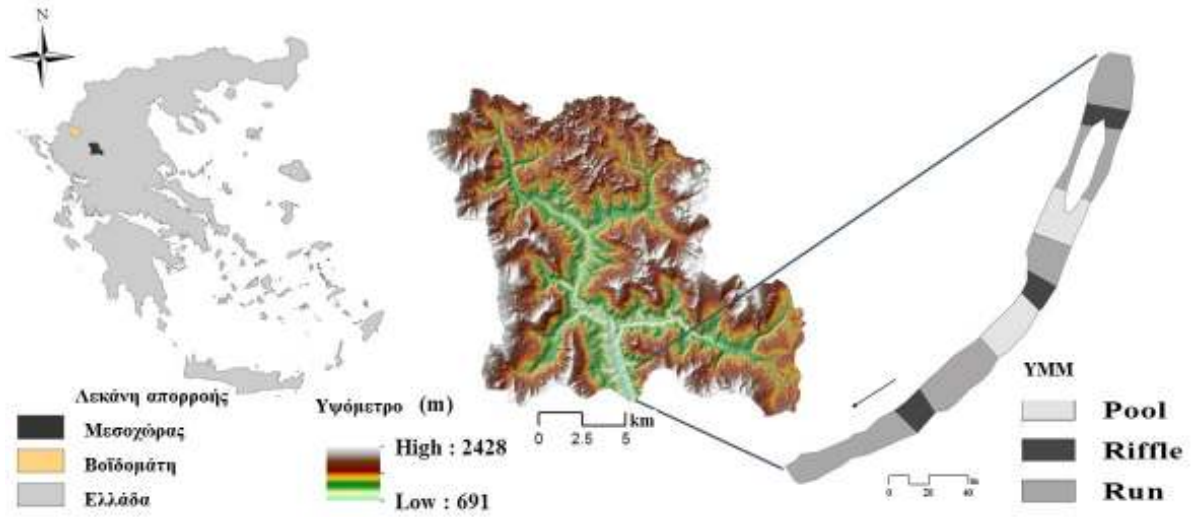
εφαρμογής υδρολογικού μοντέλου; ii) έγινε σύγκριση μεταξύ των τροποποιημένων καθεστώτων ροής όπως αυτά προέκυψαν με βάση τα σενάρια του IPCC και του φυσικού καθεστώτος ροής χρησιμοποιώντας τη μέθοδο του Εύρους Μεταβλητότητας (RVA); iii) εφαρμόστηκαν μοντέλα προσομοίωσης ενδιαιτημάτων και υδραυλικά μοντέλα για την εκτίμηση των μεταβολών στα ενδιαιτήματα της Δυτικής Βαλκανικής Πέστροφας (Ιονική πέστροφα, *Salmo farioides*, Karaman 1938) από το καθεστώς ροής όπως αυτό διαμορφώνεται με βάση το κάθε σενάριο του IPCC που εξετάστηκε.

Η Βαλκανική πέστροφα (Β. πέστροφα) τέθηκε ως επίκεντρο στην πρώτη εφαρμογή επειδή είναι σημαντικός οργανισμός ενδείκτης, κυριαρχεί στα ορεινά ποτάμια (Economou et al., 2007), έχει περιορισμένο πληθυσμό στα Νοτιοδυτικά Βαλκάνια (Kottelat & Freyhof, 2007) και θεωρείτε ως απειλούμενο είδος σε επίπεδο χώρας (Zogaris et al., 2009). Επιπλέον, οι πέστροφες διαδραματίζουν ουσιαστικό ρόλο στις τροφικές αλυσίδες των οικοσυστημάτων των ορεινών ποταμών, όπως επίσης στα προϊόντα και στις υπηρεσίες των οικοσυστημάτων αυτών (Schindler et al., 2010).

4.1.1 Περιοχή μελέτης

Ως περιοχές μελέτης ορίστηκαν ένα αντιπροσωπευτικό τμήμα στον ορεινό Αχελώο (Μεσοχώρα Ανάντη), ανάντη του ομώνυμου φράγματος της Μεσοχώρας και ένα στον Βοϊδομάτη ανάντη της γέφυρας Κλειδωνιάς (γράφημα 4.1). Τα τμήματα αυτά ορίστηκαν με βάση την περιγραφή που έγινε στο υποκεφάλαιο 3.1.1 (ενιαία). Στο τμήμα του ορεινού Αχελώου έγινε εφαρμογή υδραυλικού μοντέλου, ενώ στο τμήμα του Βοϊδομάτη έγινε συλλογή δεδομένων ιχθυοπανίδας έπειτα από έλλειψη επαρκών δεδομένων στον ορεινό Αχελώο εξαιτίας της υπεραλίευσης του συγκεκριμένου είδους.

Τα κυριότερα χαρακτηριστικά της υπολεκάνης Μεσοχώρας είναι: Επιφάνεια 644,1 km^2, Μέσο Υψόμετρο 1.390 m και Μέση Κλίση 44%, ενώ τα Υδρολογικά χαρακτηριστικά αυτής είναι: Μέση ετήσια παροχή 23.2 m^3s^{-1}, Μέση ετήσια επιφανειακή βροχόπτωση 1.898 mm και Συντελεστής απορροής 0.614. Η μέση ετήσια βροχόπτωση όσον αφορά τη λεκάνη του Βοϊδομάτη κυμαίνεται από 1100 έως 1700 mm και η μέση ετήσια απορροή είναι 13 m^3s^{-1} (Woodward et al., 2008). Η ροή του Βοϊδομάτη τροφοδοτείται από πηγές και η θερμοκρασία του νερού σύμφωνα με μετρήσεις κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού 2014 κυμάνθηκε από 10 έως 12.5 °C.



Γράφημα 4.1 Λεκάνες απορροής των περιοχών μελέτης της πρώτης εφαρμογής αριστερά και δεξιά το αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) με ανάλυση των YMM

4.1.2 Μεθοδολογία

<u>Υδρολογικό μοντέλο</u>

Στην πρώτη εφαρμογή, έγινε χρήση του υδρολογικού μοντέλου προσομοίωσης Soil and Water Assessment Tool (SWAT, Arnold et al., 1998), το οποίο αναπτύχθηκε από τον Dr. Jeff Arnold για το United States Department of Agriculture (USDA). Το μοντέλο έχει χρησιμοποιηθεί επιτυχώς σε ορεινές λεκάνες, βοηθώντας στην επίλυση διαφόρων περιβαλλοντικών προβλημάτων καθώς και στην διερεύνηση της διακύμανσης των ροών των χειμάρρων (Abbaspour et al., 2007, Debele et al., 2010, Panagopoulos et al., 2011, Papadaki et al., 2016a). Επιπλέον με το SWAT έχουν διερευνηθεί οι επιδράσεις του κλίματος και των χρήσεων γης στον υδρολογικό κύκλο και στα ποιοτικά χαρακτηριστικά του νερού των ποταμών (Ertürk et al., 2014; Luo et al., 2013; Salmoral et al., 2014).

Το SWAT είναι ένα εμπειρικό ημί–κατανεμημένο, συνεχές μοντέλο που βασίζεται στη περιγραφή των υδρολογικών διεργασιών. Προκειμένου να γίνεται η προσομοίωση μεγάλου αριθμού φυσικών διεργασιών μέσα σε μία λεκάνη, γίνεται διαχωρισμός της λεκάνης απορροής σε μικρότερες υπολεκάνες βάσει συγκεκριμένων χαρακτηριστικών τους. Στη συνέχεια κάθε υπολεκάνη διαχωρίζεται σε μικρότερες μονάδες, τις μονάδες υδρολογικής απόκρισης (Hydrological Response Units, HRUs), όπου γίνεται προσομοίωση των υδρολογικών διεργασιών, της μεταφοράς ενέργειας και μάζας, καθώς και των χρήσεων γης.

Στήσιμο, βαθμονόμηση και επαλήθευση του υδρολογικού μοντέλου

Η βαθμονόμηση του μοντέλου γίνεται με σκοπό οι προσομοιωμένες συνθήκες να είναι κοντά στις πραγματικές. Είναι μια διαδικασία παραμετροποίησης του μοντέλου με βάση δεδομένες συνθήκες που επικρατούν στη λεκάνη, ώστε να μειωθεί η αβεβαιότητα στα αποτελέσματα. Η βαθμονόμηση του μοντέλου γίνεται με επιλογή κατάλληλων τιμών των παραμέτρων εισόδου και με σύγκριση των αποτελεσμάτων με μετρημένες τιμές από τις εργασίες πεδίου.

Τα δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν για την παραμετροποίηση του μοντέλου SWAT ήταν Ψηφιακό Μοντέλο Αναγλύφου (DEM), εδαφολογικά δεδομένα και δεδομένα κάλυψης γης (CORINE Land cover 1990 και 2000) της λεκάνης της Μεσοχώρας. Η δημιουργία του ψηφιακού μοντέλου ανάγλυφου στηρίχτηκε σε τοπογραφικούς χάρτες κλίμακας 1:5000 και έχει μέγεθος κελιού 25m. Για την εδαφολογική πληροφορία χρησιμοποιήθηκαν χάρτες από την Ευρωπαϊκή Εδαφολογική Βάση (Panagos et al., 2012) και από γεωλογικούς χάρτες του Εθνικού Ινστιτούτου Γεωλογικών και Μεταλλευτικών Ερευνών (Ι.Γ.Μ.Ε.). Εξαιτίας έλλειψης επαρκούς αριθμού ιστορικών υδρολογικών δεδομένων, για την παραμετροποίηση και τη βαθμονόμηση του μοντέλου χρησιμοποιήθηκαν και τα αποτελέσματα από δημοσιευμένη εφαρμογή του μοντέλου SWAT που έγινε σε γειτονική λεκάνη από τους Panagopoulos et al., (2011). Επιπλέον χρησιμοποιήθηκαν ημερήσια δεδομένα βροχόπτωσης και θερμοκρασίας αέρα ως μετεωρολογικές παράμετροι από τρεις μετεωρολογικούς σταθμούς της Δημόσιας Επιχείρησης Ηλεκτρισμού (ΔΕΗ Α.Ε.) που βρίσκονται εντός των γεωγραφικών ορίων της λεκάνης της Μεσοχώρας (Κατάφυτο, Περτούλι, Θεοδώριανα)και από έναν σταθμό της Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας (Ε.Μ.Υ.) (Ιωάννινα) από γειτονική λεκάνη. Τελικά, λόγω ανεπαρκούς κάλυψης της χρονικής περιόδου προσομοίωσης (1983 – 2004) έγινε χρήση μόνο των δεδομένων από το σταθμό Θεοδώριανα και Ιωάννινα, ενώ οι άλλοι δύο σταθμοί χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση της θερμοβαθμίδας και της βροχοβαθμίδας. Τα τρία πρώτα χρόνια της προσομοιωμένης χρονοσειράς χρησιμοποιήθηκαν ως περίοδο προθέρμανσης (warm-up period) του μοντέλου. Με βάση το DEM, τις θέσεις των σταθμών και τη θέση του αντιπροσωπευτικού τμήματος της Μεσοχώρας Ανάντη, η λεκάνη χωρίστηκε σε 58 υπολεκάνες και αυτές σε 2094 HRUs με βάση τα εδαφολογικά δεδομένα και την κάλυψη γης. Η βαθμονόμηση και η επαλήθευση του μοντέλου έγιναν για χρονική περίοδο δύο ετών από δεδομένα του

σταθμού της ΔΕΗ Α.Ε., στη Μεσοχώρα (Οκτώβριος 1986 – Σεπτέμβριος 1988) καθώς δεν υπήρχαν άλλα διαθέσιμα δεδομένα. Ο πρώτος χρόνος χρησιμοποιήθηκε για τη βαθμονόμηση και ο δεύτερος για την επαλήθευση του μοντέλου. Βασικά σημεία όπου δόθηκαν βαρύτητα για την επίτευξη της βαθμονόμησης ήταν το συνολικό υδατικό ισοζύγιο (overall water balance) και η εποχική διακύμανση (seasonal variation) τα οποία έγιναν σε μηνιαία βάση όπως και οι χαμηλές παροχές όπου βαθμονομήθηκαν σε ημερήσια βάση.

Ο συντελεστής αποδοτικότητας Nash-Sutcliffe (NSE) χρησιμοποιήθηκε ως κύριο μέτρο της απόδοσης του μοντέλου και ο δείκτης Pbias (%) για να υπολογιστεί κατά πόσο μεγαλύτερη ή μικρότερη είναι η μέση τάση των προσομοιωμένων τιμών από την αντίστοιχη των δεδομένων παρατήρησης. Για το Pbias η βέλτιστη τιμή του είναι το 0, με θετικές τιμές να υποδηλώνουν υποεκτίμηση, και αρνητικές τιμές υπερεκτίμηση του μοντέλου (Moriasi, 2007). Ο δείκτης NSE κυμαίνεται μεταξύ $-\infty$ και 1.0, με NSE = 1 να είναι η βέλτιστη τιμή. Τιμές μεγαλύτερες του 0. 5 θεωρούνται γενικά ως αποδεκτά επίπεδα απόδοσης, ενώ οι τιμές μικρότερες του μηδενός δείχνουν ότι η μέση τιμή των δεδομένων που παρατηρήθηκαν είναι ένας καλύτερος προγνωστικός δείκτης από τις προσομοιωμένες τιμές του μοντέλου. Για την βαθμονόμηση των χαμηλών παροχών χρησιμοποιήθηκε ο σχετικός NSE (rNSE) και ο NSE σε λογαριθμική κλίμακα (lnNSE) ώστε να μειωθεί η ευαισθησία του NSE στις ακραίες τιμές (Krause et al., 2005).

<u>Σενάρια κλιματικής μεταβολής</u>

Η διερεύνηση της επίδρασης μελλοντικών σεναρίων κλιματικής μεταβολής έγινε με βάση τα σενάρια (A1B για την περίοδο 2021–2050 και 2071–2100, A2 για την περίοδο 2071–2100) της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Αλλαγή του Κλίματος (IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change), τα οποία έχουν δημοσιευτεί σε εργασία των Tolika et al., (2012) ως προς τις εκτιμώμενες μεταβολές στη θερμοκρασία και στη βροχόπτωση. Σε γενικές γραμμές τα A2 και A1B είναι απαισιόδοξα σενάρια όπου οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα CO2 θα αυξηθούν εως και 815 ppm μέχρι το τέλος του αιώνα που διανύουμε, ενώ προβλέπεται αύξηση της θερμοκρασίας από 2.5 °C έως 4.5 °C. Σε αντίθεση το B2 σενάριο είναι πιο αισιόδοξο, όπου η παγκόσμια θερμοκρασία προβλέπεται να αυξηθεί από 1.5 °C έως 3.0 °C. Τα σενάρια περιγράφονται αναλυτικά στην εργασία των Nakicenovic et al., (2000).

Στην εργασία των Tolika et al., (2012), πραγματοποιήθηκαν είκοσι δύο προσομοιώσεις από διαφορετικά RCMs με σκοπό την αξιολόγηση μελλοντικών μεταβολών στη θερμοκρασία και τη βροχόπτωση χρησιμοποιώντας ως χρονική περίοδο ελέγχου (1961–1990). Η εκτίμηση από όλα τα μοντέλα, ήταν θερμότερες και ξηρότερες συνθήκες για την περιοχή μελέτης της συγκεκριμένης εφαρμογής.

Συγκεκριμένα στο πλαίσιο της πρώτης εφαρμογής, οι μελλοντικές μεταβολές στη θερμοκρασία και τη βροχόπτωση έγιναν προσαρμόζοντας τις αντίστοιχες χρονοσειρές για τη χρονική περίοδο (1983–2004) σύμφωνα με τη μέση τιμή οχτώ RCMs με ανάλυση πλέγματος χωρικών σημείων 25 km για τα σενάρια A1B για τις χρονικές περιόδους 2021–2050 και 2071–2100 και δεκατέσσερις προσομοιώσεις με πλέγμα ανάλυσης 50 km για τις χρονικές περιόδους 2071–2100 για τα σενάρια A2 (9 προσομοιώσεις) και B2 (5 προσομοιώσεις) αντίστοιχα (Πίνακας 4.1).

Πίνακας 4.1. Ποσοστό μεταβολής της μέσης βροχόπτωσης (P) και θερμοκρασίας (T) με βάση τα κλιματικά σενάρια του IPCC και τα RCMs από την εργασία των Tolika et al., 2012

Σενάρια								
	A2		B2		A1B 2050		A1B 2100	
	P (mm)	T (°C)	P (mm)	T (°C)	P (mm)	T (°C)	P (mm)	T (°C)
Χειμώνας	−11.3	3.6	1.8	2.5	−3.7	1.4	−15.1	3.2
Καλοκαίρι	−53	4.8	−27.9	3.6	−19	1.9	−36.9	4.3

<u>Δείκτες υδρολογικής τροποποίησης (IHA) και μέθοδος του Εύρους Μεταβλητότητας (RVA)</u>

Οι δείκτες υδρολογικής τροποποίησης (IHA) χρησιμοποιούνται για εκτίμηση της μεταβολής ενός τροποποιημένου από ένα φυσικό καθεστώς ροής ποταμού μέσω της ανάλυσης χρονοσειρών παροχής (Richter et al., 1996). Στη συγκεκριμένη εφαρμογή τροποποιημένα καθεστώτα ροής προσομοιώθηκαν με βάση τα κλιματικά σενάρια που προαναφέρθηκαν και έγινε σύγκριση τους με ένα φυσικό καθεστώς ροής όπως αυτό προσομοιώθηκε από το υδρολογικό μοντέλο SWAT για την λεκάνη της Μεσοχώρας στον ορεινό Αχελώο. Οι δείκτες IHA αναλύονται στο υποκεφάλαιο 2.6.1.

<u>Εκτίμηση καταλληλότητας ενδιαιτημάτων Β. πέστροφας</u>

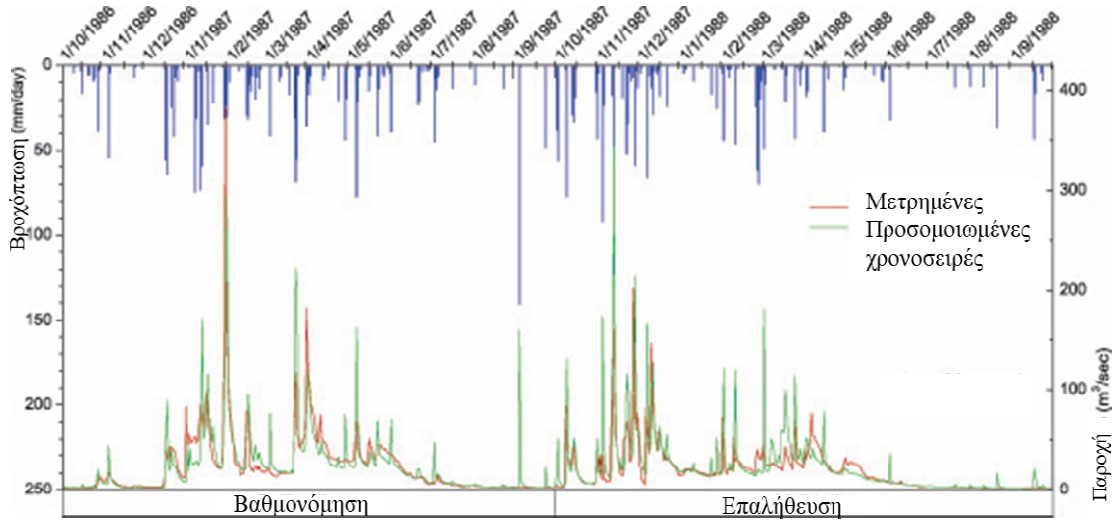
Οι απαιτήσεις σε παροχή εκτιμήθηκαν για τρία μεγέθη της Β. Πέστροφας μέσω της χωρικής ανάλυσης σχετικής με την προσέγγιση που ακολουθείται για την προσομοίωση ενδιαιτημάτων (Bovee et al., 1998), κυρίως ως προς το βάθος και την ταχύτητα, συνδυάζοντας καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και υδραυλικά μοντέλα. Το καλοκαίρι του 2014 εφαρμόστηκε η τεχνική της παρατήρησης με μάσκα στον ποταμό Βοϊδομάτη για τη συλλογή δεδομένων καταλληλότητας σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος για το είδος της Δυτικής Βαλκανικής Πέστροφας (Ιονική πέστροφα, *Salmo farioides*, Karaman 1938), σύμφωνα με αντίστοιχα πρότυπα που ακολουθούνται διεθνώς (Heggenes & Saltveit, 1990; Martínez-Capel et al., 2009); συγκεκριμένα συλλέχθηκαν δεδομένα για 103 θέσεις για το μεγάλο μέγεθος (>20 cm), 87 για το μεσαίο (10–20 cm) και 94 για το μικρό (<10 cm). Η ανάπτυξη των καμπυλών περιγράφεται στο υποκεφάλαιο 3.2.2 (καμπύλες χρήσης τύπου ΙΙ). Επιπλέον έγινε εφαρμογή του μοντέλου HEC-RAS (έκδοση 4.1) (ψευδο – δισδιάστατη προσομοίωση) στο αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη του ορεινού Αχελώου, για την εκτίμηση των αλλαγών του βάθους και της ταχύτητας για 30 σενάρια παροχής (0.5 έως 40 m^3s^{-1}) με στόχο την κάλυψη μεγάλου εύρους θερινών παροχών υπό πραγματικές συνθήκες. Η ανάπτυξη του υδραυλικού μοντέλου περιγράφεται στο υποκεφάλαιο 4.3. Στη συνέχεια έγινε μετατροπή των αποτελεσμάτων του υδραυλικού μοντέλου σε αποτελέσματα καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας.

Για την εκτίμηση της κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης (WUA), χρησιμοποιήθηκε ο γεωμετρικός μέσος για όλα τα σενάρια παροχής, ενώ έγινε εφαρμογή του κριτηρίου βελτιστοποίησης όπως αυτό περιγράφεται στο υποκεφάλαιο 3.4.1. Επιπλέον, έγινε ανάπτυξη καμπυλών διάρκειας ενδιαιτημάτων (habitat duration curves) με βάση τη μεθοδολογία που περιγράφεται στο πλαίσιο της IFIM σχετικά με την εκτίμηση οικολογικών παροχών (Bovee et al., 1998) για την ανάδειξη της έκτασης των ενδιαιτημάτων υπό τα διαφορετικά σενάρια κλιματικής μεταβολής.

4.1.3 Αποτελέσματα

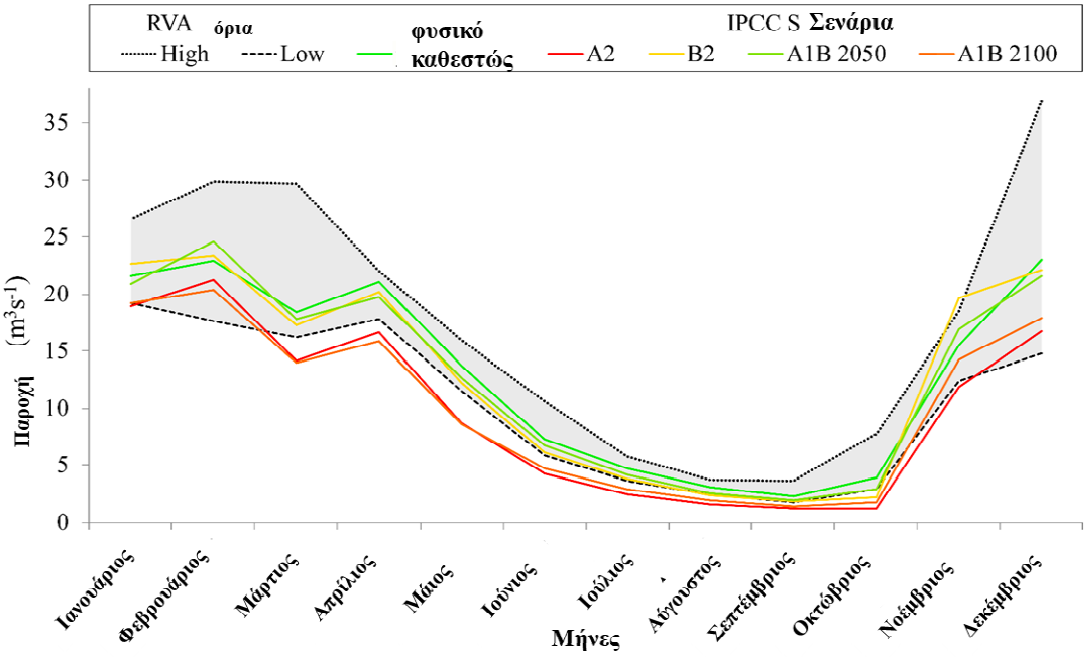
Λόγω έλλειψης δεδομένων, η βαθμονόμηση του υδρολογικού μοντέλου SWAT βασίστηκε κυρίως στην παράμετρο του αριθμού καμπύλης (CN). Επίσης δόθηκε ιδιαίτερη έμφαση στη βαθμονόμηση των παραμέτρων της βασικής απορροής, όπως ο συντελεστής άλφα (ALPHA BF = 0.35) και ο χρόνος υστέρησης (GW DELAY = 31) εξαιτίας της σημαντικότητας και του ρόλου που διαδραματίζουν οι χαμηλές παροχές

στην εκτίμηση των οικολογικών παροχών. Η βαθμονόμηση των παραμέτρων της βασικής απορροής έγινε με γραφικό τρόπο σε ημερήσιο βήμα. Ως τελικό στάδιο έγινε προσαρμογή της εποχικότητας του υδατικού ισοζυγίου μέσω της παραμέτρου της θερμοβαθμίδας (TLAPS), η οποία επηρεάζει τη χρονική στιγμή που λιώνουν τα χιόνια (TLAPS = 3.05 °C/km). Σχετικά με το υδατικό ισοζύγιο και την εποχική διακύμανση (μηνιαία βήμα), οι δείκτες απόδοσης για τη βαθμονόμηση ήταν NSE=0.69, PBIAS=5.6%; και για την επαλήθευση NSE=0.51, PBIAS = 22.2%. Αναφορικά με τις χαμηλές παροχές (ημερίσιο βήμα) οι δείκτες απόδοσης για τη βαθμονόμηση ήταν rNSE = 0.89, lnNSE = 0.85; και για την επαλήθευση rNSE = 0.59, lnNSE = 0.96. Η σύγκριση μεταξύ προσομοιωμένων και πραγματικών υδρογραφημάτων φαίνεται στο γράφημα 4.2.



Γράφημα 4.2 Σύγκριση μεταξύ ιστορικών δεδομένων και προσομοιωμένων

Η κατανομή των μηνιαίων παροχών με βάση τη διάμεσό τους, για τα σενάρια B2 και A1B-2050 εμφάνισαν χαμηλή υδρολογική τροποποίηση (γράφημα 4.3). Αντιστρόφως σύμφωνα με τα σενάρια A2 και A1B-2100 θα υπάρξει μείωση των παροχών συγκριτικά με τη μεσαία κατηγορία των συντελεστών υδρολογικής τροποποίησης (HAF), ειδικά για τον μήνα Μάιο (Πίνακας 4.2). Ωστόσο για την περίοδο του Μαρτίου μέχρι και τον Οκτώβριο με βάση όλα τα σενάρια παρήχθησαν χαμηλότερες μηνιαίες παροχές με βάση τη διάμεσο τους και συγκριτικά με το φυσικό καθεστώς (γράφημα 4.3).



Γράφημα 4.3 Σύγκριση μηνιαίων παροχών με βάση τις διαμέσους, του φυσικού καθεστώτος ροής και των τροποποιημένων καθεστώτων σύμφωνα με τα κλιματικά σενάρια του IPCC, με τη μεσαία κατηγορία RVA (33ο εκατοστημόριο – 67ο εκατοστημόριο; γκρίζα περιοχή εντός των ορίων RVA)

Συγκεκριμένα, οι θετικές τιμές των HAF στη χαμηλή κατηγορία (κάτω από το 33ο εκατοστημόριο) για τους μήνες Μάιο έως Σεπτέμβριο επιβεβαιώνουν αυτή την παρατήρηση (γράφημα 4.4). Οι σχετικοί με τις ελάχιστες παροχές HAF επίσης δείχνουν μια σχετική αύξηση στη χαμηλή κατηγορία RVA για όλα τα σενάρια, με αποτέλεσμα την συχνότερη εμφάνιση των ελάχιστων παροχών (several N-day minima) (γράφημα 4.4); σύμφωνα με τα προηγούμενα θα υπάρξει αυξημένος κίνδυνος συχνότερης εμφάνισης ξηρών περιόδων και περιορισμός υδατικών διαθεσίμων με επιπτώσεις στα ενδιαιτήματα της Β. πέστροφας. Επιπλέον, σε όλα τα σενάρια η διάρκεια του παλμού των χαμηλών ροών (θετικές τιμές στην υψηλή κατηγορία) διευρύνεται. Όσον αφορά τις μέγιστες παροχές στο σενάριο A1B 2050 (γράφημα 4.4a) θα υπάρξει μικρή μείωση (1–ημέρες, 3–ημέρες, 7– ημέρες, 30– ημέρες, 90– ημέρες μέγιστο) ενώ για το σενάριο B2 δεν υπάρχει ξεκάθαρη τάση. Η επίδραση των υψηλών και των χαμηλών παροχών είναι προφανής στα A1B 2100 και A2 σενάρια τα οποία αφορούν την χρονική περίοδο (2071–2100) (γράφημα 4.4b, 4.4c αντίστοιχα) καθώς παρουσίασαν υψηλή υδρολογική τροποποίηση. Αναφορικά με τα A1B 2100 (γράφημα 4.4c) οι θετικές τιμές των παραμέτρων που σχετίζονται με ξηρές περιόδους (1–ημέρες, 3–ημέρες, 7– ημέρες, 30–ημέρες, 90– ημέρες ελάχιστο) στη χαμηλή κατηγορία, υποδεικνύουν συχνότερη

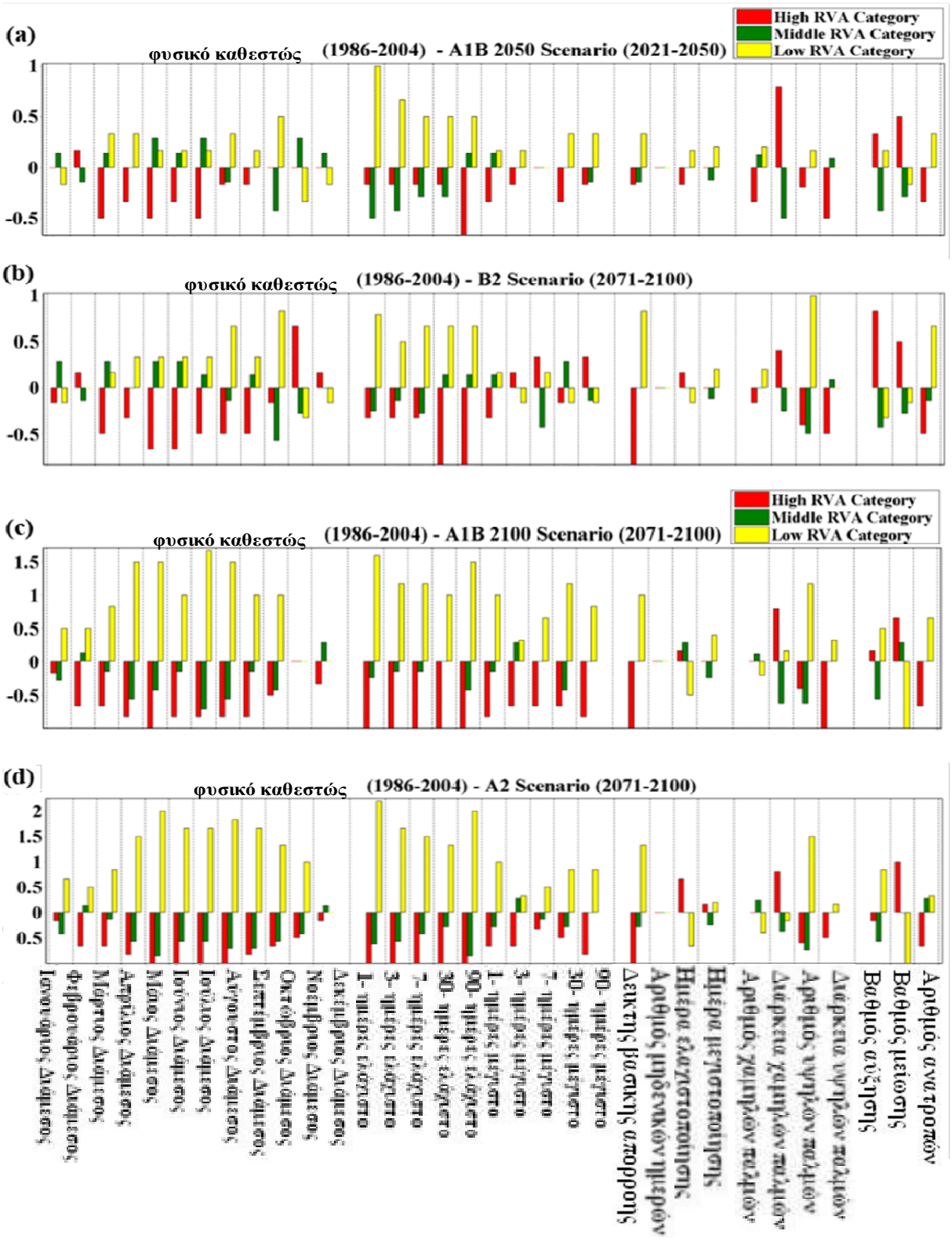
εμφάνιση αυτών. Το αποτέλεσμα αυτό υποστηρίζεται και από την τιμή −1 στην υψηλή κατηγορία η οποία υποδηλώνει την απουσία γεγονότων υψηλών παροχών. Οι αρνητικές τιμές στη μεσαία και στην υψηλή κατηγορία δείχνουν τροποποίηση ως προς το μέγεθος των παραμέτρων που σχετίζονται με τις πλημμύρες (1–ημέρες, 3–ημέρες, 7–ημέρες, 30– ημέρες, 90– ημέρες μέγιστο). Ωστόσο η χρονική κατανομή των ακραίων συνθηκών ροής (ελάχιστες και υψηλές) (ομάδα 3), δεν θα επηρεαστεί σε μεγάλο βαθμό.

Το πλέον τροποποιημένο καθεστώς ροής προκύπτει με βάση το σενάριο A2 (γράφημα 4.2d) εξαιτίας των υψηλότερων τιμών στη χαμηλή κατηγορία για σχεδόν όλες τις παραμέτρους HAF συγκριτικά με τα άλλα σενάρια. Οι HAF για τις μηνιαίες παροχές στη μεσαία και την υψηλή κατηγορία μειώθηκαν από τον Απρίλιο ως τον Νοέμβριο, διευρύνοντας τις ξηρές περιόδους. Κάτι το οποίο παρατηρήθηκε και στη μείωση των τιμών HAF που σχετίζονται με ξηρασία (1–ημέρες, 3–ημέρες, 7– ημέρες, 30– ημέρες, 90– ημέρες ελάχιστο), όπου υπάρχει έλλειψη στην υψηλή κατηγορία αρνητικών τιμών (−1), υποδεικνύοντας την υψηλότερη τροποποίηση σε σχέση με τα υπόλοιπα σενάρια.

Στον πίνακα 4.2 παρουσιάζεται αναλυτική σύγκριση μεταξύ του φυσικού καθεστώτος ροής και του τροποποιημένου με βάση το A2 σενάριο με βάση τις διαμέσους και τους συντελεστές διασποράς και των HAF.

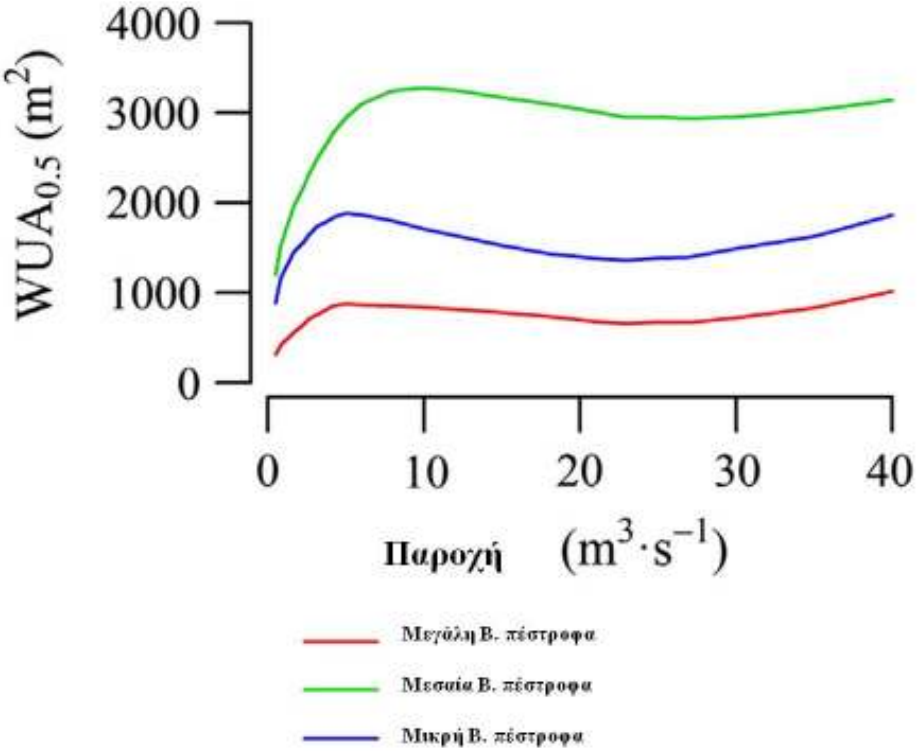
Πίνακας 4.2. Ανάλυση υδρολογικής τροποποίησης μεταξύ του φυσικού καθεστώτος ροής και του τροποποιημένου με βάση το Α2 κλιματικό σενάριο

	Φυσικό Καθεστώς		A2 Σενάριο		HAF		
	Διάμεσος	**CD**	**Διάμεσος**	**CD**	**Υψηλή**	**Μεσαία**	**Χαμηλή**
Παράμετροι Ομάδας 1: Παροχές (m^3s^{-1})							
Ιανουάριος	21.6	0.6	19.0	1.0	−0.2	−0.4	0.7
Φεβρουάριος	22.9	0.7	21.3	0.9	−0.5	0.0	0.5
Μάρτιος	18.4	1.1	14.2	0.9	−0.7	−0.1	0.8
Απρίλιος	21.1	0.4	16.6	0.5	−0.8	−0.6	1.5
Μάιος	13.7	0.5	8.7	0.5	−1.0	−0.9	2.0
Ιούνιος	7.3	0.9	4.3	0.5	−1.0	−0.6	1.7
Ιούλιος	4.7	0.5	2.5	0.5	−1.0	−0.6	1.7
Αύγουστος	3.1	0.7	1.7	0.5	−1.0	−0.7	1.8
Σεπτέμβριος	2.3	1.2	1.3	0.7	−0.8	−0.7	1.7
Οκτώβριος	3.9	1.9	1.3	1.8	−0.7	−0.6	1.3
Νοέμβριος	15.6	0.8	11.9	0.8	−0.5	−0.4	1.0
Δεκέμβριος	23.0	1.3	16.8	1.6	−0.2	0.1	0.0
Παράμετροι Ομάδας 2: Παροχή (m^3s^{-1})							
1–ημέρες ελάχιστο	1.2	1.2	0.8	0.5	−1.0	−0.6	2.2
3– ημέρες ελάχιστο	1.3	1.3	0.8	0.5	−1.0	−0.6	1.7
7– ημέρες ελάχιστο	1.3	1.3	0.9	0.5	−1.0	−0.4	1.5
30– ημέρες ελάχιστο	2.1	1.2	1.0	0.8	−1.0	−0.3	1.3
90– ημέρες ελάχιστο	4.4	0.9	2.0	0.7	−1.0	−0.9	2.0
1– ημέρες μέγιστο	547.7	0.7	413.8	0.6	−0.7	−0.3	1.0
3– ημέρες μέγιστο	260.5	0.7	220.1	0.7	−0.7	0.3	0.3
7– ημέρες μέγιστο	157.3	0.5	135.5	0.5	−0.3	−0.1	0.5
30– ημέρες μέγιστο	77.8	0.5	64.1	0.4	−0.5	−0.3	0.8
90– ημέρες μέγιστο	48.0	0.3	37.7	0.4	−0.8	−0.1	1.0
Αριθμός μηδενικών ημερών							
Δείκτης βασικής απορροής	0.0	0.6	0.0	0.4	−1.0	−0.3	1.3
Παράμετροι Ομάδας 3: Χρονική κατανομή ακραίων συνθηκών							
Ημέρα ελαχιστοποίησης	283.00	0.09	293.00	0.08	0.7	0.0	−0.7
Ημέρα μεγιστοποίησης	344.00	0.14	359.00	0.09	0.2	−0.3	0.2
Παράμετροι Ομάδας 4: Συχνότητα και διάρκεια υψηλών /χαμηλών παλμών							
Αριθμός χαμηλών παλμών	7.0	0.6	9.0	0.3	0.0	0.3	−0.4
Διάρκεια χαμηλών παλμών	7.0	0.6	8.0	1.1	0.8	−0.4	−0.2
Αριθμός υψηλών παλμών	21.0	0.3	16.0	0.3	−0.6	−0.8	1.5
Διάρκεια υψηλών παλμών	2.0	0.5	2.0	0.5	−0.5	0.0	0.2
Παράμετροι Ομάδας 5: Βαθμός/ συχνότητα αλλαγής υδατικών συνθηκών							
Βαθμός αύξησης	13.55	0.5	10.61	0.8	−0.2	−0.6	0.8
Βαθμός μείωσης	−0.61	−0.9	−0.34	−0.8	1.0	0.0	−1.0
Αριθμός ανατροπών	93	0.2	89	0.2	−0.7	0.1	0.5



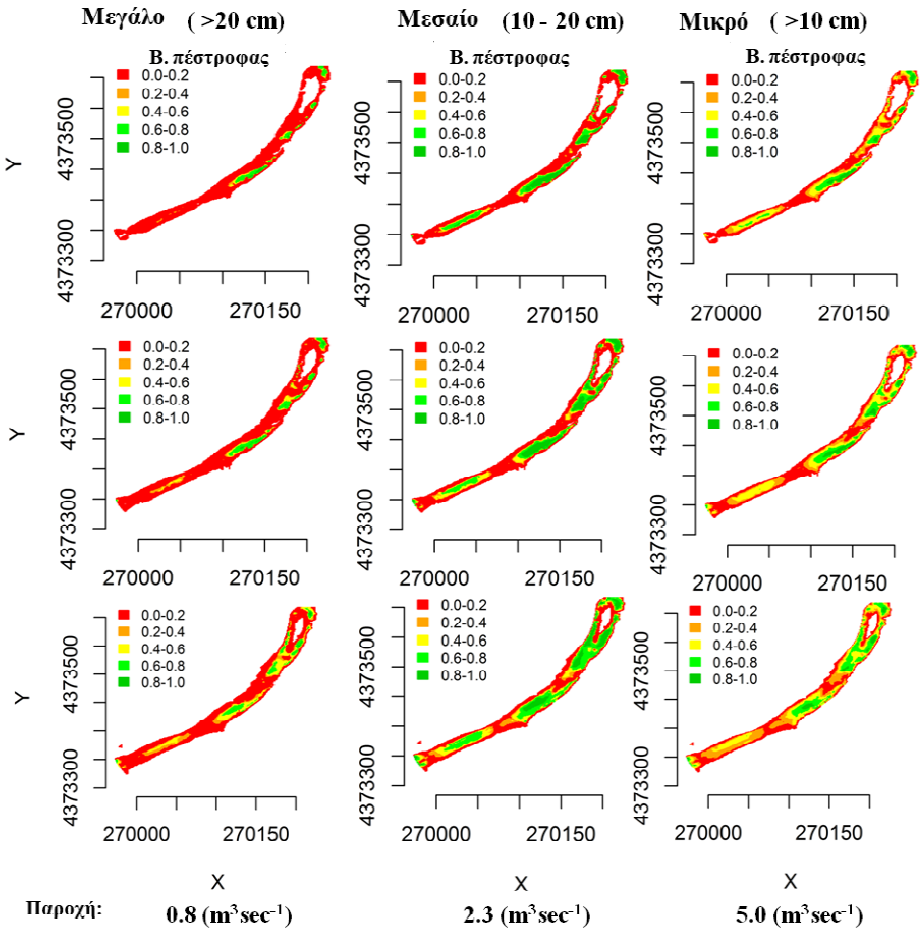
Γράφημα 4.4 Τιμές υδρολογικής τροποποίησης (HAF) συγκρίνοντας το προσομοιωμένο υδρολογικά φυσικό καθεστώς ροής (1986–2004) και μελλοντικά σενάρια κλιματικής μεταβολής (a) A1B (2021–2050), (b) B2 (2071–2100), (c) A1B (2071–2100), (d) A2 (2071–2100)

Το μεγάλο μέγεθος της Β. πέστροφας σύμφωνα με τις καμπύλες καταλληλότητας επιλέγει ενδιαιτήματα με βάθος (ιδανικά; 1.4–1.8 m) και χαμηλές ταχύτητες (ιδανικά; 0.15–0.30 ms^{-1}), ενώ οι μεσαίες Β. πέστροφες επιλέγουν λιγότερο βαθιά ενδιαιτήματα (ιδανικά; 0.60–0.95 m) και χαμηλές ταχύτητες (ιδανικά; 0.00–0.33 ms^{-1}). Οι μικρές Β. πέστροφες επέλεξαν ενδιάμεσα βάθη (ιδανικά; 0.75–1.05 m) και χαμηλές ταχύτητες (ιδανικά; 0.00–0.30 ms^{-1}). Οι κατάλληλες εκτάσεις των ενδιαιτημάτων της μεγάλης Β. πέστροφας σύμφωνα με τις καμπύλες $WUA_{0.5}$ για όλα τα κλιματικά σενάρια και για όλες τις παροχές, είναι μειωμένες συγκριτικά με τα άλλα δύο μεγέθη της Β. πέστροφας (γράφημα 4.5).



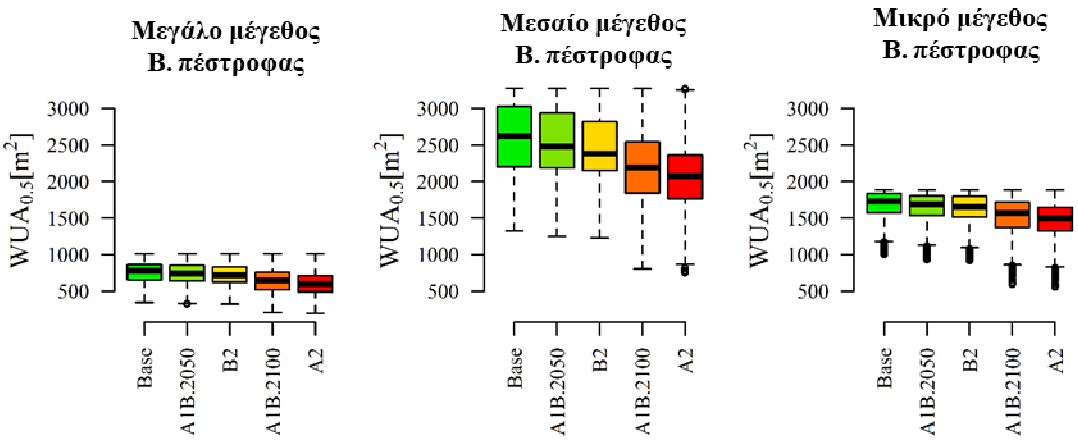
Γράφημα 4.5 Κατάλληλη σταθμισμένη έκταση με εφαρμογή του κριτηρίου βελτιστοποίησης ($WUA_{0.5}$) για ένα αντιπροσωπευτικό εύρος θερινών παροχών υπό την επίδραση κλιματικών μεταβολών σύμφωνα με τα υπό εξέταση σενάρια

Στο γράφημα 4.6 παρουσιάζονται για τρεις τιμές παροχής (0.8, 2.3 και 5 m^3s^{-1}) χάρτες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας.



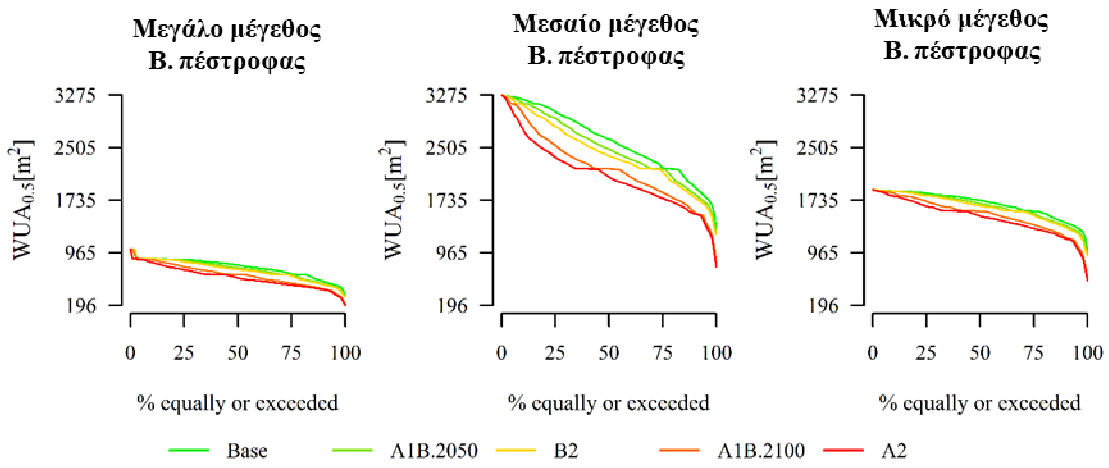
Γράφημα 4.6 Χάρτες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για τρεις παροχές και για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας, Ορεινός Αχελώος (Μεσοχώρα Ανάντη)

Η επίδραση των κλιματικών σεναρίων στο φυσικό καθεστώς ροής φαίνεται να επηρεάζει το φυσικό καθεστώς ροής της περιοχής μελέτης. Η ανάλυση των ενδιαιτημάτων είναι σχετική με την υδρολογική ανάλυση σύμφωνα με τη μέθοδο RVA. Το σενάριο με τη μικρότερη επίπτωση όσον αφορά την υδρολογική τροποποίηση είναι το A1B 2050. Το μέγεθος της Β. πέστροφας που θα επηρεαστεί περισσότερο είναι το μεσαίο και ακολουθεί το μικρό (γράφημα 4.7). Τέλος η μεγάλη Β. πέστροφα θα επηρεαστεί λιγότερο καθώς έχει τη μικρότερη έκταση για όλα τα σενάρια παροχών (γράφημα 4.7).



Γράφημα 4.7 Θηκογράμματα με τις αλλαγές στην $WUA_{0.5}$ για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας για την περίοδο (Ιούλιο με Αύγουστο) για όλα τα σενάρια και για το φυσικό καθεστώς (base: φυσικό καθεστώς)

Οι διαφορές στα ενδιαιτήματα της Β. πέστροφας για τη θερινή περίοδο οφείλονται κυρίως στις μεταβολές από τη μείωση του βάθους. Η μείωση αυτή είναι ιδιαίτερα σημαντική υπό το πρίσμα των σεναρίων Α2 και Α1Β 2100 (γράφημα 4.8). Συνεπώς οι καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων είναι χαμηλότερες συγκριτικά με τα άλλα δύο σενάρια, υποδεικνύοντας έτσι σημαντική υποβάθμιση του κατάλληλου ενδιαιτήματος του συγκεκριμένου είδους. Ωστόσο σε καμία περίπτωση δεν φαίνεται να υπάρχει ο κίνδυνος της εξαφάνισης καθώς οι $WUA_{0.5}$ δεν μηδενίζεται πουθενά. Η γενική μείωση των υδατικών διαθεσίμων για την περιοχή μεταβιβάζεται και στα ενδιαιτήματα κυρίως μέσω των μεγεθών τους και της παρουσίας τους.



Γράφημα 4.8 Πιθανότητα υπέρβασης της $WUA_{0.5}$ με βάση τις καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων (HDC) για τη σύγκριση μεταξύ του φυσικού καθεστώτος ροής (base) και των αναμενόμενων με βάση τα υπό εξέταση σενάρια

4.1.4 Συζήτηση

Υδρολογικό Μοντέλο

Η υδρολογική προσομοίωση είναι ιδιαίτερα απαιτητική για τις ορεινές λεκάνες απορροής εξαιτίας του ανάγλυφου και των σύνθετων διεργασιών που συμμετέχουν για την επίτευξη αυτής. Οι μεταβολές που συμβαίνουν στη βροχόπτωση και τη θερμοκρασία εξαιτίας της χωρικής διαφοροποίησης και των μεταβολών που παρατηρούνται εξαιτίας του υψομέτρου στην κατανομή των μετεωρολογικών συνθηκών, συχνά καθιστούν δύσκολη την προσομοίωση με ακρίβεια (Rahman et al., 2013; Soulis & Dercas, 2007). Επιπλέον, σε πολλές ορεινές περιοχές τα μετεωρολογικά δεδομένα δεν είναι επαρκή καθώς οι περισσότεροι μετεωρολογικοί σταθμοί βρίσκονται σε πεδινές περιοχές (Brito et al., 1999; Soulis, 2015).

Το γεγονός αυτό είναι πιο έντονο για τις Βαλκανικές περιοχές όπου υπάρχει περιορισμένη διαθεσιμότητα υδρολογικών και περιβαλλοντικών δεδομένων (Skoulikidis et al., 2009). Παρά τους περιορισμούς αυτούς, στη συγκεκριμένη εφαρμογή η απόδοση του μοντέλου (Moriasi et al., 2007; Rahman et al., 2013) θεωρήθηκε επαρκής και τα αποτελέσματά του συγκρίσιμα με αποτελέσματα από προηγούμενες έρευνες σε ελληνικά ποτάμια (Gamvroudis et al., 2015), ενισχύοντας με αυτό τον τρόπο την εγκυρότητά του. Ειδικά για τις χαμηλές παροχές οι οποίες αποτελούν επίκεντρο της συγκεκριμένης εφαρμογής, η απόδοση του μοντέλου ήταν ιδιαίτερα ικανοποιητική. Συνεπώς παρά το βαθμό της αβεβαιότητας και της έλλειψης δεδομένων, η συνολική αποτίμηση σχετικά με τα αποτελέσματα του μοντέλου κρίθηκε ικανοποιητική ώστε να

πληροί τις προϋποθέσεις για συγκριτική ανάλυση υδρολογικών σεναρίων στο πλαίσιο της πρώτης εφαρμογής.

Πιθανές επιπτώσεις κλιματικών μεταβολών σε ορεινά ποτάμια

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της πρώτης εφαρμογής, τα σενάρια A1B 2050 και B2 έχουν περιορισμένες επιπτώσεις συγκριτικά με τα σενάρια A1B 2100 και A2, όπου η μειωμένη βροχόπτωση κατά τη χειμερινή περίοδο και η αυξημένη θερμοκρασία κατά τη θερινή, επηρεάζουν το καθεστώς ροής κυρίως μέσω της διεύρυνσης της διάρκειας των χαμηλών παροχών. Τα αποτελέσματα αυτά συμφωνούν και με μια άλλη ανάλυση που έγινε σε ευρεία κλίμακα με εφαρμογή των ίδιων σεναρίων, όπου και εκεί το A2 σενάριο αναδεικνύεται ως το σενάριο με τις περισσότερες επιπτώσεις συγκριτικά με τα υπόλοιπα (Van Vliet et al., 2013). Επιπλέον, σύμφωνα με τους Salmoral et al., (2014), σε μία παρόμοια εφαρμογή στην Ισπανία εκτιμήθηκε ότι η θερμοκρασία είναι ο κύριος παράγοντας που επηρεάζει καθώς συνδέεται με την αύξηση της εξατμισοδιαπνοής, με ιδιαίτερο αντίκτυπο στη μείωση των υδατικών διαθεσίμων. Από έρευνες σε χώρες με Μεσογειακό κλίμα έχει διαπιστωθεί ότι παρατεταμένη διάρκεια ξηρών περιόδων οδηγεί σε υποβάθμιση της βιοποικιλότητας, η οποία συνδέεται και με τις αλλαγές στα ενδιαιτήματα εξαιτίας της αύξησης στη συχνότητα και το μέγεθος των γεγονότων χαμηλών παροχών (Bêche et al., 2009). Καινοτόμες εφαρμογές, οι οποίες ενσωματώνουν πρακτικές σαν και αυτές που εξετάζουν την επαναλαμβανόμενη αλληλουχία του DNA, υποστηρίζουν ότι οι επιπτώσεις από παρατεταμένες ξηρές περιόδους είναι μεγάλες και μπορεί να έχουν μεγάλη διάρκεια με αποτέλεσμα τη μείωση του πληθυσμού και τη μεταβολή της πορείας της εξέλιξης των ειδών (Humphries & Baldwin, 2003).

Τα ορεινά ποτάμια στις Μεσογειακές περιοχές έχουν μεγάλες εναλλαγές ανά εποχή στο καθεστώς ροής τους με έντονες πλημμύρες και ξηρές περιόδους σε σχέση με τα ποτάμια των πεδινών περιοχών (Bonada et al., 2007). Οι σχεδόν αδιατάρακτες συνθήκες που επικρατούν στις περιοχές που επιλέχτηκαν στο πλαίσιο της πρώτης εφαρμογής είναι αντιπροσωπευτικές κυρίως όσον αφορά τα ποτάμια (Economou et al., 2007) και τις παρόχθιες ζώνες τους (Zogaris et al., 2008), εξασφαλίζοντας μία ισχυρή βάση για τη διερεύνηση της αλληλεπίδρασης βιοτικών και αβιοτικών στοιχείων όσο και των μεταβολών στο καθεστώς ροής μέσω της επίδρασης από ενδεχόμενη πραγματοποίηση κλιματικών σεναρίων. Τα νοτιοδυτικά Βαλκάνια τα οποία

περιλαμβάνουν τις λεκάνες της Αδριατικής και του Ιονίου, έχουν υγρό Μεσογειακό κλίμα και υψηλή βροχόπτωση σε σύγκριση με τα ανατολικά Βαλκάνια. Επιπλέον, διασώζονται στην περιοχή αυτή διακριτές ιχθυοκοινωνίες με υψηλό ποσοστό ενδημισμού καθώς είναι βιογεωγραφικά απομονωμένη περιοχή η οποία λειτούργησε ως καταφύγιο για πολλά είδη κατά τη διάρκεια των παγετών του Πλειστοκαίνου (Zogaris et al., 2008; Skoulikidis et al., 2009).

Η πρώτη εφαρμογή επικεντρώνεται γύρω από τη Β. πέστροφα ως δείκτη της επίδρασης κλιματικών σεναρίων στο καθεστώς ροής ορεινού τμήματος του Αχελώου, ωστόσο πέρα από αυτό το είδος και άλλοι παράγοντες αναμένεται να επηρεαστούν (Bêche et al., 2009; Humphries & Baldwin, 2003; Mantua et al., 2010; Wenger et al., 2011). Σύμφωνα και με άλλες έρευνες, αντίστοιχες τροποποιήσεις στα ενδιαιτήματα οργανισμών οδηγούν σε αποσύνδεση της πλημμυρικής ζώνης από τη βασική κοίτη, διαταραχή της διαμήκους συνεκτικότητας και απλοποίηση της σύνθετης δομής των οικοσυστημάτων που αποτελούν τη βάση σύνθεσης της βιοποικιλότητας, επηρεάζοντας έτσι τη δυναμική των οικοτόπων καθιστώντας δύσκολη την προσαρμογή και την ομαλή διαβίωση της βιωτής (Poff et al., 2007). Ταυτόχρονα, οι αλλαγές αυτές είναι αρκετά πιθανό να επηρεάσουν και την παρόχθια βλάστηση, σημαντικό μέρος της οποίας φιλοξενεί φυτικά είδη που συμμετέχουν σε φυτοκοινωνίες, οι οποίες βρίσκονται κοντά σε συνθήκες αναφοράς (Zogaris et al., 2008). Βασικός περιορισμός στην επισταμένη έρευνα για την επίδραση κλιματικών μεταβολών στα ορεινά υδατικά οικοσυστήματα αποτελεί το γεγονός ότι τα αξιόπιστα διαθέσιμα δεδομένα για τους οργανισμούς είναι εξαιρετικά περιορισμένα. Γεγονός που ενισχύεται και από φαινόμενα παράνομης αλίευσης ή υπεραλίευσης και ειδικά για το μεγάλο μέγεθος της Β. πέστροφας. Συνεπώς τα σενάρια κλιματικής μεταβλητότητας μαζί με την αναποτελεσματική διαχείριση υδατικών πόρων αποτελούν απειλές για τα ορεινά ποτάμια με αποτέλεσμα να οδηγήσουν σε υποβάθμιση από πλευράς δομής, σύνθεσης και των υπηρεσιών που αυτά προσφέρουν (Postel & Richter, 2003). Επιπρόσθετα, οι επιπτώσεις από τις προαναφερθέντες απειλές έχουν περισσότερες συνέπειες σε περιοχές με έντονο ανάγλυφο και υψηλά υψόμετρα όπως οι ορεινές, καθώς είναι δύσκολο να γίνουν μέτρα αποκατάστασης (Battin et al., 2007). Επιπρόσθετα, οι συνθήκες αυτές είναι πιθανό να επιδεινώσουν μία ήδη επιβαρυμένη κατάσταση που επικρατεί σε κάποιες περιπτώσεις ορεινών ποταμών στα Νοτιοδυτικά Βαλκάνια από

αλλαγές σε χρήσεις γης, προβληματική διαχείριση υδατικών πόρων, ύπαρξη φραγμάτων και ρύπανση (ENVSEC, 2012).

<u>Σχέσεις μεταξύ τροποποιημένων καθεστώτων ροής από κλιματικά σενάρια και ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας</u>

Η αξιοποίηση αυτόχθονων ειδών πέστροφας ως δείκτη των ενδιαιτημάτων εξυπηρετεί πρακτικά ζητήματα καθώς τα είδη αυτά σχετίζονται φυλογενετικά με ευρέως μελετημένα είδη τα οποία προτιμούν συνθήκες χαμηλών θερμοκρασιών, όπως είναι η καφέ πέστροφα (Salmo trutta L.), η οποία συχνά κυριαρχεί σε ορεινά ποτάμια της Ευρώπης (Economou et al., 2007; Kottelat & Freyhof, 2007).

Οι έρευνες που έχουν γίνει σε μεγάλη κλίμακα σχετικά με την επίδραση της κλιματικής μεταβλητότητας σε οργανισμούς εσωτερικών υδάτων μέχρι τώρα εστιάζουν κυρίως στη θερμοκρασία, χωρίς να λαμβάνουν υπόψη τους παράγοντες όπως το καθεστώς ροής και τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των οργανισμών (Wenger et al., 2011). Στη Μεσόγειο, από άλλες ερευνητικές προσπάθειες να ποσοτικοποιηθούν οι αναμενόμενες επιδράσεις των κλιματικών μεταβολών στα Σαλμονοειδή (καφέ πέστροφα), η θερμοκρασία έχει αναδειχθεί ως ο βασικός παράγοντας που επηρεάζει τη μείωση της περιοχής που χρησιμοποιούν οι πέστροφες (Almodóvar et al., 2012), ωστόσο από έρευνες που έγιναν σε άλλες περιοχές με πιο ψυχρό κλίμα, η παροχή αντικαθιστά σε σημασία τη θερμοκρασία (Oncorhynchus spp.) (Wenger et al., 2011). Τα αποτελέσματα της παρούσας εφαρμογής συμφωνούν με τα αποτελέσματα των Wenger et al., 2011, όπου η τροποποίηση του καθεστώτος ροής και ειδικά η μείωση των παροχών που συμμετέχουν σε αυτό θα οδηγήσει σε μείωση του διαθέσιμου ενδιαιτήματος των ειδών στόχων. Επιπλέον όπως έχει αναδειχθεί και σε άλλες έρευνες (Mantua et al., 2010), αλλά και σύμφωνα με τα αποτελέσματα της εφαρμογής αυτής, είναι πιθανό από τη μείωση των παροχών και από πιο ομοιόμορφες συνθήκες στις εναλλαγές των καθεστώτων ροής να προκύψει αύξηση της θερμοκρασίας του νερού στα ορεινά Μεσογειακά ποτάμια, αυξάνοντας τις πιέσεις που θα πρέπει να αντιμετωπίσουν για την επιβίωση τους τα είδη χαμηλών θερμοκρασιών όπως η πέστροφα.

Επίσης είναι αρκετά πιθανό μέσα από τη μείωση των παροχών εξαιτίας της επίδρασης των κλιματικών μεταβολών από τα σενάρια που περιεγράφηκαν να επηρεαστούν και οι φυσικοχημικές συνθήκες επηρεάζοντας αρνητικά την ποιότητα

των υδάτων, δημιουργώντας υψηλό κίνδυνο για την ακεραιότητα των οικοσυστημάτων στα Μεσογειακά ποτάμια (Petrovic et al., 2011). Με βάση τα αποτελέσματα της ανάλυσης των ενδιαιτημάτων της Β. πέστροφας οι υδρολογικές τροποποιήσεις θα είναι μεγαλύτερες σύμφωνα με το Α2 σενάριο, καθιστώντας το ως το σενάριο με τις περισσότερες επιπτώσεις για το είδος.

Ταυτόχρονα και σύμφωνα με τους Hauer et al. (2013) αναλύοντας την επίδραση τροποποιημένων παροχών σε μικρότερη κλίμακα, ιδιαίτερα κατά τη θερινή περίοδο, μειώνεται η ποσότητα και η ποιότητα των ενδιαιτημάτων ως αποτέλεσμα των αλλαγών στα βάθη και τις ταχύτητες. Το αντιπροσωπευτικό τμήμα της Μεσοχώρας Ανάντη, αποτελείται κυρίως από σχετικά βαθιά ενδιαιτήματα με γρήγορες ταχύτητες και οι πιθανές επιπτώσεις από τις κλιματικές μεταβολές αναμένεται να μην είναι ιδιαίτερα έντονες ως προς την ποιότητα των ενδιαιτημάτων της μικρής και μεγάλης Β. πέστροφας, καθώς τα υδραυλικά χαρακτηριστικά του συγκεκριμένου τμήματος κατά τις θερινές συνθήκες, βρίσκονται εκτός του εύρους που προτιμούν. Ταυτόχρονα, όπως φάνηκε στα αποτελέσματα των κλιματικά τροποποιημένων καθεστώτων ροής πολύ σημαντική είναι και η μείωση σε μηνιαία βάση των υψηλών παροχών στις χειμερινές περιόδους μαζί με τη μείωση του μεγέθους και της συχνότητας τους, καθώς αυτές οι παροχές διαδραματίζουν πολύ σημαντικό ρόλο για την προετοιμασία της αναπαραγωγικής περιόδου δίνοντας το έναυσμα στα Σαλμονοειδή για μετανάστευση και αναζήτηση ενδιαιτημάτων αναπαραγωγής και ωοτοκίας. Επομένως και με βάση τα αποτελέσματα προηγούμενων ερευνών, η επίδραση της μικρότερης συχνότητας εμφάνισης των υψηλών παροχών είναι πιθανό να προκαλέσει μείωση των πληθυσμών ιχθυοπανίδας με φαινόμενα εξαφάνισης αυτόχθονων ειδών σε βάθος χρόνου (Mathews & Richter, 2007; Poff & Zimmerman, 2010).

Η μικρή Β. πέστροφα βρέθηκε σε ρηχές θέσεις με χαμηλές ταχύτητες. Αυτές οι θέσεις ήταν λιγότερες συγκριτικά με το σύνολο των θέσεων που παρατηρήθηκαν τα υπόλοιπα ψάρια. Η μεγάλη Β. πέστροφα επέλεξε βαθιές, με χαμηλή ταχύτητα θέσεις (ποταμολίμνια) χωρίς όμως αυτές να είναι στο ίδιο βαθμό διαθέσιμες στη Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) όπως ήταν στο Βοϊδομάτη. Συνεπώς όσον αφορά την κατανομή των βαθών και των ταχυτήτων, η Μεσοχώρα Ανάντη παρέχει περισσότερα ενδιαιτήματα κατάλληλα για το μεσαίο μέγεθος της Β. πέστροφας, με αποτέλεσμα οι οποιασδήποτε αλλαγές να το επηρεάσουν περισσότερο από τα άλλα δύο μεγέθη. Επιπλέον, αν και δεν υπήρξε μηδενική καταλληλότητα για κανένα σενάριο, δεν μπορεί

να αποκλειστεί η μείωση του είδους σε βάθος χρόνου στην περιοχή μελέτης, το οποίο ήδη βάλλεται από υπεραλίευση και παράνομη αλιεία με παράνομα μέσα. Επίσης όπως έχει αναδειχθεί και από άλλους ερευνητές (Wenger et al., 2011), οι κλιματικές μεταβολές μέσω της θερμοκρασίας σε συνδυασμό με το καθεστώς ροής και με άλλες βιολογικές διεργασίες πέραν αυτών που εξετάστηκαν στην παρούσα εφαρμογή είναι πιθανό να οδηγήσουν σε υποβάθμιση των Σαλμονοειδών (Brook et al., 2008).

4.1.5 Συμπεράσματα πρώτης εφαρμογής

Η πρώτη εφαρμογή ανέδειξε θέματα επίδρασης κλιματικών μεταβολών και το πως αυτά είναι εφικτό να επηρεάσουν τα ορεινά ποτάμια ακόμα και σε επίπεδο οικολογικής ακεραιότητας. Στη συγκεκριμένη περιοχή μελέτης, όπως και σε άλλα ορεινά ποτάμια των Δυτικών Βαλκανίων το καθεστώς ροής συν διαμορφώνεται από πολλούς παράγοντες, όπως και τα ενδιαιτήματα που σχηματίζονται με βάση αυτό (Mathews & Richter, 2007; Skoulikidis et al., 2009). Για να είναι αποτελεσματική η διαχείριση και η προστασία της βιοποικιλότητας στις ορεινές περιοχές χρειάζεται προσεκτική μεταφορά της τάξης μεγέθους των κλιματικών μεταβολών σε τοπικές συνθήκες και δη σε συνθήκες ενδιαιτημάτων, κάτι το οποίο είναι ιδιαίτερα δύσκολο όταν το ανάγλυφο έχει μεγάλες κλίσεις και ιδιαίτερα χαρακτηριστικά, όπως είναι των ορεινών περιοχών (Isaak et al., 2010). Η πρώτη εφαρμογή συγκαταλέγεται ανάμεσα σε λίγες προσπάθειες σχετικές με τη διερεύνηση κοντά σε συνθήκες αναφοράς, των μεταβολών των ενδιαιτημάτων μέσω των απαιτήσεων της ιχθυοπανίδας σε ορεινές περιοχές.

Η ανάλυση με τους δείκτες υδρολογικής τροποποίησης που έγινε στον ορεινό Αχελώο, δείχνει ότι το κομμάτι του καθεστώτος ροής που συνδέεται με τις πλημμύρες μικρού και μεγάλου μεγέθους θα υποστεί τροποποίηση. Η έκταση και η ποιότητα των ενδιαιτημάτων θα υποστούν μεγάλες αλλαγές, με βάση την εκτίμηση που έγινε σύμφωνα με τη μεθοδολογία προσομοίωσης ενδιαιτημάτων, καθώς θα υπάρξει μείωση των υδατικών διαθεσίμων και πτώση των τιμών αιχμής των πλημμυρών στα τροποποιημένα με βάση τα κλιματικά σενάρια καθεστώτα ροής. Με βάση τα αποτελέσματα η απλοποίηση των συνθηκών ροής σε συνδυασμό με την αύξηση της θερμοκρασίας είναι πιθανό να οδηγήσουν σε σημαντική μείωση μικροενδιαιτημάτων που χρησιμοποιούν τα ρεόφιλα με προτίμηση στις χαμηλές θερμοκρασίες είδη. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της εφαρμογής αυτής θα επηρεαστεί σε μεγαλύτερο βαθμό το μεσαίο μέγεθος, ακολουθώντας το μικρό και τελευταίο το μεγάλο μέγεθος της

Β. πέστροφας. Ωστόσο, για το μεγάλο μέγεθος υπάρχει μια σχετική αβεβαιότητα καθώς οι πιέσεις που έχει υποστεί από την παράνομη αλίευση και την υπεραλιεία έχουν περιορίσει ήδη σε μεγάλο βαθμό την ύπαρξή του. Οι σχέσεις οικολογίας και παροχής χρειάζονται περαιτέρω διερεύνηση, ώστε να υπάρξει σαφή σύνδεση μεταξύ υδρολογικών τροποποιήσεων και το πώς επηρεάζουν αυτές τα είδη, τις βιοκοινωνίες και τις οικολογικές διεργασίες.

Για τη σωστή πρόβλεψη ενδοποτάμιων αλλαγών από κλιματική μεταβολή χρειάζεται να γίνουν περισσότερες έρευνες ώστε να γίνουν κατανοητοί οι μηχανισμοί με τους οποίους ανταποκρίνονται οι βιολογικές δομές στην επίδραση του κλίματος. Πιθανές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των μεταβολών του κλίματος, της ποιότητας του νερού, της διαθεσιμότητας τροφής, του κατακερματισμού της έκτασης που χρησιμοποιούν οι οργανισμοί λόγω θερμικών περιορισμών και των αλλαγών στις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των ειδών χρειάζεται να λαμβάνονται υπόψη προς την κατεύθυνση των ολιστικών προσεγγίσεων. Επιπλέον χρειάζεται να λαμβάνονται υπόψη και άλλες ανθρωπογενείς πιέσεις που επηρεάζουν τα ενδιαιτήματα της ιχθυοπανίδας όπως τα φράγματα και οι αλλαγές χρήσεων γης. Εν κατακλείδι, περισσότερη έρευνα χρειάζεται για την ανάλυση της επίδρασης της μείωσης των παροχών και των τροποποιημένων καθεστώτων ροής στα ενδοποτάμια ορεινά συστήματα (Dewson, 2007), γεγονός ιδιαίτερα σημαντικό για ευαίσθητες περιοχές με υψηλά ποσοστά ενδημισμού και οικοπεριοχές σαν και αυτές των Δυτικών Βαλκανίων.

4.2 Σύγκριση ψευδοδισδιάστατου (pseudo 2d) (HEC-RAS) και δισδιάστατου υδροδυναμικού μοντέλου (FLOW-R2D) ως προς την εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας.

Οι μεθοδολογίες προσομοίωσης ενδιαιτημάτων ποσοτικοποιούν τα όρια χρήσης των υδατικών διαθεσίμων για τον άνθρωπο και το περιβάλλον (Dunbar et al., 2012). Ο συνδυασμός υδραυλικών μοντέλων και μοντέλων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων χρησιμοποιούνται για τον ορισμό του υποβάθρου από πλευράς υδραυλικών συνθηκών (βάθους, ταχύτητας) που χρειάζονται οι οργανισμοί για τις λειτουργίες τους.

Η προσομοίωση των υδραυλικών χαρακτηριστικών των ποταμών πραγματοποιείται είτε με μονοδιάστατα (1D) μοντέλα (García et al., 2011) ή και με δισδιάστατα (2D) υδροδυναμικά μοντέλα (Leclerc et al., 1995) (in Benjankar et al., 2015). Η επιλογή του

μοντέλου γίνεται με βάση την πολυπλοκότητα των συνθηκών των ποταμών. Τα μονοδιάστατα χρησιμοποιούνται σε μεγάλα ποτάμια, ενώ τα δισδιάστατα μοντέλα σε μικρότερα αντιπροσωπευτικά τμήματα ποταμών (Katopodis, 2012). Προηγούμενες έρευνες έχουν δείξει ότι τα 1D και τα 2D μοντέλα δίνουν συγκρίσιμα αποτελέσματα σε ποτάμια με απλές υδρομορφολογικές δομές, κάτι το οποίο δεν ισχύει για αντίθετες περιπτώσεις. Ιδιαίτερα, οι σύνθετες συνθήκες ροής δεν είναι εφικτό να προσομοιωθούν από 1D μοντέλα τα οποία βασίζονται σε γραμμική παρεμβολή, τιμών υδραυλικών χαρακτηριστικών μεταξύ διατομών (Mason et al., 2003), ενώ τα 2D προσομοιώνουν το βάθος, το μέγεθος και την κατεύθυνση (x,y) της ταχύτητας σε σημεία, δίνοντας μεγαλύτερη ακρίβεια στα αποτελέσματα που χρειάζονται για την ανάλυση των ενδιαιτημάτων (Bovee, 1996).

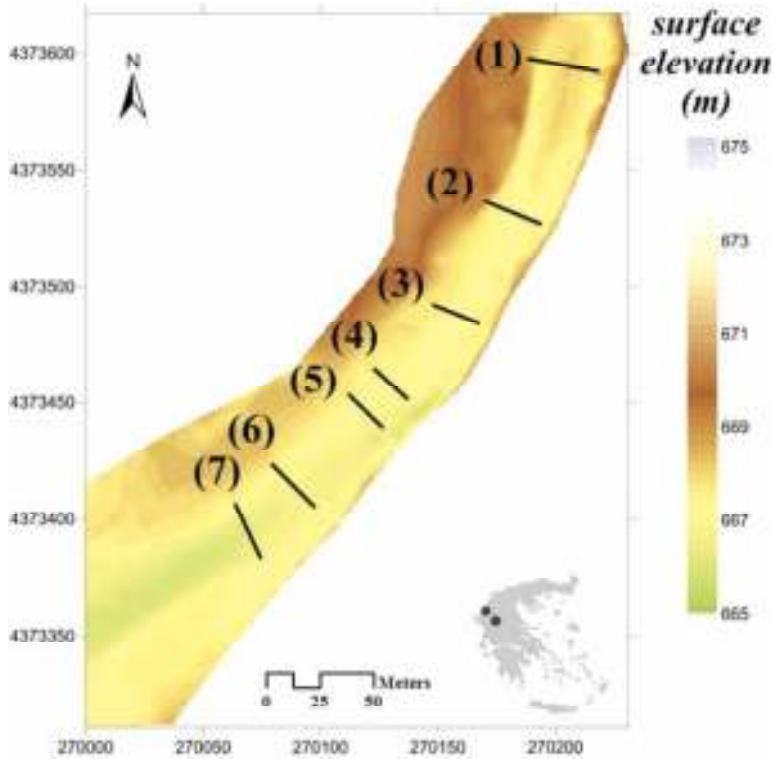
Τα δισδιάστατα μοντέλα χρειάζονται αυξημένο υπολογιστικό χρόνο για την εφαρμογή τους και συνήθως απαιτούν αυξημένο επίπεδο εξειδίκευσης του χρήστη. Ωστόσο η χρήση τους συνδυαστικά με τα μοντέλα ενδιαιτημάτων είναι σε αύξουσα πορεία καθώς η λεπτομέρεια που παράγουν στα αποτελέσματα τους είναι ιδιαίτερα χρήσιμη ως προς την κατανομή των υδραυλικών χαρακτηριστικών στο χώρο για τους οργανισμούς.

Σύμφωνα και με άλλες σχετικές έρευνες, το στήσιμο των μοντέλων κατέχει πολύ σημαντικό ρόλο στην αξιοπιστία των αποτελεσμάτων (Refsgaard et al., 2006). Στο πλαίσιο της δεύτερης εφαρμογής χρησιμοποιήθηκαν 1D και 2D μοντέλα για τη σύγκριση της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας, χρησιμοποιώντας ως δείκτη τη σταθμισμένη κατάλληλη έκταση (WUA), εστιάζοντας στις διαφορές ως προς τη δομή των μοντέλων. Οι διαφορές μεταξύ των μοντέλων αναλύθηκαν και ποσοτικοποιήθηκαν με μήτρα σφάλματος (error matrix) (Benjankar et al., 2015) σε επίπεδο κελιού υπολογιστικού πλέγματος.

Στο πλαίσιο της δεύτερης εφαρμογής έγινε σύγκριση μεταξύ ψευδο–δισδιάστατου μοντέλου HEC-RAS και δισδιάστατου υδροδυναμικού μοντέλου (FLOW-R2D) στο τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη του ορεινού Αχελώου. Το FLOW-R2D αναπτύχθηκε από το εργαστήριο Εγγειοβελτιωτικών έργων & Διαχείρισης Υδατικών Πόρων του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου (ΕΜΠ).

4.2.1 Περιοχή Μελέτης

Η υδραυλική ─υδροδυναμική προσομοίωση πραγματοποιήθηκε στο αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη (ορεινός Αχελώος) (γράφημα 4.9). Λεπτομέρειες για τα χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης αναφέρονται στο υποκεφάλαιο 4.1.1.



Γράφημα 4.9 Περιοχή εφαρμογής του HEC-RAS και του FLOW-R2D, (αντιπροσωπευτικό τμήμα Μεσοχώρα Ανάντη, ορεινός Αχελώος) και διατομές ελέγχου για τη βαθμονόμηση των μοντέλων

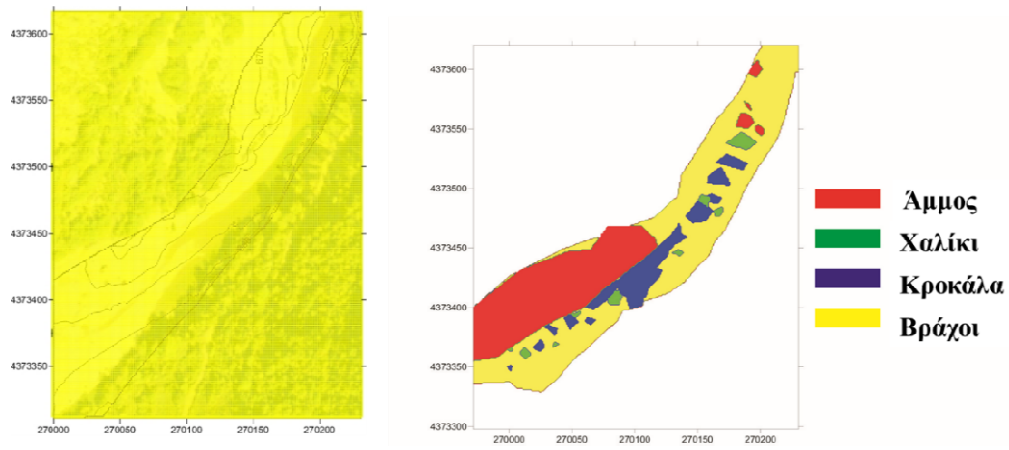
4.2.2 Μεθοδολογία

Στο υποκεφάλαιο 3.3.1 αναφέρθηκαν τα δεδομένα εισόδου που χρειάστηκαν καθώς και τεχνικές λεπτομέρειες για το στήσιμο του HEC-RAS. Συνοπτικά εδώ αναφέρονται τα βήματα. Οριοθέτηση αντιπροσωπευτικού τμήματος με χαρτογράφηση ενδιαιτημάτων, κατασκευή Ψηφιακών Μοντέλων Εδάφους (DTM), μετρήσεις υδραυλικών χαρακτηριστικών (βάθος, ταχύτητα) με ροόμετρο και σταδία με ενδείξεις βάθους, ορισμός διατομών κάθετων στη ροή του ποταμού για τη βαθμονόμηση και την επαλήθευση των μοντέλων.

Με την 2D προσομοίωση οι μεταβολές στη ροή, οι οποίες συμβαίνουν εξαιτίας των μεταβολών στην τοπογραφία και της χωρικής κατανομής της ταχύτητας,

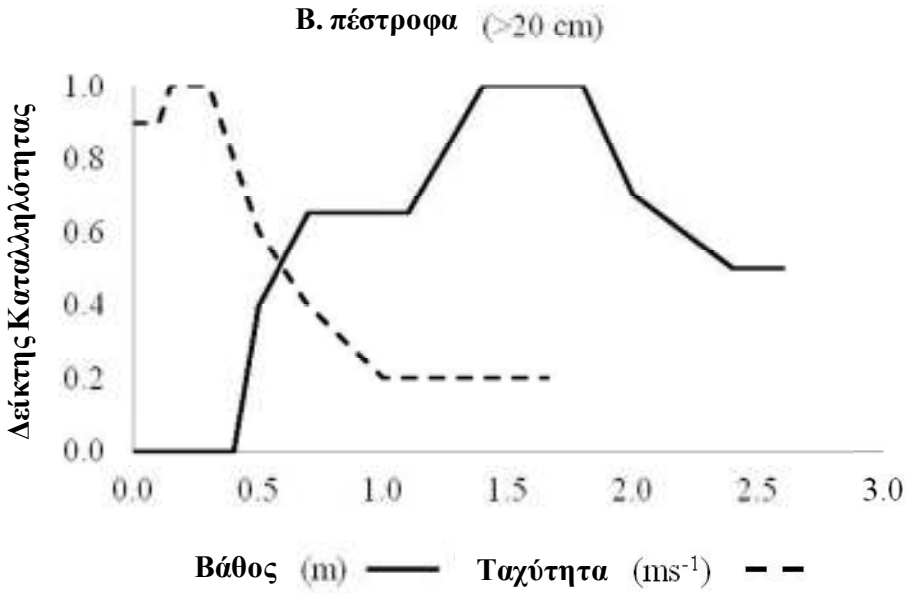
προσομοιώνονται σε επίπεδο υπολογιστικού πλέγματος συγκριτικά με τα 1D μοντέλα, όπου η προσομοίωση γίνεται αρχικά σε επίπεδο διατομών και στη συνέχεια ακολουθεί γραμμική παρεμβολή μεταξύ αυτών για να καλυφθεί η περιοχή εφαρμογής.

Ως προς την τοπογραφία ακολουθήθηκε η ίδια διαδικασία συλλογής δεδομένων όπως και στο HEC-RAS. Από τις μετρήσεις αυτές δημιουργήθηκε υπολογιστικό πλέγμα 46.957 τετραγωνικών κελιών 1x1m (γράφημα 4.10, αριστερά). Η βαθμονόμησή, του 2D έγινε μέσω του συντελεστή διάχυσης και του συντελεστή *Manning n*. Ο συντελεστής διάχυσης υπεισέρχεται ως παράμετρος κατά τη διακριτοποίηση των δισδιάστατων εξισώσεων αβαθών υδάτων (2D-SWE; shallow water equations) με στόχο την εισαγωγή τεχνητής διάχυσης στην αριθμητική επίλυση, εξομαλύνοντας τα σφάλματα διασποράς, τα οποία παρουσιάζονται με τη μορφή αριθμητικών ασυνεχειών. Παρόλο που είναι τεχνητός όρος, η χρήση του έχει μία φυσική σημασία καθώς εισάγει σφάλμα στην αριθμητική λύση ανάλογο με τους όρους της τύρβης. Η χρήση ανάλογων παραμέτρων είναι γνωστοί στη βιβλιογραφία ως "*artificial diffusion ή artificial eddy viscosity*". Στην εφαρμογή που έγινε με το FlowR2D, δοκιμάστηκαν 32 σενάρια και ο συντελεστής διάχυσης αρχικά κυμάνθηκε από 0.90 έως 0.95. Για την επιλογή του τελικού σεναρίου, υπολογίστηκε η τετραγωνική ρίζα του μέσου τετραγωνικού σφάλματος (Root Mean Square Error, RMSE) για τα βάθη και για τις ταχύτητες ροής σε 100 σημεία και πραγματοποιήθηκε έλεγχος ελαχιστοποίησης του RMSE μεταξύ μετρημένων και προσομοιωμένων τιμών. Οι παραπάνω τιμές κανονικοποιήθηκαν με στόχο τη σύγκριση και αξιολόγηση των σεναρίων. Για τον ορισμό της τραχύτητας χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις περιοχές με βάση τους τύπους υποστρώματος άμμος, χαλίκι, κροκάλα και βράχος (γράφημα 4.10, δεξιά). Ο συντελεστής *Manning n* αρχικά, στη ζώνη άμμου κυμαίνεται από 0.03 έως 0.04 $s/m^{1/3}$ στα χαλίκια κυμαίνεται από 0.04 έως 0.06 $s/m^{1/3}$, στις κροκάλες κυμαίνεται από 0.05 έως 0.07 $s/m^{1/3}$ και στους βράχους κυμαίνεται από 0.06 έως 0.09 $s/m^{1/3}$.



Γράφημα 4.10 Τοπογραφικό πλέγμα και οριοθέτηση ζωνών με βάση τον κυρίαρχο τύπο υποστρώματος (Μεσοχώρα Ανάντη, ορεινός Αχελώος)

Το είδος της ιχθυοπανίδας που χρησιμοποιήθηκε ως ενδείκτης είναι το μεγάλο μέγεθος της Β. Πέστροφας (>20cm, TL) (Ιονική πέστροφα, *Salmo farioides*, Karaman 1938). Οι καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος της Β.πέστροφας (γράφημα 4.11) με για την εκτίμηση της σταθμισμένης κατάλληλης έκτασης με χρήση του κριτηρίου βελτιστοποίησης ($WUA_{0.5}$) περιγράφονται με λεπτομέρεια στο υποκεφάλαιο 3.2.1. Ως σύνθετος δείκτης χρησιμοποιήθηκε το γινόμενο, ενώ αναπτύχθηκαν και καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων για θερινές παροχές.



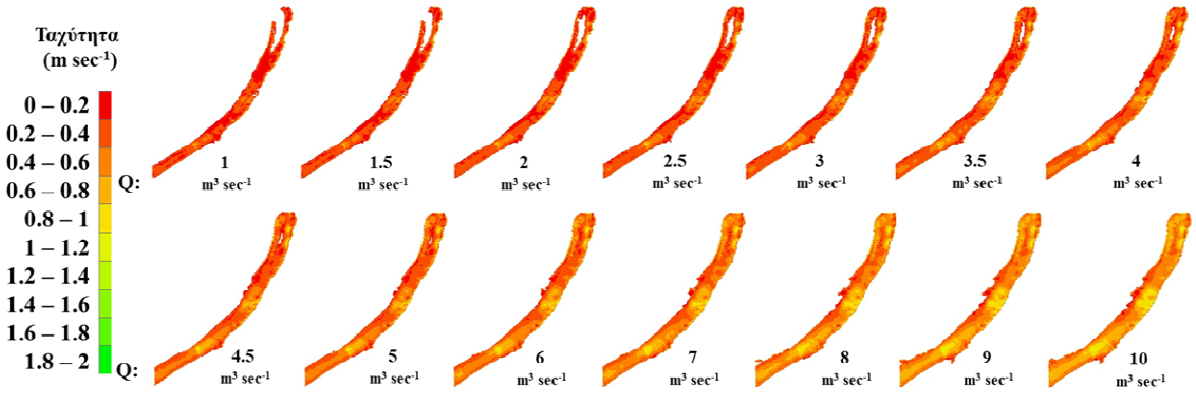
Γράφημα 4.11 Καμπύλες καταλληλότητας βάθους και ταχύτητας για το μεγάλο μέγεθος της Β. πέστροφας

Μετά την εφαρμογή των μοντέλων ακολούθησε μετατροπή των αποτελεσμάτων τους σε αποτελέσματα καταλληλότητας ενδιαιτημάτων σύμφωνα με το σύνθετο δείκτη (CSI). Το υπολογιστικό πλέγμα του FLOW-R2D έδινε διευρυμένα πλημμυρικά όρια συγκριτικά με τα αντίστοιχα όρια του ψευδο–2D HEC-RAS. Για την ορθολογικότερη ανάλυση των αποτελεσμάτων της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων, εφαρμόστηκε μάσκα με βάση το ψηφιδωτό αρχείο (*raster*) του ψευδο – 2D HEC-RAS για την παροχή $2 m^3 s^{-1}$, σε περιβάλλον Γεωγραφικών Πληροφοριακών Συστημάτων, σε όλα τα σενάρια παροχών που εξετάστηκαν με στόχο την σύγκριση σε κοινό χωρικό πλαίσιο.

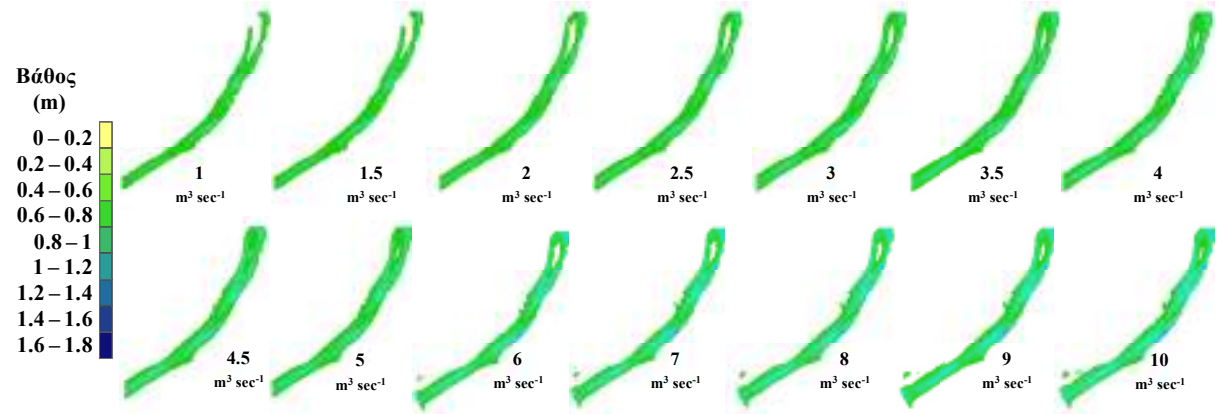
Στη συνέχεια ακολούθησε σύγκριση μεταξύ του χωρικά κατανεμημένου σύνθετου δείκτη καταλληλότητας (CSI), που υπολογίστηκε από το μοντέλο ψευδο – 2D HEC-RAS και το FLOW-R2D χρησιμοποιώντας μήτρα σφάλματος (error matrix) (Congalton & Green, 2008). Με βάση τη μήτρα σφάλματος πραγματοποιείται σύγκριση των ψηφιδωτών αρχείων μέσω του υπολογισμού της συνολικής ακρίβειας (OA) και του συντελεστή συμφωνίας (kappa statistic, K). Ο δείκτης K, παίρνει τιμές από 0 (ασυμφωνία) έως 1 (πλήρη συμφωνία). Η συνολική ακρίβεια (OA) είναι μία αναλογία μεταξύ των κελιών που συμφωνούν μεταξύ των αποτελεσμάτων των δύο μοντέλων σε σχέση με τα συνολικά κελιά. Προς διευκόλυνση της ερμηνείας των αποτελεσμάτων έγινε διακριτοποίηση των τιμών του CSI για κάθε ψηφιδωτό αρχείο σε πέντε κλάσεις 0: 0, 1: 0 – 0.19, 2: 0.20–0.39, 3: 0.4–0.59, 4: 0.60–0.79 και 5: 0.80–1.00. Στη συνέχεια έγινε εκτίμηση της $WUA_{0.5}$ για 14 σενάρια παροχής, και καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων για τους μήνες (Ιούνιο με Οκτώβριο) χρησιμοποιώντας τη χρονοσειρά του υδρολογικού μοντέλου (φυσικό καθεστώς ροής) της πρώτης εφαρμογής για την χρονική περίοδο 1986–2004.

4.2.3 Αποτελέσματα

Το Flow-R2D βαθμονομήθηκε για παροχή 4 $m^3 s^{-1}$ και το ψευδο – HEC-RAS για 4 $m^3 s^{-1}$ και για 8.8 $m^3 s^{-1}$. Στις εικόνες 4.12 και 4.13 παρατίθενται αποτελέσματα ταχύτητας και βάθους αντίστοιχα, για 14 σενάρια παροχής, σύμφωνα με την προσομοίωση με το FLOW-R2D.



Γράφημα 4.12 Αποτελέσματα ταχύτητας για 14 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το FLOW-R2D, Ορεινός Αχελώος (Μεσοχώρα Ανάντη)



Γράφημα 4.13 Αποτελέσματα βάθους για 14 σενάρια παροχής, προσομοίωση με το FLOW-R2D, Ορεινός Αχελώος (Μεσοχώρα Ανάντη)

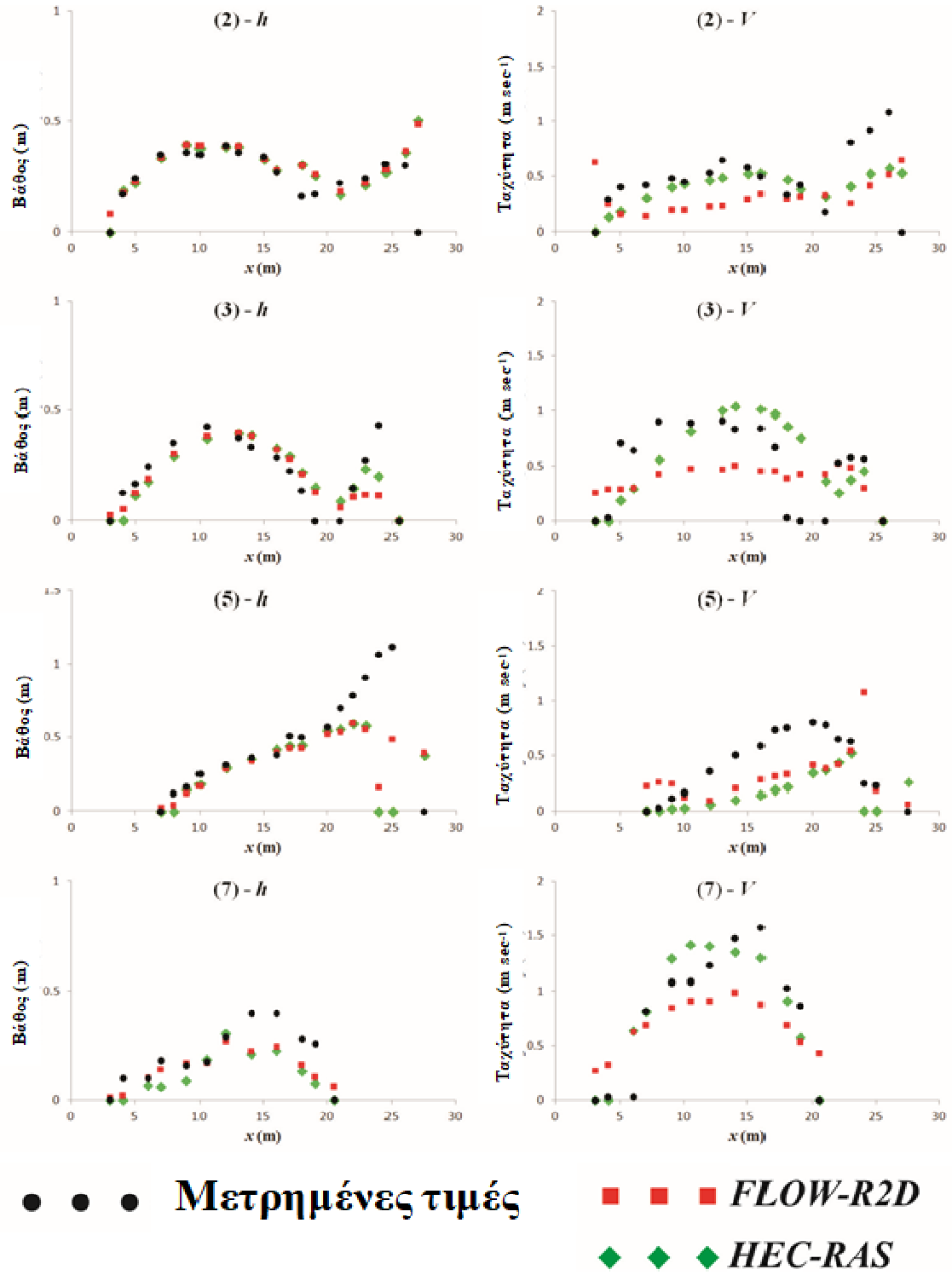
Ο συντελεστής διάχυσης για το Flow-R2D, διαμορφώθηκε στην τιμή ω = 0.95 και ο συντελεστής *Manning n* για τη ζώνη άμμου n = 0.03 $s/m^{1/3}$, για τη ζώνη χαλικιών n = 0.06 $s/m^{1/3}$, για τη ζώνη κροκάλας n = 0.07 $s/m^{1/3}$ και για τη ζώνη βράχων n = 0.06 $s/m^{1/3}$. Οι τελικές τιμές του συντελεστή τραχύτητας *Manning n* του ψευδο–δισδιάστατου μοντέλου HEC-RAS, ως προς την κύρια κοίτη κυμάνθηκαν μεταξύ 0.023 και 0.044, ενώ περισσότερα αναφέρονται στο υποκεφάλαιο 2.3.2.

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα της ψευδο–δισδιάστατης προσέγγισης με τη δυσδιάστατη (Papadaki et al., 2016b) υπάρχουν ουσιαστικές διαφοροποιήσεις στις ταχύτητες ροής, καθώς με την δισδιάστατη προσέγγιση υπολογίστηκαν χαμηλότερες μέγιστες ταχύτητες αλλά υψηλότερες μέσες ταχύτητες (πίνακας 4.3).

Πίνακας 4.3. Στατιστική σύγκριση και RMSE μεταξύ μετρημένων και προσομοιωμένων τιμών για τα δύο μοντέλα ως προς το βάθος και την ταχύτητα ροής.

	Βάθος (m)			Ταχύτητα (m sec^{-1})		
	Μετρημένες	FLOW-R2D	HEC-RAS	Μετρημένες	FLOW-R2D	HEC-RAS
Mean	0.26	0.22	0.21	0.54	0.41	0.15
Min	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max	1.12	1.07	1.09	1.58	1.08	1.42
StD	0.21	0.18	0.19	0.39	0.23	0.42
Median	0.25	0.19	0.19	0.58	0.34	0.39
25th percentile	0.13	0.09	0.07	0.19	0.26	0.02
75th percentile	0.35	0.32	0.30	0.81	0.55	0.76
RMSE		0.11	0.12		0.33	0.33

Όσον αφορά τη σύγκριση μεταξύ μετρημένων τιμών και προσομοιωμένων σχετικά με την παράμετρο της ταχύτητας, το HEC-RAS σε τέσσερις από τις εφτά διατομές έδωσε αποτελέσματα πιο κοντά στις μετρημένες τιμές (γράφημα 4.14).

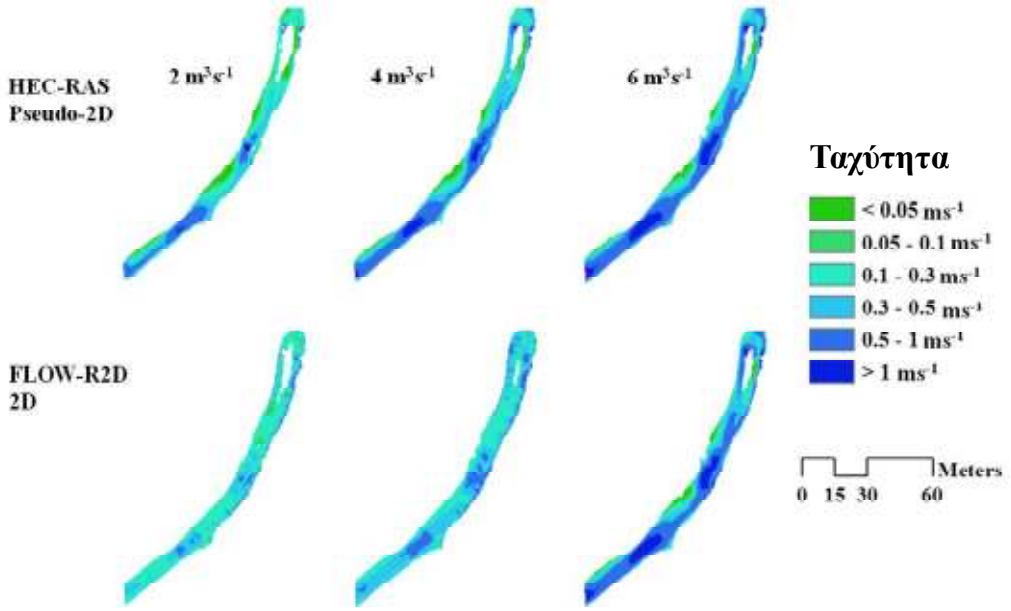


Γράφημα 4.14 Σύγκριση των αποτελεσμάτων βάθους και ταχύτητας του υδραυλικού μοντέλου HEC-RAS και του υδροδυναμικού FLOW-R2D για παροχή 4 m^3 s^{-1}

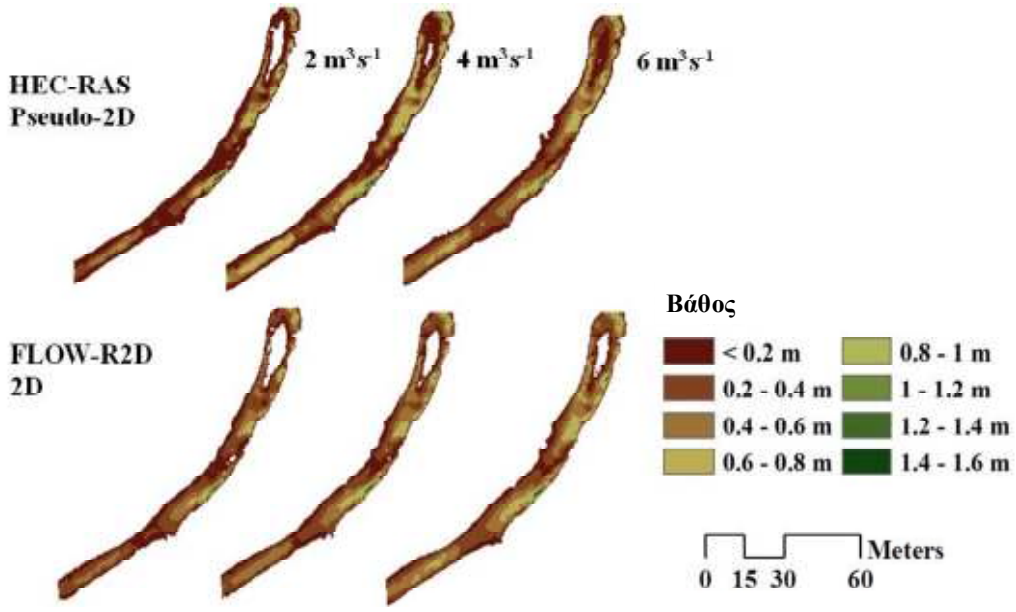
Στις εικόνες 4.15 και 4.16 απεικονίζονται αποτελέσματα προσομοίωσης των δύο μοντέλων, ταχύτητας και βάθους αντίστοιχα. Ειδικά για τα σενάρια των παροχών 2 m^3s^{-1} και 4 m^3s^{-1}, το HEC-RAS έδωσε υψηλότερες τιμές ταχύτητας συγκριτικά με το FLOW-R2D, ενώ για την παροχή 6 m^3s^{-1} οι διαφορές μεταξύ των μοντέλων ήταν πολύ

μικρότερες. Στο αντιπροσωπευτικό τμήμα της Μεσοχώρας ανάντη, κυριαρχούν υδρομορφολογικές μονάδες οι οποίες είναι αβαθείς, με σχετικά γρήγορες ταχύτητες ροής. Οι έντονες αυξομειώσεις της ροής κατά μήκος και πλάτος μπορούν να προσομοιωθούν καλύτερα με δισδιάστατα υδροδυναμικά μοντέλα συγκριτικά με τα ψευδο–δισδιάστατα υδραυλικά.

Τα αποτελέσματα του βάθους δείχνουν ότι υπάρχει μεγαλύτερο εύρος χωρικής κατανομής στο FLOW-R2D για τις τιμές μεταξύ (0.6–1 m) από ότι στο HEC-RAS. Οι διαφορές αυτές είναι περισσότερο ευδιάκριτες καθώς αυξάνεται η παροχή.

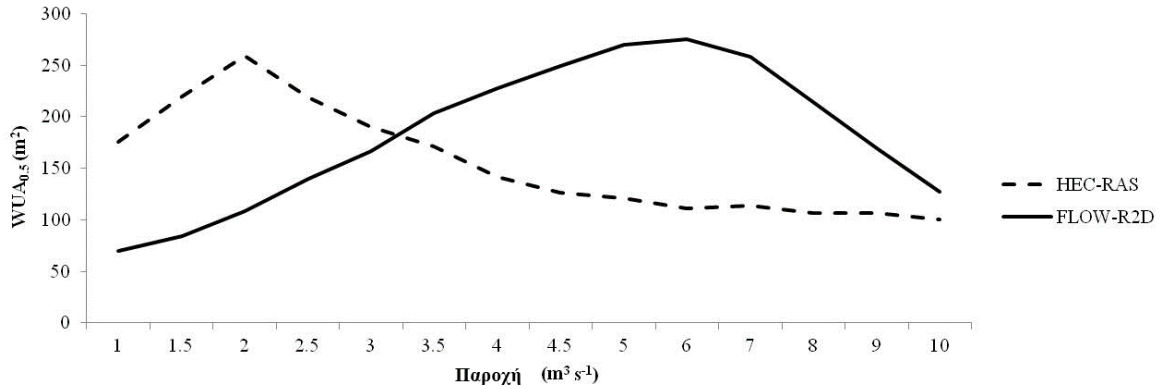


Γράφημα 4.15 Αποτελέσματα προσομοίωσης των δύο μοντέλων για 3 σενάρια παροχής ως προς την παράμετρο της ταχύτητας



Γράφημα 4.16 Αποτελέσματα προσομοίωσης των δύο μοντέλων για 3 σενάρια παροχής ως προς την παράμετρο του βάθους

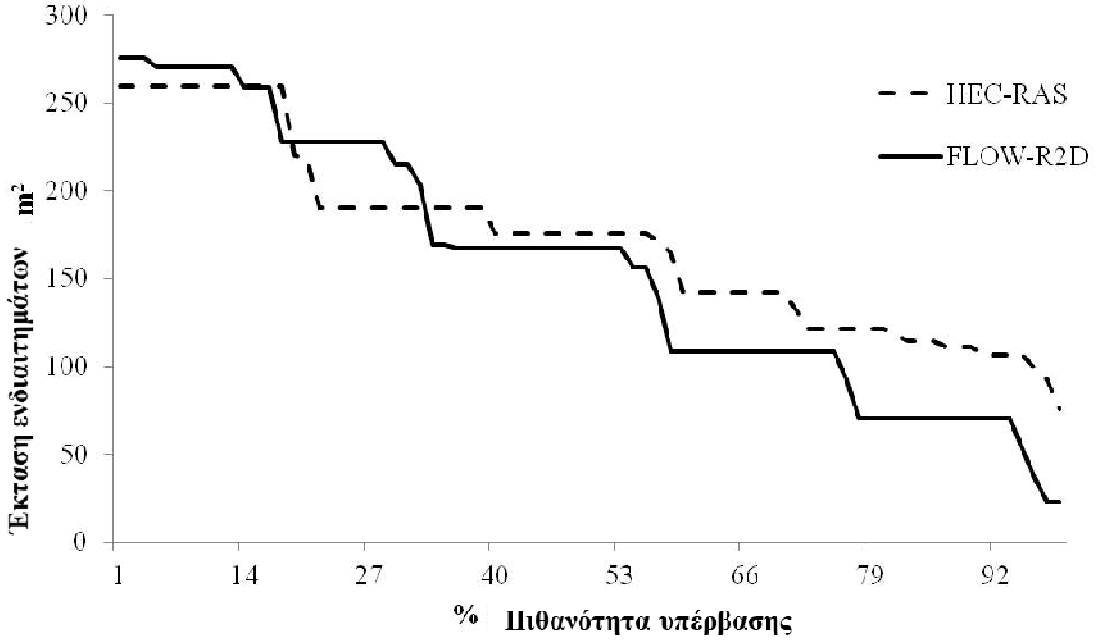
Από την ανάλυση των αποτελεσμάτων της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων (γράφημα 4.17), υπάρχει υποεκτίμηση της κορύφωσης της $WUA_{0.5}$ με βάση το HEC-RAS μοντέλο. Σύμφωνα με το HEC-RAS η παροχή 2 m^3s^{-1} μεγιστοποιεί την έκταση των ενδιαιτημάτων, ενώ η αντίστοιχη παροχή με το FLOW-R2D είναι η 6 m^3s^{-1}. Η διαφορά μεταξύ των δύο μοντέλων είναι μεγάλη και φανερώνει την αναγκαιότητα για περαιτέρω διερεύνηση των πιθανών αιτιών που συμβαίνει αυτό.



Γράφημα 4.17 Κατάλληλη σταθμισμένη έκταση ($WUA_{0.5}$) με βάση τα δύο μοντέλα

Στα γραφήματα 4.18 παρατίθενται καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων για σύγκριση μεταξύ των δύο μοντέλων με βάση την πιθανότητα υπέρβασης για τους μήνες Ιούνιο με Οκτώβριο (1986–2004). Το εύρος παροχής κυμάνθηκε από 4 έως 45 m^3s^{-1}. Σύμφωνα με

τα αποτελέσματα του FLOW-R2D για το 30% του χρόνου η έκταση των ενδιαιτημάτων είναι μικρότερη ή ίση συγκριτικά με το HEC-RAS. Ενώ το 70% του χρόνου το HEC-RAS αποδίδει μεγαλύτερη έκταση από το δισδιάστατο μοντέλο.

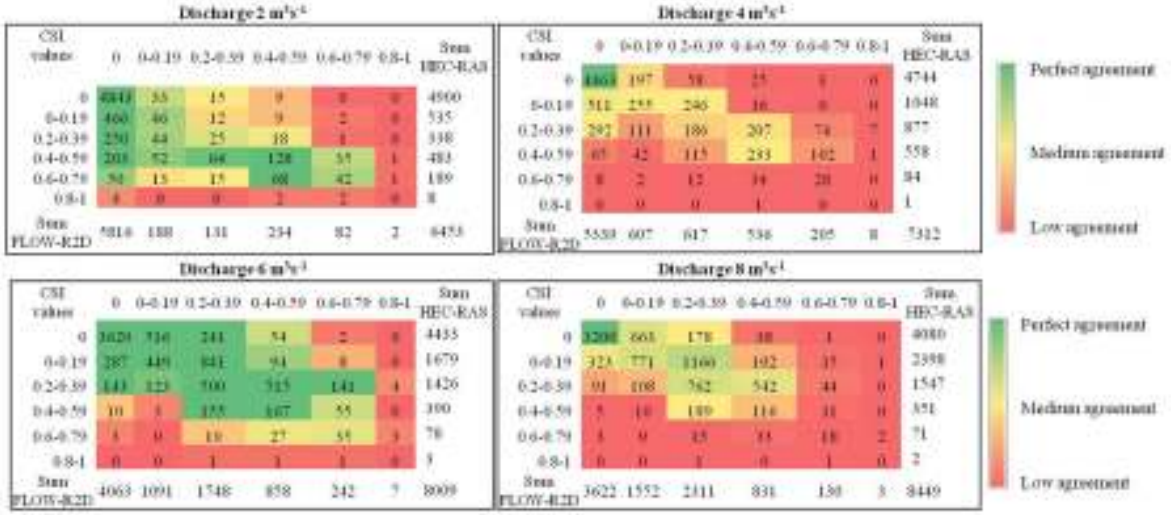


Γράφημα 4.18 Καμπύλες διάρκειας ενδιαιτημάτων για σύγκριση μεταξύ των δύο μοντέλων με βάση την πιθανότητα υπέρβασης για τους μήνες Ιούνιο με Οκτώβριο (1986–2004)

Τα αποτελέσματα από τα ψηφιδωτά αρχεία με τους σύνθετους δείκτες καταλληλότητας, έδειξαν ότι υπάρχει διαφοροποίηση μεταξύ των μοντέλων κυρίως στην παρόχθια περιοχή, όπου το FLOW-R2D έδωσε μεγαλύτερες τιμές συγκριτικά με το HEC-RAS. Στη συνέχεια έγινε σύγκριση και αξιολόγηση σε επίπεδο κελιού (*pixel-by-pixel*) των ψηφιδωτών αρχείων, όπου με βάση το συντελεστή Kappa ελέγχθηκαν ομοιότητες μεταξύ των μοντέλων για 14 παροχές. Τα αποτελέσματα του συντελεστή Kappa παρουσιάζονται με τη μορφή χαρτών θερμότητας (Heat maps) για τέσσερα σενάρια παροχής (2, 4, 6, 8 m^3s^{-1}) στο γράφημα 4.19.

Γενικά, ο συντελεστής Kappa έδειξε χαμηλή συμφωνία μεταξύ των δύο μοντέλων για τις περισσότερες παροχές εκτός από την παροχή 2 και 6 m^3s^{-1}, όπου υπάρχει μεγαλύτερη συμφωνία στη μεσαία (medium) και χαμηλή (low) κατηγορία. Για τα σενάρια 4 και 8 m^3s^{-1} υπάρχει χαμηλή συμφωνία μεταξύ των δύο μοντέλων σε όλες τις κατηγορίες των τιμών *CSI* (Γράφημα 4.19). Με το FLOW-R2 υπάρχουν περισσότερα

pixel με χαμηλές τιμές του *CSI* για όλα τα σενάρια παροχής. Από τα αποτελέσματα των χαρτών θερμότητας φαίνεται ότι όσο αυξάνεται η παροχή, μειώνεται η συμφωνία μεταξύ των δύο μοντέλων με ποσοστό συμφωνίας 73% για την παροχή 2 m^3s^{-1} πέφτοντας στο 54% για το σενάριο 8 m^3s^{-1}.



Γράφημα 4.19 Χάρτες θερμότητας με τιμές *CSI* για τέσσερα σενάρια παροχής (2, 4, 6, 8 m^3s^{-1}) με βάση τα δύο μοντέλα HEC-RAS και FLOW-R2D

4.2.4 Συζήτηση

Τα μοντέλα καταλληλότητας ενδιατημάτων ποσοτικοποιούν τις σχέσεις μεταξύ της έκτασης των ενδιαιτημάτων και της παροχής. Ωστόσο είναι απαιτητικά από πλευράς ακρίβειας βιολογικών, γεωμορφολογικών και υδρολογικών – υδραυλικών δεδομένων. Σύμφωνα και με προηγούμενες έρευνες η γεωμορφολογία διαδραματίζει έναν από τους βασικότερους παράγοντες διαμόρφωσης των αποτελεσμάτων των υδροδυναμικών μοντέλων (Tarbet & Hardy, 1996; Gard, 2009; Boyraz & Kazezyılmaz-Alhan, 2014; Benjankar et al., 2015; Greco, 2015) επηρεάζοντας με αυτό τον τρόπο και τα αποτελέσματα των μοντέλων καταλληλότητας.

Η Μεσοχώρα Ανάντη έχει τμήματα με υψηλές ταχύτητες και μεσαία βάθη δημιουργώντας πολύπλοκες συνθήκες ροής, οι οποίες επηρεάζουν τα αποτελέσματα των δυο μοντέλων και τελικά υπάρχουν διαφοροποιήσεις στην $WUA_{0.5}$. Αν και στο παρελθόν οι αυξημένες υπολογιστικές απαιτήσεις των 2D μοντέλων δημιουργούσαν έναν περιορισμό, σήμερα αυτό έχει ξεπεραστεί και υπάρχει δυνατότητα ευρείας εφαρμογής τους (Tonina & McKean, 2010; Pasternack & Senter, 2011; Tonina et al., 2011), αναμένοντας να αξιοποιηθούν σε μεγαλύτερο βαθμό σε έρευνες σχετικές με μοντελοποίηση υδατικών ενδιαιτημάτων (Tonina & Jorde, 2013). Τα 1D εξακολουθούν

να είναι αποτελεσματικά σε μεγάλης κλίμακας εφαρμογές, καθώς έχουν λιγότερες υπολογιστικές απαιτήσεις (Benjankar, 2009; Burke et al., 2009). Με βάση τα αποτελέσματα της δεύτερης εφαρμογής προκύπτει ότι τα 1D μοντέλα χρειάζονται έλεγχο προτού χρησιμοποιηθούν για εφαρμογές σχετικές με την καταλληλότητα των ενδιαιτημάτων. Το υπολογιστικό πλαίσιο των 2D χρειάζεται να ενσωματώνει σε μεγάλο βαθμό τις διάφορες μορφές ροής που είναι δυνατό να υπάρχουν σε ένα τμήμα ποταμού υπό φυσικές συνθήκες, καθώς η ανάλυση αυτή είναι ιδιαίτερα χρήσιμη για τους υδατικούς οργανισμούς Crowder & Diplas (2000).

4.2.5 Συμπεράσματα δεύτερης εφαρμογής

Σημαντικές διαφορές προέκυψαν μεταξύ των αποτελεσμάτων του ψευδο–δισδιάστατου (HEC-RAS) και του υδροδυναμικού μοντέλου FLOW-R2D ως προς τις παραμέτρους του βάθους και της ταχύτητας. Φαίνεται ότι το στήσιμο των μοντέλων κατέχει ουσιαστικό ρόλο στο συνδυασμό τους με τα μοντέλα ενδιαιτήματος. Ιδιαίτερα αυτό συμβαίνει για την παράμετρο της ταχύτητας και σε πολύ μικρότερο βαθμό για την παράμετρο του βάθους. Η πλειοψηφία των διαφοροποιήσεων της ταχύτητας παρατηρήθηκε παραπλεύρως του τμήματος Μεσοχώρα Ανάντη, γεγονός που μπορεί να οφείλεται στο ότι το 2D ενσωματώνει εγκάρσιες συνιστώσες ταχύτητας. Ωστόσο χρήζει περαιτέρω διερεύνησης η παρατήρηση αυτή. Σε γενικές γραμμές με το 2D μοντέλο ήταν εφικτό να γίνει προσομοίωση της πολύπλοκης ροής τοπικά, λόγω της μικροτοπογραφίας και της χωρικής κατανομής της τραχύτητας, χρησιμοποιώντας μια εξελιγμένη προσέγγιση φυσικής βάσης, ενώ το μοντέλο ψευδο – 2D αντιμετωπίζει αυτές τις πολυπλοκότητες εφαρμόζοντας γραμμικές παρεμβολές μεταξύ των διατομών. Παρ όλα αυτά η χρήση των ψευδο–δισδιάστατων μοντέλων μπορεί να αποτελέσει μια πολύ καλή λύση υπό συνθήκες (μειωμένος υπολογιστικός χρόνος, απλούστερη παραμετροποίηση, εφαρμογή σε μεγαλύτερα τμήματα ποταμών).

Δεν υπάρχει ένα συγκεκριμένο μοτίβο με το οποίο το ένα μοντέλο φαίνεται να υποτιμά ή να υπερεκτιμά τις υδραυλικές μεταβλητές σε σύγκριση με το άλλο και επομένως περαιτέρω έρευνα χρειάζεται για τον καθορισμό ενός μεθοδολογικού πλαισίου για την ποσοτικοποίηση των αβεβαιότητων που δημιουργούνται από τη δομή των μοντέλων. Φαίνεται ότι όσον αφορά το βάθος, οι διαφορές μεταξύ των αποτελεσμάτων ψευδο – 2D και 2D ήταν μικρότερες (≈ ± 0.30 m.), με μια τάση μείωσης καθώς αυξάνεται η παροχή. Όσον αφορά τις ταχύτητες, οι διαφορές ήταν μεγαλύτερες

μεταξύ των δύο μοντέλων (≈ ± 0.60 ms^{-1}). Θα πρέπει να διεξαχθεί περαιτέρω έρευνα για την κατανόηση του μηχανισμού που σχετίζεται με τις βιολογικές διεργασίες και την υδροδυναμική συμπεριφορά των ποταμών. Περισσότερες παραμέτροι, όπως το υπόστρωμα, η θερμοκρασία, η διαθεσιμότητα τροφής πρέπει να ενσωματωθούν σε μελλοντικές έρευνες προσεγγίζοντας τις ολιστικές μεθοδολογίες στην εκτίμηση της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων οργανισμών και τελικά στην εκτίμηση των οικολογικών παροχών αξιοποιώντας βιολογικά δεδομένα.

4.3 Συγκριτική ανάλυση μεθοδολογιών οικολογικών παροχών με εφαρμογή σε Μεσογειακό ορεινό ποτάμι

Τα ποτάμια είναι σύνθετα συστήματα που περιλαμβάνουν πολλούς διαφορετικούς παράγοντες, οι οποίοι αλληλοεπιδρούν και διαμορφώνουν το καθεστώς ροής τους. Για αυτό το λόγο, μέχρι σήμερα έχουν αναπτυχθεί διεθνώς πολλές μεθοδολογίες διαχείρισης υδάτων και εκτίμησης της οικολογικής παροχής, οι οποίες έχουν διαφορετικό τρόπο προσέγγισης για τα εν λόγω ζητήματα. Στα ορεινά Μεσογειακά ποτάμια η εκτίμηση των οικολογικών παροχών είναι απαιτητική καθώς υπάρχουν ζητήματα έλλειψης δεδομένων, ανεπαρκούς παρακολούθησης και μεγάλης διακύμανσης των παροχών τους μέσα στη διάρκεια ενός έτους. Όσον αφορά την Ελλάδα υπάρχουν λίγες αντίστοιχες έρευνες στο πλαίσιο των οποίων λαμβάνονται υπόψη οι τοπικές οικολογικές συνθήκες (Muñoz–Mas et al., 2016; Papadaki et al., 2016a). Το καθεστώς ροής των ποταμών συχνά βάλλεται σοβαρά από υπεράντληση του νερού για την αγροτική παραγωγή όπως και για άλλες χρήσεις, με αποτέλεσμα ορισμένα ποτάμια πλέον να ρέουν με διακοπτόμενη ροή ειδικά κατά τη θερινή περίοδο (Benejam et al., 2010, Skoulikidis et al., 2011). Επιπλέον, στην Ελλάδα υπάρχει αξιοσημείωτη έλλειψη ιστορικών δεδομένων ροής, όπως συμβαίνει και σε άλλες μεσογειακές χώρες (Alvarez–Cobelas et al., 2005). Για να ξεπεραστούν οι περιορισμοί της έλλειψης δεδομένων, χρονοσειρές παροχής είναι δυνατό να παραχθούν με υδρολογικά μοντέλα βασισμένα σε περιβαλλοντικά και ατμοσφαιρικά δεδομένα. Ωστόσο, ακόμη και αυτά σε πολλές περιπτώσεις είναι περιορισμένα τόσο σε χωρική όσο και σε χρονική κλίμακα με αποτέλεσμα να εισάγονται αβεβαιότητες στη διαδικασία μοντελοποίησης. Για το λόγο αυτό, οι υδρολογικές μέθοδοι που βασίζονται αποκλειστικά στη στατιστική ανάλυση των υδρολογικών δεδομένων (π.χ. Mathews & Richter, 2007) είναι κατάλληλες μόνο για ένα πρώτο στάδιο ανάλυσης.

Στην τρίτη εφαρμογή, εφαρμόστηκαν δύο μεθοδολογίες για την εκτίμηση οικολογικών παροχών, μία υδρολογική και μία προσομοίωσης ενδιαιτημάτων, και πραγματοποιήθηκε συγκριτική ανάλυση αυτών. Για την υδρολογική μεθοδολογία χρησιμοποιήθηκε η χρονοσειρά του υδρολογικού μοντέλου SWAT της πρώτης εφαρμογής (υποκεφάλαιο 5.1.2), ενώ στο πλαίσιο της μεθοδολογίας έγινε χρήση του παγκόσμιου εργαλείου εκτίμησης οικολογικών παροχών (GEFC, υποκεφάλαιο 3.6.2). Ως βιολογική βάση αναπτύχθηκαν καμπύλες καταλληλότητας προτίμησης (τύπος III) για τις παραμέτρους του βάθους, της ταχύτητας, του υποστρώματος και της κάλυψης, για τρία μεγέθη της B. πέστροφας: ενήλικο ή σε αναπαραγωγική ηλικία (>20 cm, TL), μεσαίο–μέγεθος (10–20 cm, TL) και μικρό μέγεθος (<10 cm, TL μικρότερο από ενός χρόνου), από την περιοχή του Βοϊδομάτη, καθώς όπως ήδη έχει αναφερθεί το συγκεκριμένο είδος βρίσκεται αντιμέτωπο με υπεραλίευση και παράνομη αλιεία στην ευρύτερη περιοχή της Μεσοχώρας. Επόμενο βήμα μετά την εφαρμογή της μεθοδολογίας προσομοίωσης ενδιαιτημάτων ήταν η εφαρμογή μίας τεχνικής βελτιστοποίησης η οποία εφαρμόστηκε για πρώτη φορά από τον Bovee (1982). Με βάση αυτή τη τεχνική είναι εφικτό να υπολογιστεί μία παροχή που να ικανοποιεί ταυτόχρονα τις απαιτήσεις περισσότερων από έναν οργανισμούς.

4.3.1 Περιοχή μελέτης

Η συγκεκριμένη εφαρμογή έλαβε χώρα σε δύο αντιπροσωπευτικά τμήματα του ορεινού Αχελώου στην υπολεκάνη της Μεσοχώρας (Μεσοχώρα Ανάντη και Τριπόταμο, γράφημα 4.20). Η συλλογή δεδομένων ιχθυοπανίδας έγινε στον ποταμό Βοϊδομάτη για τους λόγους και σύμφωνα με τη διαδικασία που αναφέρεται στο υποκεφάλαιο 3.2. Στον πίνακα 4.4 αναφέρονται γενικά χαρακτηριστικά του ποταμού Βοϊδομάτη.

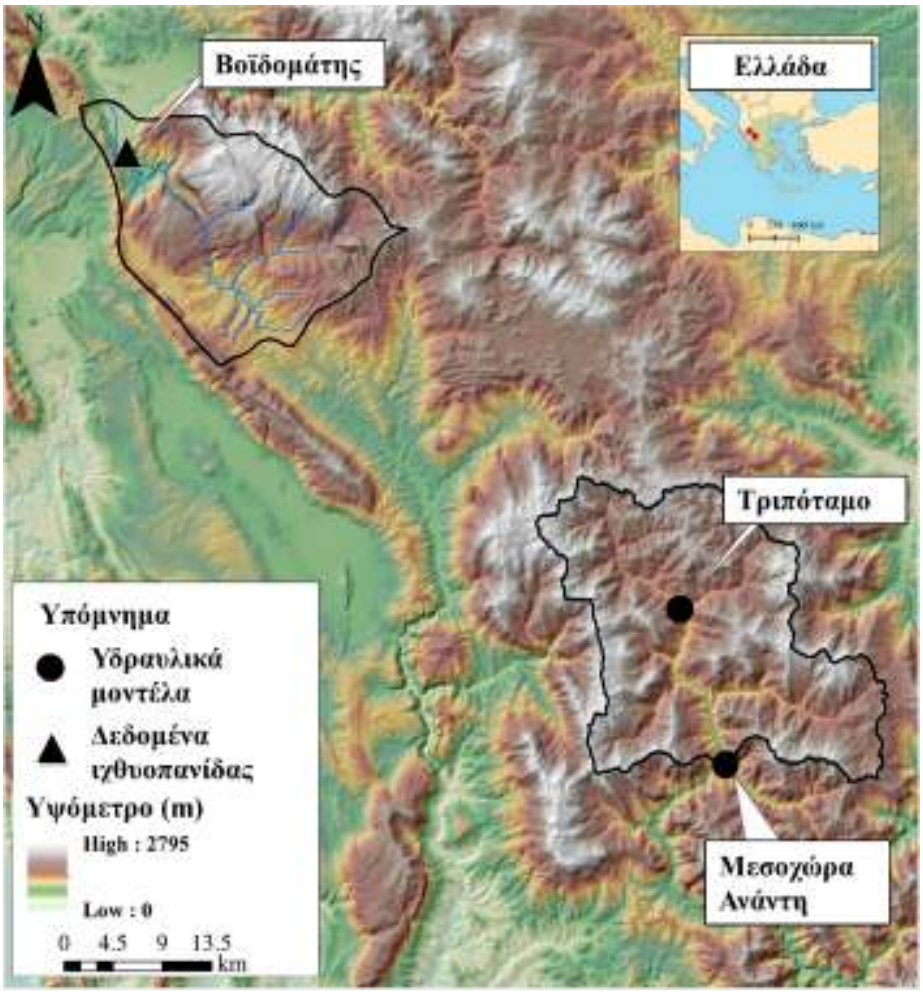
Πίνακας 4.4. Χαρακτηριστικά ποταμού Βοϊδομάτη

Βοϊδομάτης	
Μέσο πλάτος (m)	20.9
Μετρημένη Παροχή (m^3s^{-1})	6.29
Μέση ταχύτητα (ms^{-1})	0.31
Μέγιστη ταχύτητα (ms^{-1})	1.66
Μέσο βάθος (m)	1.1
Μέγιστο βάθος (m)	2.6
Υπόστρωμα (Κυρίαρχο)	Χαλίκι

Επιπρόσθετα, τα γενικά χαρακτηριστικά των υδρομορφολογικών μονάδων (ΥΜΜ) του Βοϊδομάτη αναφέρονται στον πίνακα 4.5.

Πίνακας 4.5. Γενικά χαρακτηριστικά των ΥΜΜ του Βοϊδομάτη από όπου έγινε η συλλογή των δεδομένων ιχθυοπανίδας

ΥΜΜ	μέσο βάθος (m)	μέση ταχύτητα (ms^{-1})	κυρίαρχο υπόστρωμα
Ποταμολίμνια	1.2	0.26	χαλίκι
Μετρίως βαθιά τμήματα με γρήγορη ροή	0.75	0.27	κροκάλες
Βαθιά Τμήματα με γρήγορη ροή	1.53	0.57	κροκάλες



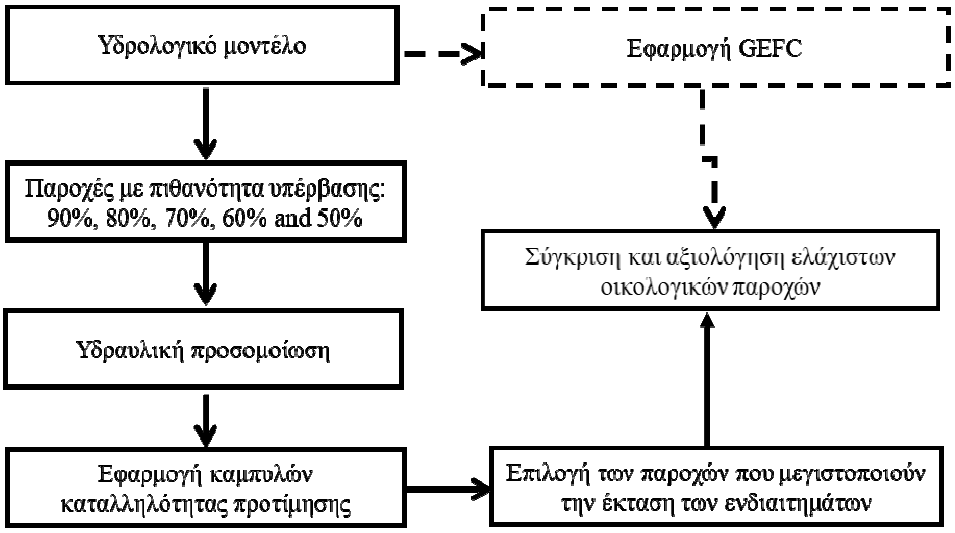
Γράφημα 4.20 Λεκάνες απορροής Βοϊδομάτη (αριστερά) και Μεσοχώρας (δεξιά). Ανάπτυξη υδρολογικού και υδραυλικού μοντέλου στη Μεσοχώρα Ανάντη και στο Τριπόταμο. Συλλογή δεδομένων ιχθυοπανίδας στον Βοϊδομάτη

4.3.2 Μεθοδολογία

Λόγω της περιορισμένης διαθεσιμότητας υδρολογικών δεδομένων (μόνο 2 έτη διαθέσιμα δεδομένα απαλλαγής στην περιοχή μελέτης) το υδρολογικό μοντέλο Soil and Water Assessment Tool (SWAT, Arnold et al., 1998) χρησιμοποιήθηκε για την προσομοίωση ημερήσιων υδρολογικών χρονοσειρών για την περίοδο 1983 έως 2004 για τις δύο τοποθεσίες μελέτης (Μεσοχώρα Ανάντη και Τριποτάμο). Το συγκεκριμένο μοντέλο επιλέχθηκε επειδή έχει καθιερωθεί και εφαρμοστεί με επιτυχία ευρέως σε παρόμοιες εφαρμογές (Papadaki et al., 2016a, Rahman et al., 2013, Wang & Kalin, 2011, Zion et al., 2011). Το SWAT αποτελεί ένα εμπειρικό ημί–κατανεμημένο, συνεχές μοντέλο που βασίζεται στη περιγραφή των υδρολογικών διεργασιών (Neitsch et al., 2005).

Σε αυτή την εφαρμογή χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος SCS–CN (Soulis et al., 2009; Soulis & Valiantzas, 2012; Soulis & Valiantzas, 2013), για την εκτίμηση του όγκου της επιφανειακής απορροής, ενώ για την εξατμισοδιαπνοή χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος Hargreaves (Hargreaves & Samani, 1985). Λεπτομέρειες σχετικά με την βαθμονόμηση και την επαλήθευση του μοντέλου αναφέρονται στην πρώτη εφαρμογή της παρούσας διδακτορικής διατριβής. Η υδραυλική προσομοίωση έγινε με το μοντέλο HEC–RAS. Λεπτομέρειες δίνονται στο υποκεφάλαιο 4.3. Στο πλαίσιο της τρίτης εφαρμογής, υδρολογικά προσομοιωμένες χρονοσειρές για την περίοδο 1983 – 2004 εισήχθησαν στο GEFC για την εκτίμηση περιβαλλοντικών κλάσεων (EMC). Περισσότερες λεπτομέρειες για το GEFC αναφέρονται στο υποκεφάλαιο 2.6.2. Με βάση τις υδρολογικές χρονοσειρές για τη Μεσοχώρα Ανάντη και για το Τριπόταμο, υπολογίστηκαν μέσες μηνιαίες παροχές για τους μήνες Ιούλιο–Οκτώβριο (που αντιπροσωπεύουν θερινές συνθήκες) με 90, 80, 70, 60 και 50% πιθανότητες υπέρβασης, οι οποίες αποτελούν το τυπικό εύρος πιθανοτήτων υπέρβασης για ενδοποτάμιες έρευνες (Bovee, 1982). Για τις παροχές αυτές έγινε εκτίμηση της WUA σύμφωνα με το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών και για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας και στη συνέχεια έγινε εφαρμογή της τεχνικής του Bovee (1982). Σύμφωνα με αυτή την τεχνική οι παροχές ανά μήνα ταξινομούνται κατά αύξουσα σειρά στην πρώτη γραμμή ενός πίνακα. Στις επόμενες σειρές καταγράφεται για κάθε μέγεθος ψαριού η WUA. Στη συνέχεια, η ελάχιστη μηνιαία WUA μεταξύ των τριών μεγεθών των ψαριών σημειώνεται και σε επόμενο στάδιο επιλέγεται συνολικά η μέγιστη από τις ελάχιστες WUA. Ως βέλτιστη παροχή ορίζεται εκείνη που αντιστοιχεί στην προαναφερθείσα WUA στο πλαίσιο της οποίας μεγιστοποιείται η έκταση των

ενδιαιτημάτων για τα συγκεκριμένα είδη ψαριών για κάθε μία από τις περιοχές μελέτης. Το διάγραμμα ροής της μεθοδολογίας που εφαρμόστηκε στην τρίτη εφαρμογή δίνεται στο γράφημα 4.21.



Γράφημα 4.21 Διάγραμμα ροής τρίτης εφαρμογής

4.3.3 Αποτελέσματα

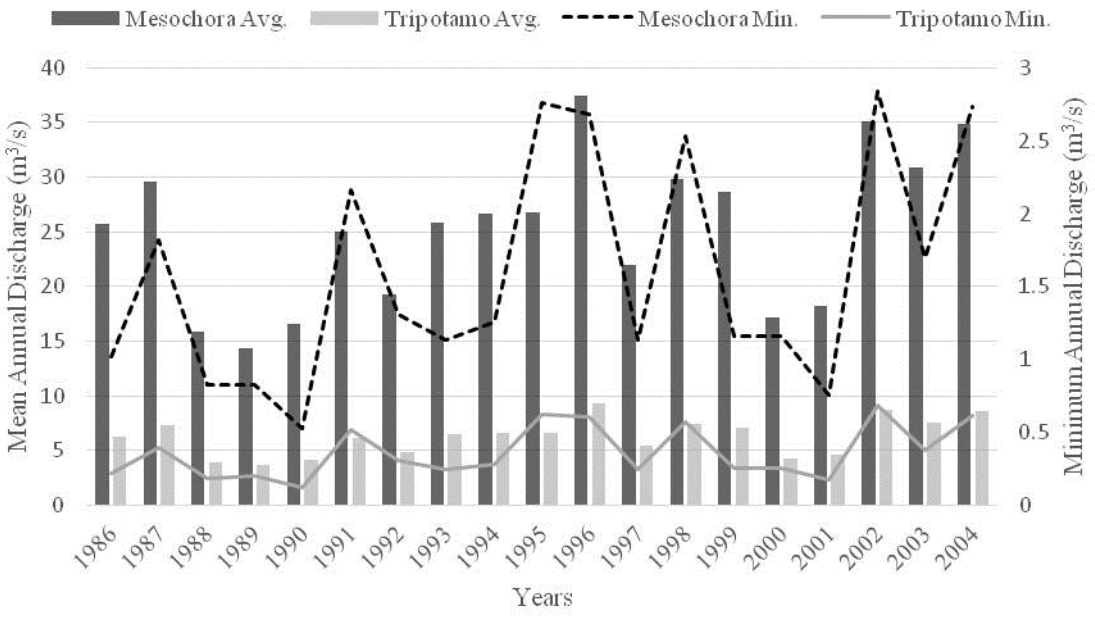
Οι τιμές των δεικτών απόδοσης του υδρολογικού μοντέλου για το υδατικό ισοζύγιο και την εποχική διακύμανση σε μηνιαία βάση ήταν: NSE =0.69 και PBIAS = 5.6% όσον αφορά στη βαθμονόμηση και NSE= 0.51 και PBIAS = 22.2% όσον αφορά στην επαλήθευση. Οι δείκτες απόδοσης σχετικά με τις ελάχιστες παροχές σε ημερήσια βάση ήταν rNSE = 0.89 και lnNSE = 0.85 για τη βαθμονόμηση και rNSE = 0.59 και lnNSE= 0.96 για την επαλήθευση.

Η εκτιμώμενη μέση ημερήσια παροχή για την περίοδο 1986–2004 (γράφημα 4.22), στην περιοχή της Μεσοχώρας Ανάντη ήταν 25.26 m^3s^{-1} ενώ οι ελάχιστες και οι μέγιστες ημερήσιες τιμές κυμάνθηκαν από 0.5 έως 845 m^3s^{-1} (Πίνακας 4.6). Η διάμεσος τιμή της παροχής για τη Μεσοχώρα Ανάντη για την προαναφερθείσα περίοδο ήταν 12 m^3s^{-1} ενώ το 10^o και το 90^o εκατοστημόριο ήταν 2.4 και 49 m^3s^{-1}, αντίστοιχα. Υπήρξαν σημαντικές διακυμάνσεις στην παροχή σε ετήσια βάση, με χρονιές με σχετικά χαμηλό μέσο όρο (πχ., 1992, χαμηλότερη από 20 m^3s^{-1}) αλλά με ακραίες υψηλές τιμές (μεγαλύτερες από 800 m^3s^{-1}). Αντίθετα, υπήρξαν χρόνια με μέσες ετήσιες τιμές πάνω από τις συνολικές μέσες τιμές και χωρίς ακραίες τιμές (π.χ. 1987 και 1997).

Το Τριπόταμο έχει σημαντικά χαμηλότερες τιμές παροχής (γράφημα 4.22) γεγονός αναμενόμενο καθώς βρίσκεται ανάντη της Μεσοχώρας Ανάντη, με μέση ετήσια παροχή 6.3 m^3s^{-1} και ελάχιστη και μέγιστη ημερήσια παροχή 0.12 και 217 m^3s^{-1}, αντίστοιχα (Πίνακας 4.6). Η διάμεση τιμή ημερήσιας παροχής ήταν 2.7 m^3s^{-1} ενώ το 10^o και ο 90^o εκατοστημόριο ήταν 0.54 και 12.25 m^3s^{-1}, αντίστοιχα, γεγονός που σημαίνει ότι κατά τη διάρκεια της ξηρής περιόδου (δηλ. Σεπτεμβρίου) τα επίπεδα παροχής κυμαίνονταν μεταξύ 0.12 και 0.5 m^3s^{-1}. Σε ετήσια βάση οι μεταβολές των τιμών παροχής ήταν σχετικά χαμηλότερες στο Τριπόταμο από τη Μεσοχώρα Ανάντη.

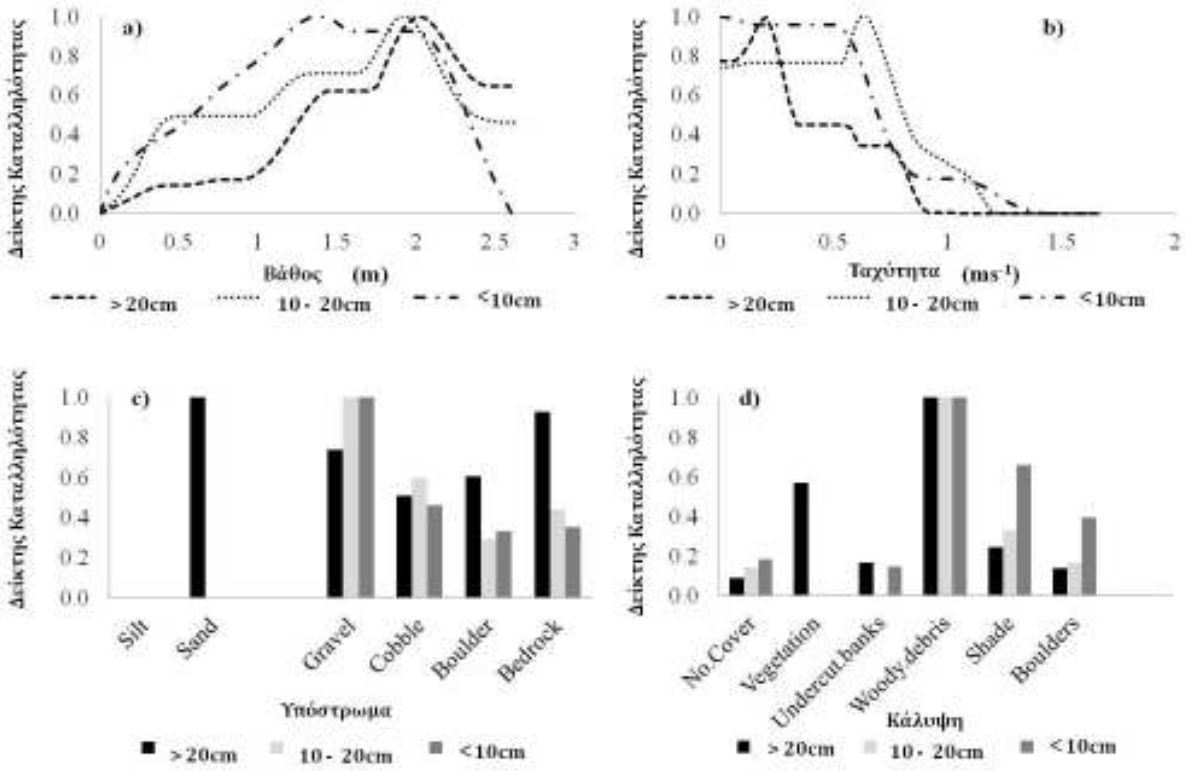
Πίνακας 4.6. Περιγραφικά στατιστικά στοιχεία για τις χρονοσειρές παροχών, οι οποίες προσομοιώθηκαν στα αντιπροσωπευτικά τμήματα της Μεσοχώρας Ανάντη και του Τριπόταμου

Στατιστικά Μεγέθη	Μεσοχώρα Ανάντη $m^3\ s^{-1}$	Τριπόταμο $m^3\ s^{-1}$
Μέση τιμή	25.26	6.29
Ελάχιστη τιμή	0.52	0.12
Μέγιστη τιμή	844.7	217
Διάμεσος τιμή	11.84	2.72
10th Εκατοστημόριο	2.35	0.54
90th Εκατοστημόριο	49.23	12.25
SD	52.57	13.92



Γράφημα 4.22 Οι εκτιμώμενες μέσες και ελάχιστες παροχές σε ετήσια βάση για την περίοδο 1986 – 2004, για τα αντιπροσωπευτικά τμήματα Μεσοχώρα Ανάντη και Τριπόταμο

Η βέλτιστη τιμή βάθους σύμφωνα με την αντίστοιχη καμπύλη καταλληλότητας (Βοϊδομάτης), (γράφημα. 4.23a) του μικρού μεγέθους της Β. πέστροφας κυμαίνεται από 1.3 έως 2 m. Για το μεσαίο μέγεθος η βέλτιστη καταλληλότητα βρίσκεται κοντά στα 2 m βάθος. Ενώ το μεγάλο μέγεθος φαίνεται να προτιμά λίγο μεγαλύτερα βάθη από τα δύο μικρότερα μεγέθη. Η καμπύλη καταλληλότητας ταχύτητας (γράφημα. 4.23b) για το μικρό μέγεθος έδειξε υψηλή καταλληλότητα για ταχύτητες από 0 έως 0.65 ms^{-1}. Για το μεσαίο μέγεθος η βέλτιστη ταχύτητα που φαίνεται να προτιμούν είναι 0.65 ms^{-1}. Χαμηλότερες ταχύτητες φαίνεται να προτιμώνται από το μεγάλο μέγεθος της Β. πέστροφας. Η μέγιστη καταλληλότητα όσον αφορά το κυρίαρχο υπόστρωμα (γράφημα. 4.23c) αποδόθηκε στα χαλίκια (gravel) για το μικρό και μεσαίο μέγεθος ενώ για το μεγάλο αποδόθηκε στην άμμο (sand). Όσον αφορά την κάλυψη (γράφημα. 4.23d) και τα τρία μεγέθη φαίνεται να προτιμούν σύμφωνα με τα δεδομένα την κάλυψη από κορμούς δέντρων (woody debris).



Γράφημα 4.23 Καμπύλες καταλληλότητας τύπου III για *Salmo farioides,* >20cm, TL για τις παραμέτρους: a) Βάθος, b) Ταχύτητα, c) Υπόστρωμα, c) Κάλυψη (Βοϊδομάτης)

Η Β. πέστροφα μεσαίου μεγέθους έχει χαμηλότερη καταλληλότητα ενδιαιτημάτων συγκριτικά με τα άλλα δύο μεγέθη. Η παρατήρηση αυτή ισχύει για σχεδόν κάθε παροχή όπως φαίνεται στον πίνακα 4.7 και για τα δύο αντιπροσωπευτικά τμήματα με βάση τις τιμές της WUA. Το μικρό μέγεθος της Β. πέστροφας από τον Σεπτέμβριο μέχρι τον Οκτώβριο δεν υπάρχει στη Μεσοχώρα Ανάντη και από τον Αύγουστο έως τον Οκτώβριο στο Τριπόταμο.

Πίνακας 4.7. Οι τιμές WUA για τις δύο θέσεις μελέτης και για τα τρία μεγέθη της Β. πέστροφας σε μηνιαία βάση παροχών με πιθανότητες υπέρβασης 90, 80, 70, 60 και 50%

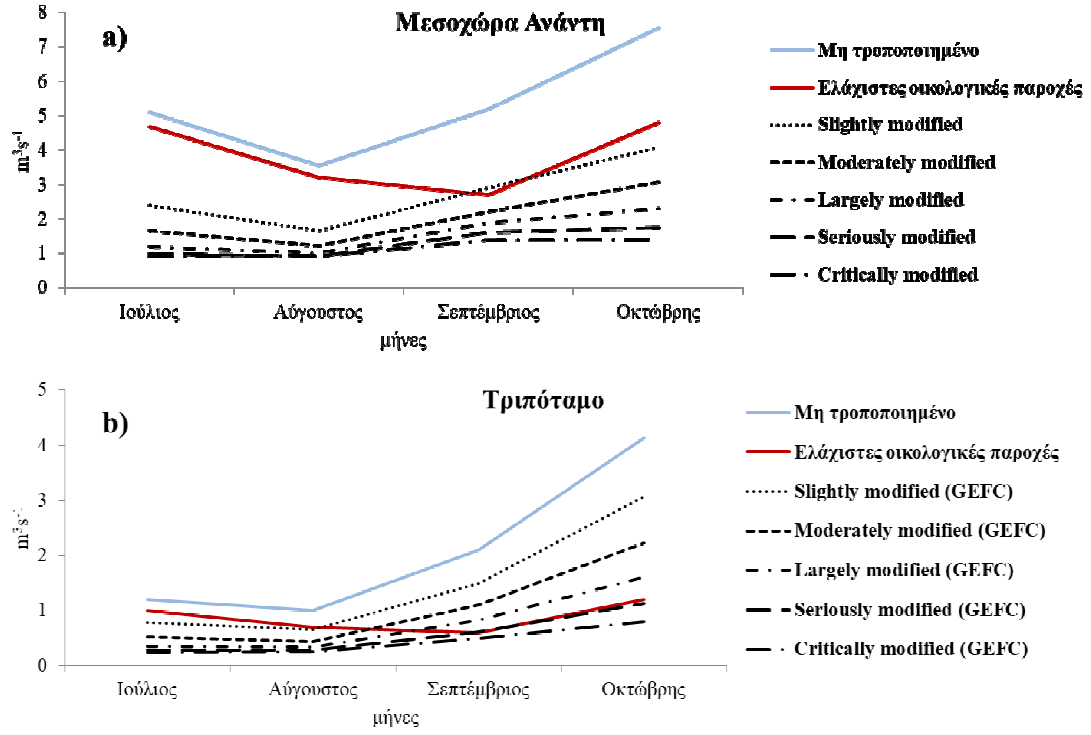
Μεσοχώρα Ανάντη																				
% πιθανότητα υπέρβασης	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**
Μήνες	**Ιούλιος**					**Αύγουστος**					**Σεπτέμβριος**					**Οκτώβρης**				
Παροχή (m^3s^{-1})	**2.6**	**3.1**	**3.6**	**4.1**	**4.7**	**1.9**	**2.1**	**2.5**	**2.9**	**3.2**	**1.5**	**1.5**	**1.7**	**2.1**	**2.7**	1.5	1.6	2.4	3.3	4.8
WUA $_{μεγάλο}$	227	218	215	214	220	301	274	227	212	212	318	318	291	274	227	317.9	311.2	230.7	212.4	220.6
WUA $_{μεσαίο}$	127	135	142	147	153	120	123	127	132	138	106	106	110	123	129	106.2	108.5	123.4	138.0	153.4
WUA $_{μικρό}$	168	173	178	180	182	166.7	169.5	165.5	171.4	175.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Τριπόταμο																				
% πιθανότητα υπέρβασης	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**	**90**	**80**	**70**	**60**	**50**
Μήνες	**Ιούλιος**					**Αύγουστος**					**Σεπτέμβριος**					**Οκτώβρης**				
Παροχή (m^3s^{-1})	**0.6**	**0.7**	**0.8**	**0.9**	**1**	**0.4**	**0.5**	**0.6**	**0.7**	**0.7**	**0.3**	**0.3**	**0.4**	**0.5**	**0.6**	**0.3**	**0.4**	**0.6**	**0.8**	**1.2**
WUA $_{μεγάλο}$	907.3	917.7	920.6	935.6	929.6	882.5	900.8	907.3	917.7	917.7	891.2	891.2	882.5	900.8	907.3	891.2	882.5	907.3	917.7	908.2
WUA $_{μεσαίο}$	28.0	29.1	30.2	31.2	32.3	25.5	27.2	28.0	29.1	29.1	23.7	23.7	25.5	27.2	28.0	23.7	25.5	28.0	29.1	33.3
WUA $_{μικρό}$	66.0	66.7	68.0	68.3	68.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Οι ελάχιστες οικολογικές παροχές που μειώνουν στο μέγιστο βαθμό τις απώλειες σε έκταση ενδιαιτημάτων σε συνθήκες ξηρής περιόδου, εκτιμήθηκαν και για τις δύο θέσεις μελέτης με βάση το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών και αναγράφονται στον Πίνακα 4.8.

Πίνακας 4.8. Ελάχιστες οικολογικές παροχές για τα δύο αντιπροσωπευτικά τμήματα

Ελάχιστες Οικολογικές Παροχές (m^3s^{-1})	**Ιούλ.**	**Αύγ.**	**Σεπτ.**	**Οκτώβ.**
Μεσοχώρα Αν.	4.7	3.2	2.7	4.8
Τριπόταμο	1	0.7	0.6	1.2

Στο γράφημα 4.24 απεικονίζεται η σύγκριση μεταξύ του μη τροποποιημένου καθεστώτος ροής (φυσικό καθεστώς) των ελάχιστων οικολογικών παροχών με βάση το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών (πίνακας 4.8) και πέντε περιβαλλοντικών κλάσεων σύμφωνα με το GEFC. Οι μηνιαίες ελάχιστες οικολογικές παροχές με βάση το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών παρουσιάζουν σημαντικά διαφορετικές τιμές σε σύγκριση με τις κλάσεις που εκτιμήθηκαν από το GEFC. Το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών συνιστούσε υψηλότερες τιμές παροχής από την υδρολογική μέθοδο για τη Μεσοχώρα Ανάντη (Γράφημα 4.24a), ενώ το αντίθετο συμβαίνει για τους μήνες Αύγουστο – Οκτώβριο για το Τριπόταμο (Γράφημα 4.24b). Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της υδρολογικής μεθόδου το καθεστώς ροής της κάθε κλάσης μειώνεται προοδευτικά και σε αντιστοιχία με τη μείωση των παροχών ανάλογα με την επιθυμητή κατάσταση τροποποίησης.



Γράφημα 4.24 Σύγκριση μηνιαίων τιμών παροχής μεταξύ του μη τροποποιημένου καθεστώτος ροής, των ελάχιστων οικολογικών παροχών με βάση το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών και πέντε κλάσεων σύμφωνα με το GEFC για τη Μεσοχώρα Ανάντη (a) και το Τριπόταμο (b)

4.3.4 Συζήτηση

Η εφαρμογή συνδυαστικών μεθοδολογιών καθιστά εφικτή τη σύγκριση μεταξύ διαφορετικών εργαλείων καθώς και την ανίχνευση προβληματικών σημείων. Επιπλέον, με αυτό τον τρόπο η εκτίμηση των οικολογικών παροχών γίνεται περισσότερο ολιστική χωρίς να απαιτείται μεγάλο βάθος χρόνου. Βασικό συμπέρασμα της τρίτης εφαρμογής είναι ότι ειδικά σε περιοχές οι οποίες πάσχουν από έλλειψη δεδομένων, η ενσωμάτωση βιολογικών στοιχείων μέσω των μοντέλων καταλληλότητας παρέχει πολύτιμες πληροφορίες, γεγονός το οποίο δεν μπορούν να καλύψουν οι υδρολογικές μεθοδολογίες για την ανάπτυξη τοπικών κριτηρίων οικολογικής παροχής, δεδομένου ότι αυτές οι μέθοδοι μπορούν να ορίσουν επιχειρησιακά όρια (*thresholds*) παροχής κατά τη διάρκεια των πιο απαιτητικών μηνών για τις ορεινές περιοχές της Μεσογείου.

Με το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών εκτιμήθηκαν μεγαλύτερες παροχές συγκριτικά με την υδρολογική μέθοδο για την Μεσοχώρα Ανάντη, ενώ το αντίθετο συνέβη για το Τριπόταμο. Σύμφωνα με τον Freeman et al., (1997), καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων οι οποίες αναπτύχθηκαν σε ποτάμια

με πυκνούς πληθυσμούς ψαριών (όπως στην περίπτωση του Βοϊδομάτη), περιγράφουν καλύτερα τις απαιτήσεις ενός είδους συγκριτικά με καμπύλες που αναπτύσσονται στο ίδιο ποτάμι όπου εφαρμόζεται το υδραυλικό μοντέλο αλλά χωρίς επάρκεια βιολογικών δεδομένων. Ωστόσο, απαραίτητη προϋπόθεση είναι να υπάρχει συσχέτιση των ΥΜΜ. Το γεγονός αυτό είναι ιδιαίτερα χρήσιμο στις περιπτώσεις όπου δεν είναι εφικτή από υλικοτεχνική ή οικονομική άποψη η ανάπτυξη καμπυλών ενδιαιτημάτων (Mäki–Petäys et al., 2002; Millidine et al., 2016). Παρ 'όλα αυτά, εάν δεν υπάρχει καλή γνώση των αναγκών των ειδών όσον αφορά τα ενδιαιτήματα, αυτό μπορεί να οδηγήσει σε εσφαλμένες εκτιμήσεις (Freeman et al., 1997; Thomas & Bovee, 1993).

Οι ΥΜΜ του Βοϊδομάτη μοιάζουν περισσότερο με τις ΥΜΜ της Μεσοχώρας Ανάντη, αλλά διαφέρουν από τις ρηχές με χαμηλές ταχύτητες του Τριποτάμου. Το γεγονός ότι το Τριπόταμο με το Βοϊδομάτη δεν μοιάζουν υδρομορφολογικά, ειδικά σε βασικά υδραυλικά χαρακτηριστικά (βάθος, ταχύτητα), συνεπάγεται περιορισμένη δυνατότητα μεταφοράς των μοντέλων ενδιαιτημάτων μεταξύ των δύο περιοχών. Επομένως υπάρχει κίνδυνος αναξιοπιστίας όσον αφορά την εκτίμηση οικολογικών παροχών ειδικά για το Τριπόταμο. Οι Millidine et al., (2016) και Choi et al., (2015) συμφωνούν με τα συμπεράσματά της τρίτης εφαρμογής ειδικά για τοποθεσίες με διαφορετικά γεωμορφολογικά και περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά, όπου θα πρέπει να αποφεύγονται οι εκτιμήσεις οικολογικών παροχών ειδικά χωρίς επαλήθευση των μοντέλων. Η επιλογή των αντιπροσωπευτικών τμημάτων είναι ιδιαίτερα σημαντική διαδικασία και πρέπει να γίνεται πάντα μέσα από τεχνικές χαρτογράφησης ενδιαιτημάτων. Είναι πολύ πιθανό να προκύψουν σημαντικά λάθη αν η εκπροσώπηση των ΥΜΜ δεν είναι σχετική με την ευρύτερη περιοχή εφαρμογής.

Τα αποτελέσματά μας συμφωνούν με τους Nikghalb et al., (2016) που χρησιμοποίησε μια παρόμοια προσέγγιση. Οι πολύ εξειδικευμένες εφαρμογές απαιτούν εργαλεία που μπορούν να αυξήσουν την ακρίβεια ωστόσο, τα εργαλεία αυτά σπάνια εφαρμόζονται επειδή χρειάζονται μεγαλύτερες επενδύσεις σε χρόνο και πόρους (Dyson et al., 2003; Linnansaari et al., 2013). Απλά, φιλικά προς το χρήστη εργαλεία, είναι απαραίτητα για την υποστήριξη φορέων λήψης αποφάσεων σχετικών με τις οικολογικές παροχές και τη διαχείριση υδατικών πόρων που λειτουργούν σε επίπεδο λεκάνης απορροής και σε τοπικό επίπεδο (IUCN, 2004).

Επιπλέον, το καθοδηγητικό έγγραφο για τις οικολογικές παροχές της ΕΕ στο πλαίσιο της ΟΠΥ (European Commission – EC, 2015), υποδεικνύει ότι οι υδρολογικές

μεθοδολογίες είναι προτιμότερο να εφαρμόζονται σε κλίμακα λεκάνης απορροής, ενώ όταν πρόκειται να ληφθούν αποφάσεις σχετικά με τη διαχείριση των υδατικών πόρων ή πρέπει να ληφθούν μέτρα αποκατάστασης, να εφαρμόζονται πιο λεπτομερείς μεθοδολογίες που συνδέουν το καθεστώς ροής με πολλαπλά βιολογικά και ποιοτικά στοιχεία.

Στη Μεσόγειο, η ικανότητα των υδρολογικών μοντέλων για αποτελεσματική προσομοίωση παρεμποδίζεται από την υψηλή χωρική μεταβλητότητα των υδρομορφολογικών και μετεωρολογικών συνθηκών (Rahman et al., 2013; Soulis & Dercas 2007). Ειδικά στις μεσογειακές χώρες η απόδοση του υδρολογικού μοντέλου περιορίζεται περαιτέρω και από την έλλειψη υδρολογικών δεδομένων, και την κακή ποιότητα των μετεωρολογικών δεδομένων καθώς οι μετεωρολογικοί σταθμοί είναι εγκατεστημένοι σε χαμηλότερα υψόμετρα ή σε παράκτιες τοποθεσίες (Skoulikidis et al., 2009; Soulis 2015). Παρά τα σημαντικά εμπόδια, η απόδοση του μοντέλου θεωρείται αποδεκτή και με βάση αντίστοιχες έρευνες (Moriasi et al., 2007; Rahman et al., 2013), αν και η παραμένουσα αβεβαιότητα είναι σημαντική.

Τα ψάρια είναι καλοί δείκτες υδρομορφολογικών συνθηκών, και οι απαιτήσεις της πέστροφας ως κυρίαρχο είδος των ορεινών συστημάτων, συμβάλλουν στην προώθηση και την προστασία της διατήρησης των φυσικών ενδιαιτημάτων (Ayllón et al., 2014). Επιπλέον, η ιχθυοπανίδα είναι σημαντική για την προώθηση της διαχείρισης των υδάτων και αυτός είναι ένας τομέας αυξανόμενου ενδιαφέροντος για τις χώρες της Ανατολικής Μεσογείου της ΕΕ, όπως η Ελλάδα (Economou et al., 2016). Ωστόσο, στα αποτελέσματα αυτής της εφαρμογής εντοπίζονται ενδιαφέρουσες προκλήσεις όσον αφορά τη δυνατότητα μεταφοράς δεδομένων από μία περιοχή σε μία άλλη και συνεπώς απαιτείται περαιτέρω διερεύνηση.

4.3.5 Συμπεράσματα τρίτης εφαρμογής

Διαφορετικές προσεγγίσεις οικολογικών παροχών μπορούν να χρησιμοποιηθούν ανάλογα με την κλίμακα εφαρμογής και το επίπεδο της διαχείρισης των υδατικών πόρων που απαιτείται. Επιπλέον, στα ποτάμια υπάρχει ευρεία διαβάθμιση συνθηκών και ενδιαιτημάτων από τις πηγές έως τις εκβολές τους, κι αυτή η διαβάθμιση αντανακλάται στη διαφοροποίηση του τρόπου ζωής και της συμπεριφοράς των οργανισμών που συναντώνται κατά μήκος και κατά πλάτος ενός ποταμού. Σήμερα οι οργανισμοί ενδείκτες συγκεντρώνουν το ενδιαφέρον της επιστημονικής κοινότητας,

γιατί αποτελούν αξιόπιστα εργαλεία για την εκτίμηση τόσο της ποιοτικής όσο και της ποσοτικής κατάστασης των επιφανειακών υδάτων, αφού μπορούν να χρησιμοποιηθούν εύκολα, γρήγορα και οικονομικά για την ανίχνευση των διαταραχών σε ένα υδατικό οικοσύστημα. Διαφορετικές υδρολογικές και υδραυλικές συνθήκες αντιπροσωπεύουν και τις προτιμήσεις από διαφορετικούς οργανισμούς καθώς αυτοί έχουν αναπτύξει προσαρμοστικότητα σε συγκεκριμένους τύπους ενδιαιτημάτων. Με τις υδρολογικές μεθοδολογίες μια πρώτη ανάλυση είναι εφικτή λύση ακόμα και σε περιοχές με έλλειψη δεδομένων. Στην τρίτη εφαρμογή έγινε σύγκριση των αποτελεσμάτων της υδρολογικής μεθοδολογίας κατά την περίοδο υψηλού στρες και δη στις χαμηλές παροχές (Ιούλιος–Οκτώβριος), με τα αποτελέσματα από το προτεινόμενο μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικών παροχών. Η σύγκριση μεταξύ των διαφορετικών προσεγγίσεων για την εκτίμηση ελάχιστων οικολογικών παροχών, έδειξε σημαντικές διαφορές.

Οι προτιμήσεις για τα ενδιαιτήματα της ιχθυοπανίδας ποικίλλουν τοπικά ανάλογα με τις συνθήκες, επομένως καμπύλες καταλληλότητας που να καλύπτουν παγκόσμια τα είδη δεν θα έχουν καλή εφαρμογή (Greenberg et al., 1996; Heggenes, 1990) ειδικά αν εφαρμοστούν χωρίς να έχει γίνει επαλήθευση τους (Thomas & Bovee, 1993).

Το υδρολογικό καθεστώς των τμημάτων του ορεινού Αχελώου, παρουσιάζει υψηλές ετήσιες διακυμάνσεις στη ροή, εν μέρει λόγω του ορεινού χαρακτήρα της περιοχής. Η μεταφορά δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας ακόμη και με μικρές διαφορές στις γεωμορφολογικές και στις περιβαλλοντικές συνθήκες μπορεί να είναι δύσκολη για τα ορεινά ποτάμια της Μεσογείου. Συνεπώς, η εκτίμηση οικολογικών παροχών στις συγκεκριμένες τοποθεσίες δεν είναι απλή υπόθεση και θα ήταν προτιμότερο αυτές οι εξαιρετικά ποικιλόμορφες υδρολογικές συνθήκες που επικρατούν στα ορεινά ποτάμια της Μεσογείου να ταξινομούνται σε τύπους πριν από την πραγματοποίηση μιας πρακτικής εφαρμογής εκτίμησης οικολογικών παροχών. Παρόλο που τα ψάρια είναι σημαντικοί δείκτες των ενδοποτάμιων συνθηκών, μπορεί να προκληθεί σύγχυση και κακή εφαρμογή των μοντέλων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων όταν οι σχέσεις που συνδέουν τα ψάρια με τα ενδιαιτήματά τους δεν είναι ξεκάθαρες και ορθά ποσοτικοποιημένες.

Κεφάλαιο 5

5. Συμπεράσματα διατριβής

5.1 Σύνοψη

Στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής διαμορφώθηκε ένα ευρύτερο μεθοδολογικό πλαίσιο για την εκτίμηση των οικολογικών παροχών στις ελληνικές συνθήκες, το οποίο και συμβαδίζει με τις απαιτήσεις της Οδηγίας – Πλαίσιο 2000/60/ΕΚ (ΟΠΥ), καθώς ενσωματώνει βιολογικά στοιχεία και συγκεκριμένα κριτήρια καταλληλότητας για την εκτίμηση των ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας, η οποία αποτελεί μια βασική κατηγορία οργανισμών με βάση την οποία γίνεται αξιολόγηση της ποιότητας των υδάτων.

Συγκεκριμένα, αναπτύχθηκαν καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων για εφτά είδη της ελληνικής ιχθυοπανίδας. Το μεθοδολογικό πλαίσιο εμπεριέχει την προσομοίωση ενδιαιτημάτων για τη θέσπιση ορίων (*thresholds*) στο πλαίσιο εξασφάλισης ομαλής διαβίωσης των οργανισμών (είδη ιχθυοπανίδας), καθώς και την προσομοίωση βασικών ενδοποτάμιων συνθηκών (βάθους και ταχύτητας) για διαφορετικά σενάρια παροχών με την εφαρμογή υδροδυναμικών μοντέλων. Η εκτίμηση των οικολογικών παροχών που έγινε κατά τη διάρκεια εκπόνησης της διατριβής πραγματοποιήθηκε μέσα από την εκτίμηση του δείκτη της σταθμισμένης κατάλληλης έκτασης (WUA).

Η ανάπτυξη του μεθοδολογικού πλαισίου στηρίχθηκε στην ενδελεχή ανάλυση της υπάρχουσας βιβλιογραφίας: ανάλυση των επικρατέστερων μεθοδολογιών σε διεθνές επίπεδο, παραδείγματα εφαρμογών από χώρες με παρεμφερή χαρακτηριστικά καθώς και σε πιο ειδικά θέματα που αφορούν την κλιματική μεταβλητότητα, την προσομοίωση συνθηκών παροχής με μονοδιάστατα και δισδιάστατα υδροδυναμικά μοντέλα και τη συσχέτισή τους με τα μοντέλα προσομοίωσης ενδιαιτημάτων και τη μεταφορά δεδομένων καταλληλότητας ιχθυοπανίδας.

Έγινε ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας για τις παραμέτρους του βάθους, της ταχύτητας, του υποστρώματος και της κάλυψης για τη Δυτική Βαλκανική Πέστροφα (Ιονική πέστροφα, *Salmo farioides*, Karaman 1938) και για τον Ποταμοκέφαλο (*Squalius*

peloponnensis). Για τα υπόλοιπα είδη δεν αναπτύχθηκαν καμπύλες καταλληλότητας υποστρώματος και κάλυψης καθώς δεν παρατηρήθηκε μεταβολή στα αποτελέσματα της κατάλληλης σταθμισμένης έκτασης.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των εφαρμογών στον ορεινό Αχελώο η ταχύτητα διαδραματίζει πιο σημαντικό ρόλο για την αναζήτηση κατάλληλων θέσεων για την πέστροφα (*Salmo farioides)*, ενώ στον Ευρώτα η καιαδική μενίδα (*Squalius keadicus*) και η μενίδα (*Tropidophoxinellus spartiaticus)* φάνηκε να επιλέγουν κυρίως σε σχέση με το βάθος εκτός από τον λακωνικό πελασγό (*Pelasgus laconicus)*. Ο ποταμοκέφαλος (*Squalius peloponnensis)* σύμφωνα με τα αποτελέσματα από τις δειγματοληψίες στον Εύηνο ποταμό, μπορεί να χαρακτηριστεί ως ευρύοικο είδος εφόσον δεν φάνηκε να έχει συγκεκριμένες προτιμήσεις συγκριτικά με τη συνολική διαθεσιμότητα των μικροενδιαιτημάτων που υπήρχαν στο σύνολο των αντιπροσωπευτικών τμημάτων που μελετήθηκαν.

Εξαιτίας ανθρωπογενών πιέσεων (υπεραλίευση και παράνομη αλιεία), η Β. πέστροφα δεν βρέθηκε σε ικανοποιητικούς πληθυσμούς στον ορεινό Αχελώο ανάντη του φράγματος της Μεσοχώρας (καλοκαίρι 2014) και για να αντιμετωπιστεί το συγκεκριμένο πρόβλημα πραγματοποιήθηκε συλλογή δεδομένων στον Βοϊδομάτη σε παρεμφερείς υδρομορφολογικές μονάδες (ΥΜΜ) σύμφωνα με τη τεχνική της χαρτογράφησης ενδιαιτημάτων, για τρία μεγέθη του είδους (μεγάλο: >20 cm, μεσαίο: 10–20 cm, μικρό: <10 cm). Ωστόσο οι πιέσεις αυτές δεν φάνηκε να επηρεάζουν στον ίδιο βαθμό τους πληθυσμούς της Β. πέστροφας κατάντη του φράγματος της Μεσοχώρας κατά την θερινή περίοδο 2015 – 2016, όπου και πραγματοποιήθηκαν οι δειγματοληψίες για δύο μεγέθη (μεγάλο: >15 cm, μικρό: ≤15 cm) του είδους.

Στη συνέχεια έγινε διερεύνηση πιθανών επιπτώσεων κλιματικής μεταβλητότητας μέσω της εκτίμησης μεταβολής των ενδιαιτημάτων της Β. πέστροφας υπό την επίδραση διαφορετικών σεναρίων σύμφωνα με τη Διακυβερνητική Επιτροπή για την Αλλαγή του Κλίματος (IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change). Η εφαρμογή αυτή ανέδειξε πολύ σημαντικά προβλήματα που σχετίζονται με τη διαθεσιμότητα αξιόπιστων υδρολογικών δεδομένων. Χωρίς αυτά υπάρχει η δυνατότητα προσομοίωσης υδρολογικών χρονοσειρών μέσω της εφαρμογής υδρολογικών μοντέλων, ωστόσο η βαθμονόμηση και η επαλήθευσή τους εμπεριέχουν μεγάλο βαθμό αβεβαιότητας. Επιπλέον, με την εφαρμογή υδρολογικών μεθόδων όπως η RVA και εργαλείων που την ενσωματώνουν (IHA) είναι εφικτή η ανάλυση σε όλο το εύρος υδρολογικών συνθηκών

πέραν αυτών που χρησιμοποιήθηκαν στη μεθοδολογία προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (θερινές παροχές). Η διαμόρφωση του καθεστώτος ροής για τους οργανισμούς είναι ιδιαίτερα σημαντική καθώς ανάλογα με την περίοδο, τη διάρκεια, τη χρονική κατανομή και τη συχνότητα εμφάνισης γεγονότων, όπως μικρές και μεγάλες πλημμύρες, οι οργανισμοί προσαρμόζουν τις λειτουργίες τους για την διαιώνισή τους. Ωστόσο τα όρια προσαρμοστικότητας των οργανισμών δεν είναι σαφή. Η τροποποίηση από εξωγενείς παράγοντες όπως η κλιματική μεταβλητότητα είναι εφικτό να επηρεάσει αρνητικά τα ενδιαιτήματα τους όπως φάνηκε και από τα αποτελέσματα της πρώτης εφαρμογής κυρίως για το μεσαίο μέγεθος της Β. πέστροφας.

Στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής έγιναν εφαρμογές υδραυλικής και υδροδυναμικής προσομοίωσης με στόχο την εκτίμηση της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και κατ' επέκταση των οικολογικών παροχών. Επίσης πραγματοποιήθηκε σύγκριση της εφαρμογής μονοδιάστατων (ή ψευδο – δισδιάστατων) και δισδιάστατων υδραυλικών μοντέλων στην εκτίμηση της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων. Τα δισδιάστατα μοντέλα περιγράφουν καλύτερα τις συνθήκες ροής σε σύνθετες γεωμορφολογικές συνθήκες. Τα μονοδιάστατα και τα ψευδο – δισδιάστατα μοντέλα αποτελούν χρήσιμα εργαλεία σε περιπτώσεις όπου η γεωμορφολογία δεν είναι ιδιαίτερα σύνθετη ενώ είναι εφικτή η εφαρμογή τους σε μεγαλύτερα τμήματα ποταμών, ωστόσο η δισδιάστατη προσέγγιση μπορεί να δώσει αποτελέσματα μεγαλύτερης ανάλυσης.

Σε τελικό στάδιο της διδακτορικής διατριβής διερευνήθηκε η δυνατότητα εξέλιξης του μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης των οικολογικών παροχών με την ενσωμάτωση υδρολογικών μεθοδολογιών συνδυαστικά με τη μεθοδολογία προσομοίωσης για την ενίσχυση των αποτελεσμάτων. Η κλίμακα εφαρμογής (πχ τμήμα ποταμού, λεκάνη απορροής) και το επίπεδο διαχείρισης των υδατικών πόρων που απαιτείται σε κάθε περίπτωση είναι βασικό στοιχείο με βάση το οποίο κρίνεται αν είναι εφικτή η όχι η εφαρμογή του μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών. Οι υδρολογικές μεθοδολογίες παρέχουν μια πρώτη εκτίμηση ακόμα και σε περιοχές με έλλειψη δεδομένων εφόσον γίνει ανάπτυξη χρονοσειρών από υδρολογικά μοντέλα. Ωστόσο, η σύγκριση μεταξύ των διαφορετικών προσεγγίσεων που ακολουθήθηκαν στο πλαίσιο της τρίτης εφαρμογής της παρούσας διδακτορικής διατριβής για την εκτίμηση ελάχιστων οικολογικών παροχών, έδειξε σημαντικές διαφορές μεταξύ της υδρολογικής μεθοδολογίας και της μεθοδολογίας προσομοίωσης

ενδιαιτημάτων. Επίσης, η μεταφορά δεδομένων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας ακόμη και με μικρές διαφορές στις γεωμορφολογικές και στις περιβαλλοντικές συνθήκες μπορεί να είναι δύσκολη για τα ορεινά ποτάμια της Μεσογείου. Επομένως χρειάζεται επαλήθευση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων τύπου ΙΙΙ για την εξακρίβωση των διαφορών που προέκυψαν στα αποτελέσματα μεταξύ της υδρολογικής μεθοδολογίας και του μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών.

Εν κατακλείδι η εκτίμηση οικολογικών παροχών σε περιοχές της Μεσογείου δεν είναι απλή υπόθεση. Παρόλο που τα ψάρια είναι σημαντικοί δείκτες των ενδοποτάμιων συνθηκών, μπορεί να προκληθεί σύγχυση και κακή εφαρμογή των μοντέλων καταλληλότητας ενδιαιτημάτων όταν οι σχέσεις που συνδέουν τα ψάρια με τα ενδιαιτήματά τους δεν είναι ξεκάθαρες και ορθά ποσοτικοποιημένες. Τα ζητήματα της διαχείρισης υδατικών πόρων πρέπει να πλαισιώνονται από διεπιστημονικές ομάδες, οι οποίες θα συνεργάζονται με τοπικούς φορείς και διοικήσεις με στόχο την ολιστική προσέγγιση στη διαχείριση νερού. Κεντρικός στόχος της διαχείρισης θα πρέπει να είναι ο συμβιβασμός μεταξύ των ανθρωπογενών και περιβαλλοντικών απαιτήσεων σε νερό έτσι ώστε να επιτυγχάνεται μια καλύτερη ισορροπία ανάμεσα στη διατήρηση των ευαίσθητων οικοσυστημάτων των ποταμών και της βιωσιμότητας των ανθρώπινων κοινωνιών.

5.2 Καινοτομικά Στοιχεία – Συμβολή

Συνοπτικά, τα κυριότερα καινοτομικά στοιχεία της παρούσας διδακτορικής διατριβής και η σημαντικότερη συμβολή της στην υδρολογική έρευνα παρουσιάζονται ακολούθως:

- **Καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτημάτων εφτά ειδών της ελληνικής ιχθυοπανίδας.**

Η ανάπτυξη μοντέλων προσομοίωσης ενδιαιτημάτων, βασικό κομμάτι των οποίων είναι οι καμπύλες καταλληλότητας, αδιαμφισβήτητα αποτελούν σημαντική συμβολή για την έρευνα των οικολογικών παροχών στην Ελλάδα. Οι πέστροφες επιλέχθηκαν επειδή είναι ψυχρόφιλα, ρεόφιλα είδη, όπως και η μπριάνα (*Barbus balcanicus),* όπου φαίνεται να προτιμά γρήγορες έως μέτριες ταχύτητες. Επίσης, το είδος *Tropidophoxinellus spartiaticus* (Schmidt–Ries, 1943), είναι τρωτό σύμφωνα με τη κατηγοριοποίηση της Διεθνούς Ένωσης για την Προστασία της Φύσης (IUCN), και το

Pelasgus laconicus (Kottelat & Barbieri, 2004) έχει καταταχθεί στη λίστα με τα Κρισίμως Κινδυνεύοντα (IUCN).

- **Κριτήριο βελτιστοποίησης $WUA_{0.5}$.**

Η εξασφάλιση της βέλτιστης καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας αποτελεί σημαντικό καινοτόμο στοιχείο στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής. Ο υπολογισμός της Σταθμισμένης Κατάλληλης Έκτασης με την εφαρμογή του κριτηρίου βελτιστοποίησης ($WUA_{0.5}$) εμπεριέχει αποκλειστικά τα κελία του υπολογιστικού πλέγματος των υδραυλικών – υδροδυναμικών μοντέλων με τιμές του σύνθετου δείκτη (CSI) μεγαλύτερες από 0.5.

Η προσομοίωση των συνθηκών βάθους και ταχύτητας σε μικροκλίμακα για τις χαμηλές παροχές που επικρατούν κατά τις θερινές συνθήκες με την ταυτόχρονη γνώση και σύνδεση των συνθηκών που χρειάζονται οι οργανισμοί για την ομαλή διαβίωσή τους καθορίζουν τα όρια με βάση τα οποία είναι εφικτή μία ορθολογικότερη αξιοποίηση των υδατικών πόρων. Ωστόσο η συσχέτιση βιοτικών και αβιοτικών δεδομένων είναι πολυσύνθετη διεργασία και χρειάζεται διεπιστημονικότητα και βαθιά κατανόηση των φαινομένων που οδηγούν στην ποσοτικοποίηση των σχέσεων και τον καθορισμό των ορίων για την διαφύλαξη του περιβάλλοντος. Ο ορισμός του κριτηρίου βελτιστοποίησης της WUA συμβάλει προς την κατεύθυνση αυτή.

- **Προσομοιώσεις βάθους και ταχύτητας.**

Στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής έγιναν εφαρμογές υδραυλικής και υδροδυναμικής προσομοίωσης με στόχο την εκτίμηση της καταλληλότητας ενδιαιτημάτων και κατ' επέκταση των οικολογικών παροχών. Η τοπογραφική αποτύπωση για τη δημιουργία του χωρικού πλέγματος στο πλαίσιο του οποίου γίνονται οι προσομοιώσεις είναι πολύ βασική παράμετρος για την ορθή εφαρμογή των μοντέλων, καθώς η γεωμορφολογία διαδραματίζει πολύ σημαντικό ρόλο στα αποτελέσματα των προσομοιώσεων. Η προσομοίωση με μονοδιάστατα υδραυλικά μοντέλα έγινε με γραμμική παρεμβολή μεταξύ διατομών, με βασικά πλεονέκτημα αυτής της προσέγγισης το μικρό υπολογιστικό χρόνο και την ευκολία στη χρήση. Τα δισδιάστατα μοντέλα παράγουν μια συνεχή επιφάνεια με βάση τα σημεία του υπολογιστικού πλέγματος, ενώ η ροή υπολογίζεται πλευρικά και κατά μήκος της κοίτης

με αποτέλεσμα τη μεγαλύτερη ανάλυση, αλλά και περισσότερο υπολογιστικό χρόνο και αυξημένο επίπεδο γνώσεων του χρήστη.

Στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής, έγινε διακριτοποίηση των διατομών σε επιμέρους κελιά του μονοδιάστατου υδραυλικού μοντέλου HEC–RAS και σε κάθε κελί υπολογίστηκε ξεχωριστά η ταχύτητα προσεγγίζοντας την ψευδο – δισδιάσταστη προσέγγιση. Η τροποποίηση αυτή αποτελεί καινοτόμο στοιχείο καθώς ενισχύει την ανάλυση των μονοδιάστατων μοντέλων με άμεσο αντίκτυπο στα αποτελέσματα που σχετίζονται με την καταλληλότητα των ενδιαιτημάτων εφόσον είναι σε πλήρη σύνδεση μεταξύ τους, ενώ παράλληλα δεν αυξάνει τις απαιτήσεις σε υπολογιστικό χρόνο και την πολυπλοκότητα.

5.3 Περιορισμοί

Η παρακολούθηση και η εξέλιξη των οικολογικών παροχών ως ερευνητικό αντικείμενο μέσα από τη σκοπιά της Ευρωπαϊκής Οδηγίας Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/ΕΚ, ΟΠΥ; ΕC, 2000) προϋποθέτει εμβάθυνση σε περισσότερα του ενός επιστημονικά πεδία όπως αυτό της υδραυλικής, της υδρολογίας και της οικολογίας. Οι εργασίες πεδίου που χρειάζονται για την ανάπτυξη των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας είναι ιδιαίτερα απαιτητικές από πλευράς κόστους, εμπειρίας και χρόνου. Συνήθως χρειάζονται από 2 έως 8 άτομα για την ομαλή διεξαγωγή τους, ενώ είναι πρακτικά αδύνατο να γίνουν σε χειμερινές συνθήκες χωρίς καλό σχεδιασμό και κατάλληλο εξοπλισμό. Πολλές φορές χρειάστηκε να γίνει επανασχεδιασμός καθώς φαινόμενα όπως παράνομη αλιεία και ελλιπής έως και ανύπαρκτη υδρολογική πληροφορία δεν ευνοούσαν στην ομαλή διεξαγωγή ενός αρχικού σχεδιασμού. Επιπλέον στο σημείο αυτό πρέπει να προστεθεί το εύρος του ποταμού στο οποίο έχουν επιρροή και αντίκτυπο οι προτεινόμενες ελάχιστες παροχές.

5.4 Προτάσεις για μελλοντική έρευνα

Η παρούσα διδακτορική διατριβή αποτελεί έναυσμα για περαιτέρω έρευνα στα αντικείμενα που πραγματεύεται. Τα κύρια πεδία μελλοντικής έρευνας είναι:

- Διεύρυνση και επέκταση του μεθοδολογικού πλαισίου εκτίμησης οικολογικών παροχών προς την εκτίμηση και ενσωμάτωση ενός οικολογικού καθεστώτος ροής το οποίο θα συμπεριλαμβάνει όλους τους μήνες.

- Ενσωμάτωση στα μοντέλα προσομοίωσης περισσότερων από μία κατηγορίες οργανισμών εκτός της ιχθυοπανίδας, όπως τα μακροασπόνδυλα, την παρόχθια βλάστηση και παραμέτρους όπως η θερμοκρασία και η δυνατότητα εύρεσης τροφής προς την κατεύθυνση των ολιστικών προσεγγίσεων.
- Έλεγχος και επαλήθευση των μεθοδολογιών προσομοίωσης ενδιαιτημάτων με πειραματικές εφαρμογές.
- Ενσωμάτωση νέων τεχνολογιών (μη επανδρωμένα εναέρια οχήματα) για την αναγνώριση αντιπροσωπευτικών τμημάτων ποταμών.
- Υδρολογική ταξινόμηση των ποταμών της Ελλάδας σε τύπους ποταμών με συγκεκριμένα χαρακτηριστικά μέσω της ανάπτυξης υδρολογικών δεικτών οι οποίοι θα λαμβάνουν υπόψη τους τις βιολογικές διεργασίες που συμβαίνουν στον κύκλο ζωής οργανισμών ενδεικτών.
- Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας για περισσότερα είδη ενδείκτες.
- Διερεύνηση ζητημάτων μεταφοράς των δεδομένων από μία περιοχή σε άλλη με βάση τύπους ποταμών με κοινά υδρομορφολογικά χαρακτηριστικά
- Δημιουργία εργαλείων λήψης αποφάσεων τα οποία θα λαμβάνουν υπόψη τους το μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης οικολογικού καθεστώτος ροής προς την ολοκληρωμένη διαχείριση υδατικών πόρων.

Βιβλιογραφία

1. Abbaspour, K.C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., Srinivasan, R., 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/ alpine Thur watershed using SWAT. J. Hydrol. 333, 413–430. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.014.
2. Abramovitz, J. N., 1995. Freshwater failures: the crises on five continents. World Watch 8:27–35.
3. Acreman, M.C., 1998. Principles of water management for people and the environment. Water and Population Dynamics (Eds A. de Shirbinin & V. Dompka), pp. 25–48.American Association for the Advancement of Science, New York.
4. Acreman, M.C., & Dunbar, M.J., 2004. Defining environmental river flow requirements – a review. Hydrol. Earth Syst. Sci. 8, 861–876. doi:10.5194/hess-8-861-2004.
5. Acreman, M.C., King, J., Hirji, R., Sarunday, W., Mutayoba, W. 2006. Capacity building to undertake environmental flow assessments in Tanzania. Proceedings of the International Conference on River Basin Management, Morogorro, Tanzania, March 2005. Sokoine University, Morogorro. Available at: www.iwmi.cgiar.org/Research_Impacts/ Research_Themes/BasinWaterManagement/RIPARWIN/Outputs.aspx.
6. Acreman M.C., Dunbar M.J., Hannaford J. et al. 2008. Developing environmental standards for abstractions from UK rivers to implement the EU Water Framework Directive. Hydrolog Sci J, 53, 1105–1120.
7. Acreman, M.C., & Ferguson, J.D., 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. Freshw. Biol. 55, 32–48. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02181.x .
8. Acreman, M., 2016. Environmental flows-basics for novices. Wiley Interdiscip. Rev. Water 3, 622–628. doi:10.1002/wat2.1160.
9. Akhtar, S.M., Iqbal, J., 2017. Assessment of emerging hydrological, water quality issues and policy discussion on water sharing of transboundary Kabul River. Water Policy 19, 650–672. doi:10.2166/wp.2017.119.
10. Almodóvar, A., Nicola, G.G., Ayllón, D., Elvira, B., 2012. Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. Glob. Chang. Biol. 18, 1549–1560. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02608.x.
11. Alvarez-Cobelas, M., Rojo, C., Angeller, D.G. 2005. Mediterranean limnology: current status, gaps and the future. J Limnol 64 (1):13–29.
12. Annear, T., Chisholm, I. Beecher, H. Locke, A. Aarrestad, P. Coomer, C. Estes, C. Hunt, J. Jacobson, R. Jöbsis, G., Kauffman, J. Marshall, J. Mayes, K. Smith, G. Wentworth, R. and Stalnaker. C., 2004. Instream Flows for Riverine Resource Stewardship, Revised Edition. Instream Flow Council, Cheyenne, WY. 268 pp.
13. Armitage P.D., 1976. A quantitative study of the invertebrate fauna of the River Tees below Cow Green Reservoir. Freshw. Biol. 6, pp. 229-240. doi : 10.1111/j.1365-2427.1976.tb01609.x.
14. Arnold, J.G., Srinivasan, R.,Muttiah, R.S.,Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment, part 1: model development. JAWRA 34 (1), 73–89. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x.
15. Arthington A.H., King J.M., O'Keefe J.H., Bunn S.E., Day J.A., Pusey B.J., Bluhdorn D.R. & Tharme R., 1992. Development of an holistic approach for assessing

environmental flow requirements of riverine ecosystems. InJ.J. Pigram & B.P. Hooper eds. Proceedings of an International Seminar and Workshop on Water Allocation for the Environment. Armidale, USA, Centre for Water Policy Research, University of New England. pp. 69-76.
16. Arthington, A.H., & Zalucki, J.M. (Eds), 1998. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods. (Authors – Arthington, A.H., Brizga, S.O., Pusey, B.J., McCosker, R.O., Bunn, S.E., Loneragan, N., Growns, I.O. & Yeates, M.) LWRRDC Occasional Paper 27/98. ISBN 0 642 26746 4.
17. Arthington, A.H. & Pusey, B.J., 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. River Res. Appl. 19, 377–395. doi:10.1002/rra.745.
18. Arthington, A. H., Tharme, R., Brizga, S. O., Pusey, B. J., & Kennard, M. J. 2004. Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies. In Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries (Vol. 2, pp. 37-65). Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
19. Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L.L., Naiman, R.J., 2006. The Challenge of providing environmental flow rules. Ecol. Appl. 16, 1311–1318. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2.
20. Annear T.C.I., & Conder, A.L., 1984. Relative bias of several fisheries instream flow methods. North American Journal of Fisheries Management, v. 4, p. 531-539.
21. Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. Ecolological Modelling, 200, 1–19.
22. Ayllón, D., Nicola, G.G., Parra, I., Elvira, B., Almodóvar, A. 2014. Spatiotemporal habitat selection shifts in brown trout populations under contrasting natural flow regimes. Ecohydrology 7(2):569–579. doi:10.1002/eco.1379.
23. Banarescu, P.M., 2004. Distribution pattern of the aquatic fauna of the Balkan Peninsula. In: Griffiths, H.I., Krystufek, B., Reed, J.M. (Eds.), Balkan Biodiversity: Pattern and Process in the European Biodiversity Hotspot. Kluwer Academic Publishers, pp. 203–218.
24. Barbieri R., S. Zogaris, E. Kalogianni, M. Th. Stoumboudi, Y. Chatzinikolaou, S. Giakoumi, Y. Kapakos, D. Kommatas, N. Koutsikos, V. Tachos, L. Vardakas & Economou A.N., 2015. Freshwater Fishes and Lampreys of Greece: An annotated checklist. Monographs on Marine Sciences No. 8. Hellenic Centre for Marine Research: Athens, Greece. p. 130.
25. Barnes, H.H., Jr., 1967, Roughness characteristics of natural channels: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1849, 213 p.
26. Battin, J., Wiley, M.W., Ruckelshaus, M.H., Palmer, R.N., Korb, E., Bartz, K.K., et al., 2007. Projected impacts of climate change on salmon habitat restoration. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 104, 6720–6725.
27. Baxter, R.M., 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. Annu. Rev. Ecol. Syst. 8, 255–283. doi:10.1146/annurev.es.08.110177.001351.
28. Bêche, L.A., Connors, P.G., Resh, V.H., Merenlender, A.M., 2009. Resilience of fishes and invertebrates to prolonged drought in two California streams. Ecography 32, 778–788.
29. Benaka, L.R.(eds.), 1999. Fish habitat : Essential fish habitat and rehabilitation. American Fisheries Society, Hartford CT, (USA), 419 pp.
30. Benejam, L.l., Angermeier, P.L., Munné, A., García-Berthou, E. 2010. Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. Freshw Biol 55:628–642. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02299.x.

31. Benjankar, R. 2009. Quantification of reservoir operation-based losses to floodplain physical processes and impact on the floodplain vegetation at the Kootenai River, USA. Department of Civil Engineering, University of Idaho, Moscow, Idaho.
32. Benjankar, R., Tonina, D. & McKean, J. 2015. One-dimensional and two-dimensional hydrodynamic modeling derived flow properties: impacts on aquatic habitat quality predictions. Earth Surf Proc Land. 40 (3), 340–356. doi: 10.1002/esp.3637.
33. Biggs, B.J.F., Nikora, V.I., Snelder, T.H., 2005. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. River Res. Appl. 21, 283–298. doi:10.1002/rra.847.
34. Boavida, I., Dias, V., Ferreira, M.T. and Santos, J.M., 2014. Univariate functions versus fuzzy logic: Implications for fish habitat modeling. Ecol. Eng., 71, 533-538, http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.073.
35. Bovee K.D., & Cochnauer T., 1977. Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: fisheries. Instream Flow Information Paper 3. United States Fish and Wildlife Service FWS/OBS-77/63.38pp
36. Bovee, K.D., 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Inf. Pap. #12 FWS/OBS-82, 248 p.
37. Bovee, K. D. 1996. Perspectives on two-dimensional river habitat models: the PHABSIM experience. In: Ecohydraulics 2000. Proceedings of Second International Symposium on Habitat Hydraulics B (M. Leclerc, H. Capra, S. Valentin, A. Boudreault & Y. Côté, eds). INRS-Eau & FQSA, IAHR/AIRH, Quebec, Canada, pp. B149–B162.
38. Bovee K.D., Lamb B.L., Bartholow J.M., Stalnaker C.B., Taylor J. & Henriksen J. 1998 Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. U.S. Geological Survey, Information and Technology Report. USGS /BRD-1998-0004. 143 pp.
39. Bonada, N., Dolédec, S., Statzner, B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate regions: Implications for future climatic scenarios. Glob. Chang. Biol. 13, 1658–1671.http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x.
40. Brito, E., Pereira, L.S., Itier, B., 1999. Modelling the local climate in island environments: water balance applications. Agric. Water Manag. 40, 393–403.
41. Brook, B.W., Sodhi, N.S., Bradshaw, C.J.A., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. Trends Ecol. Evol. 23 (8), 453–460. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011.
42. Brosse, S. & Lek, S., 2000. Modelling roach (*Rutilus rutilus*) microhabitat using linear and nonlinear techniques. Freshwater Biol. 44 (3), 441-452. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00580.x.
43. Boyraz, U. & Kazezyılmaz-Alhan, C. M. 2014. An investigation on the effect of geometric shape of streams on stream/ground water interactions and ground water flow. Hydrol Res. 45 (4–5), 575–588. DOI: 10.2166/nh.2013.057.
44. Bruce, J.P., & R.H. Clark, 1966. Introduction to Hydrometeorology. Pergamon, London.
45. Budy, P., Thiede, G.P., Bouwes, N., Petrosky, C.E., Schaller, H., 2002. Detection of visible implant elastomer in fingerling and yearling rainbow trout. North Am. J. Fish. Manag. 22, 961–964. doi:10.1577/1548-8675(2002)022.

46. Bunn, S.E., & Arthington, A.H., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. Environ. Manage. 30, 492–507. doi:10.1007/s00267-002-2737-0.
47. Burke, M. P., Jorde, K. & Buffington, J. M. 2009. Application of a hierarchical framework for assessing environmental impacts of dam operation: changes in streamflow, bed mobility and recruitment of riparian trees in a western North American river. Journal of Environmental Management 90, S224–S236.
48. European Committee for Standardization (CEN), 1994. Water quality -Methods of biological sampling: Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates. EN 27828:1994 E.
49. Choi, B., Choi, S.U., Kang, H. 2015. Transferability of monitoring data from neighboring streams in a physical habitat simulation. Water 7:4537–4551. doi:10.3390/w7084537.
50. Chow, V.T., 1959. Open-channel hydraulics: New York, McGraw-Hill, 680 p.
51. Cock, M.J.W. 1978. The assessment of preference. J. Anim. Ecol. 47:805- 816.
52. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture (CAWMA), 2007. Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Earthscan and Colombo: International Water Management Institute, London.
53. Conallin, J., Boegh, E., Jensen, J.K., 2010. Instream physical habitat modelling types: An analysis as stream hydromorphological modelling tools for EU water resource managers. Int. J. River Basin Manag. 8, 93–107. doi:10.1080/15715121003715123.
54. Congalton, R. G. & Green, K. 2008. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. CRC Press/ Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, USA, p. 183.
55. Cowx, I.G. & Lamarque, P. 1990. Fishing with electricity (Applications in Freshwater Fisheries Management). Fishing New Books: 248 pp.
56. Crowder, D. W. & Diplas, P. 2000. Using two-dimensional hydrodynamic models at scale of ecological importance. J Hydrol. 230, 172–191.
57. Davis, R., & Hirji, R. 2003. Environmental flows: concepts and methods. Water Resources and Environment Technical Note; no. C 1. Environmental Flow Assessment series. Washington, DC: World Bank.
58. Davies, P.E. & Humphries, P., 1996. Final Report: An Environmental Flow Study of the Meander, Macquarie and South Esk Rivers, Tasmania.
59. Debele, B., Srinivasan, R., Gosain, a.K., 2010. Comparison of process-based and temperature-index snowmelt modeling in SWAT. Water Resour. Manag. 24, 1065–1088. http://dx.doi.org/10.1007/s11269-009-9486-2.
60. Department of Water Affairs and Forestry (DWAF) 1997 White paper on a National Water Policy for South Africa. Department of Water Affairs and Forestry. Pretoria, South Africa.
61. Dewson, Z.S., 2007. Small Stream Ecosystems and Irrigation: An Ecological Assessment of Water Abstraction Impacts. Massey University, Palmerston North, New Zealand.
62. Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O. et al., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Review, 81, 163–182.
63. Dunbar, M.J., A. Gustard, M.C.A creman, and C.R.N.Elliott. 1998. Overseas Approac hes to Setting River Flo w Objectives. R&D Technical Report W6B(9 6)4. Wallingford: Institute of H ydrology.

64. Dunbar, M. J., Alfredsen, K. & Harby, A. 2012. Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids. Fisheries Management and Ecology 19 (6), 500–517. doi: 10.1111/j.1365-2400.2011.00825.x.
65. Dynesius, M., & Nilsson, C. 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. Science 266, 753–762. doi:10.1126/science.266.5186.753.
66. Dyson, M., Bergkamp, G., and Scanlon, J. 2003. Flow: The Essentials of Environmental Flows. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
67. Economou, A.N., Zogaris, S., Chatzinikolaou, Y., Tachos, V., Giakoumi, S., Kommatas, D., Koutsikos, N., Vardakas, L., Blasel, K., Dussling, U., 2007. Development of an ichthyological multimetric index for ecological status assessment of Greekmountain streams and rivers. Technical Report. Hellenic Center forMarine Research — Institute of Inland.
68. Economou, A.N., Zogaris, S., Vardakas, L. et al. 2016. Developing policy-relevant river fish monitoring in Greece: insights from a nationwide survey. Mediterr Mar Sci 171:302–322. doi:10.12681/mms.1585.
69. EEA, 2012. Climate change, impacts and vulnerability in Europe Report No12, Denmark. Available in: www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability
70. Elliott, C.R.N., Dunbar, M.J., Gowing, I. & Acreman, M.C., 1999. A habitat assessment approach to the management of groundwater dominated rivers. Hydrological Processes, vol. 13, no. 3, pp. 459-475.
71. Ertürk, A., Ekdal, A., Gürel,M., Karakaya, N., Guzel, C., Gönenç, E., 2014. Evaluating the impact of climate change on groundwater resources in a small Mediterranean watershed. Sci. Total Environ. 499, 437–447. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.001.
72. ENVSEC, 2012. Climate change in the western Balkans. UNEP — Environment and Security Initiative (ENVSEC), Zoï Environment Network (ISBN: 978-2-940490-06-6).
73. ETC/ICM, 2012. Hydromorphological alterations and pressures in European rivers, lakes, transitional and coastal waters. Technical Report No2 Prague. Available in: https://icm.eionet.europa.eu/ETC_Reports/HydromorphAlterationsPressures_201211
74. European Commission, EC., 2000 European Commission Council Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. L327 1–72.
75. European Commission, EC., 2015. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy (CIS) Guidance Document nº31. European Union, 2015, Luxembourg, Available in: https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/b2369e0f-d154-11e5-a4b5-01aa75ed71a1/language-en
76. European Commission, 2018. Report on the implementation of the Water Framework Directive River Basin Management Plans Member State: GREECE. Brussels
77. available in:
78. http://ec.europa.eu/environment/water/waterframework/impl_reports.htm#fourth

79. Fisheries and Oceans Canada (DFO). 2015. Review of the applicability of Habitat Suitability Index (HSI) Model and Habitat Assessment Tool (HAT) for assessment of Westslope Cutthroat Trout habitat characteristics and associated productivity. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2015/034.
80. European Environment Agency 2012. Hydromorphology draft for EEA 2012 state of water assessment. Peter Kristensen & ETC/ICM.
81. Freeman, M.C., Bowen, Z.H., Crance, J.H. 1997. Transferability of habitat suitability criteria for fishes in warmwater streams. N Am J Fish Manag 17:20–31. doi:10.1577/1548-8675(1997)017<0020:TOHSCF>2.3.CO;2.
82. Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D., 1986. A hierarchical framework for stream classification: view streams in a watershed context. Environmental Management 10: 199-214.
83. Fukuda, S., Mouton, A.M. & De Baets, B., 2011. Abundance versus presence/absence data for modelling fish habitat preference with a genetic Takagi-Sugeno fuzzy system. Environ. Monit. Assess. 184 (10), 6159 – 6171. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2410-2.
84. Gamvroudis, C., Nikolaidis, N.P., Tzoraki, O., Papadoulakis, V., Karalemas, N., 2015. Sediment transport modeling of a large temporary river basin in Greece. Sci. Total Environ. 508, 354–365. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.005.
85. García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D. & Parra, O. 2011. Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species. River Res Appl. 27, 312–327.
86. Gard, M. 2009. Comparison of spawning habitat predictions of PHABSIM and River2D models. Intl. J. River Basin Management. 7, 55–71. doi: 10.1080/15715124.2009.9635370.
87. Gleick, P.H., 1996. Basic Water Requirements for Human Activities : Meeting Basic Needs. Water Int. 37–41.
88. Gore, J. A. & Nestler, J. M. 1988, Instream flow studies in perspective. Regul. Rivers: Res. Mgmt., 2: 93–101. doi:10.1002/rrr.3450020204.
89. Gordon, N. D., McMahon, T. A. and Finlayson, B. L. 1992. Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists. John Wiley & Sons: Chichester.
90. Gosselin, M.P.P., Petts, G.E., Maddock, I.P., 2010. Mesohabitat use by bullhead (Cottus gobio). Hydrobiologia 652, 299–310. doi:10.1007/s10750-010-0363-z.
91. Greco, M. 2015 Effect of bed roughness on grain-size distribution in an open channel flow. Hydrol Res. 46 (1), 1–10. doi:10.2166/nh.2013.122.
92. Green Cross International (GCI), 2000. National Sovereignty and International.
93. Greenberg, L., Svendsen, P., Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (Salmo trutta) and grayling (Thymallus thymallus) in the River Vojman, Sweden. Regul Rivers Res Manag 12:287–303. doi:10.1002/(Sici)1099-1646 (199603)12:2/3<287::Aid-Rrr396>3.3.Co;2-V.
94. Global Water System Project (GWSP), 2005. Science Framework and Implementation Activities. ESSP Report No. 3, Earth System Science Partnership. Available at: http://www.gwsp.org/products.html (last accessed on 18 March 2009).
95. Hargreaves, G.L., Samani, Z.A. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature, Appl Eng Agric 1(2): 96-99.
96. Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. 1996. Stream Ecology. Academic Press. 674 pp.
97. Hauer, C., Unfer, G., Holzmann, H., Schmutz, S., Habersack, H., 2013. The impact of discharge change on physical instream habitats and its response to river

morphology. Clim. Chang. 116, 827–850. http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0507-4.
98. Hayes, J.W. & Jowett, I.G., 1994. Microhabitat models of large drift-feeding brown trout in three New Zealand rivers. J. Fish. Manage. 14 (4), 710-725. http://dx.doi.org/10.1577/1548-8675(1994)0142.3.CO;2.
99. Heggenes J, Brabrand Å, Saltveit S. 1990. Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. Transactions of the American Fisheries Society 119, 101-111.
100. Heggenes, J., Saltveit, S.J., 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. J. Fish Biol. 36, 707–720. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb04325.x.
101. Herbay, J.P., Smeers, Y., 1983. Water quality management with time varying river flow and discharger control. Water Resour. Res. 19, 1481–1487.
102. Horne, A., Kaur, S., Szemis, J., Costa, A., Webb, J.A., Nathan, R., Stewardson, M., Lowe, L., Boland, N., 2017. Using optimization to develop a “designer” environmental flow regime. Environ. Model. Softw. 88, 188–199. doi:10.1016/j.envsoft.2016.11.020.
103. Horne, A., Szemis, J.M., Kaur, S., Webb, J.A., Stewardson, M.J., Costa, A., Boland, N., 2016. Optimization tools for environmental water decisions: A review of strengths, weaknesses, and opportunities to improve adoption. Environ. Model. Softw. 84, 326–338. doi:10.1016/j.envsoft.2016.06.028.
104. Howard, L.R., 1988. Management briefs: Approximating confidence intervals for indices of fish population size Structure. North Am. J. Fish. Manag. 8, 139–141. doi:10.1577/1548-8675(1988)008.
105. Hughes, D.A., & Smakhtin V., 1996. Daily flow time series patching or extension: A spatial interpolation approach based on flow duration curves: Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologi [Hydrol. Sci. J./J. Sci. Hydrol.], vol. 41, no. 6, pp. 851-872.
106. Huh, S., D.A. Dickey, M.R. Meador and K.E. Ruhl. 2005. Temporal analysis of the frequency and duration of low and high streamflow: years of record needed to characterize streamflow variability. Journal of Hydrology 310: 78-94.
107. Humphries, P. & Baldwin, D.S., 2003. Drought and aquatic ecosystems. Freshw. Biol. 48, 1141–1146.
108. Hynes, H.B.N., 1970. The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press, Liverpool, United Kingdom.
109. Isaak, D.J., Luce, C.H., Rieman, B.E., Nagel, D.E., Peterson, E.E., Horan, D.L., Parkes, S., Chandler, G.L., 2010. Effects of climate change and wildfire on stream temperatures and salmonid thermal habitat in a mountain river network. Ecol. Appl. 20, 1350–1371. http://dx.doi.org/10.1890/09-0822.1.
110. Ivlev, V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale Univ.Press.
111. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, IUCN Water and Nature Initiative (WANI). 2004. Assessment and provision of environmental flows in Mediterranean watercourse: concepts, methods and emerging practice, Mediterranean resource kit. https://portals.iucn.org/library/node/8781.
112. International Water Management Institute (IWMI). 2005. Environmental flows. Planning for Environmental Water Allocation, Water Policy briefing, Issue 15, pp1-6.

113. Jacob, J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. Oecologia (Berlin), 14:413-417.
114. Jiménez, J.A., Calvo J., Pizarro F. & González E. 2005. Conceptualisation of Environmental Flows in Costa Rica. Preliminary Determination for the Tempisque River. San José, Costa Rica: IUCN.
115. Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 69: 125-134.
116. Jowett, I.G., 1997. Instream flow methods: a comparasion of approaches. Regul. Rivers Res. Manag. 13, 115–127. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199703)13:2<115::AID-RRR440>3.0.CO;2-6.
117. Jowett, I.G. & Davey, A.J.H., 2007. A comparison of composite habitat suitability indices and generalized additive models of invertebrate abundance and fish presence-habitat availability. Trans. Am. Fish. Soc. 136 (2), 428-444. http://dx.doi.org/10.1577/t06-104.1.
118. Katopodis, C.C. 2012. Ecohydraulic approaches in aquatic ecosystems: integration of ecological and hydraulic aspects of fish habitat connectivity and suitability. Ecol Eng. 48, 1–7. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.07.007
119. King, J.M. & Tharme, R.E., 1994. Assessment of the Instream Flow Incremental Methodology and Initial Development of Alternative Instream Flow Methodologies for South Africa. 590 pp., Water Research Commission Report No. 295/1/94. Water Research Commission: Pretoria, South Africa.
120. King, J.M., & Louw, D., 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the building block methodology. Aquatic Ecosystem Health and Restoration, 1: 109- 124.
121. King J., Tharme R., Brown C., 1999, Definition and implementation of instream flows. Cape Town World Commission on Dams, WCD Thematic Report Environmental Issues ll.i.
122. King, J.M., & Tharme, R.E., de Villiers, M.S. (eds), 2002. Environmental flow assessments for rivers: Manual for the building block methodology. Water Research Commission Technology Transfer Report No. TT131/00. Pretoria, SA, Water Research Commission. 340.
123. Kottelat, M. & Freyhof, J., 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. 646 (Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany).
124. Krause, P., Boyle, D.P., Base, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. Adv. Geosci. 5, 89–97.
125. Lambert, T.R. & Hanson, D.F., 1989. Development of habitat suitability criteria for trout in small streams. Regul. River. 3 (1), 291-303. http://dx.doi.org/10.1002/rrr.3450030128.
126. Langbein, W.B. & Wells, J.V.B. 1955. The Water in Rivers and Creeks. Water U.S. Department of Agriculture Yearbook, Washington, D.C., pp. 52-62.
127. Leclerc, M., Boudreault, A., Bechara, J. A. & Corfa, G. 1995. Two dimensional hydrodynamic modeling: a neglected tool in the instream flow incremental methodology. Trans Am Fish Soc. 124, 645–662.
128. Leopold, L.B. & Maddock, T. 1953. The Hydraulic Geometry of Stream Channels and Some Physiographic Implications. US Geological Survey Professional Paper 252, Washington, D.C.
129. Li, H.W., C.B. Schreck & K.J. Rodnick. 1984. Assessment of habitat quality models for cutthroat trout and coho salmon for Oregon's coastal streams, p. 57-111. In J.W Terrel (ed.). Proceedings of a workshop on fish habitat suitability

index models. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service. Washington D.C., Biological Report, 85(6).
130. Linnansaari, T., Monk, W.A., Baird, D.J., Curry, R.A. 2013. Review of approaches and methods to Canada and internationally. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/039, vii + 75 p
131. Littlewood, I.G., Watts, C.D., Custance, J.M., 1998. Systematic application of United Kingdom river flow and quality databases for estimating annual river mass loads (1975-1994). Sci. Total Environ. doi:10.1016/S0048-9697(98)00042-4
132. Loar, J.M., Sale, M.J., Cada, G.F., 1986. Instream flow needs to protect fisheries resources. Water Forum '86: World Water Issues in Evolution, Proceedings of the ASCE Conference. ASCE: Long Beach, California.
133. Luo, Y., Ficklin, D.L., Liu, X., Zhang,M., 2013. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality with a watershed modeling approach. Sci. Total Environ. 450–451, 72–82. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.004.
134. Lytle, D.A. & Poff, N.L., 2004. Adaptation to natural flow regimes. Trends Ecol. Evol. 19, 94–100. doi:10.1016/j.tree.2003.10.002.
135. Maddock, I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshw. Biol. doi: 10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x.
136. Mäki-Petäys A., Huusko, A., Erkinaro, J., Muotka, T. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). Can J Fish Aquat Sci 59:218–228. doi:10.1139/F01-209.
137. Mantua, N., Tohver, I., Hamlet, A., 2010. Climate change impacts on streamflow extremes and summertime stream temperature and their possible consequences for freshwater salmon habitat in Washington State. Clim. Chang. 102, 187–223. http://dx.doi.org/10.1007/s10584-010-9845-2.
138. Mao, J., Zhang, P., Dai, L., Dai, H. & Hu, T. 2016 Optimal operation of a multi-reservoir system for environmental water demand of a river-connected lake. Hydrology Research 1–19. doi:10.2166/nh.2016.043
139. Martínez-Capel, F., García De Jalón, D., Werenitzky, D., Baeza, D., Rodilla-Alamá, M., 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). Fish. Manag. Ecol. 16, 52–60. doi:10.1111/j.1365-2400.2008.00645.x.
140. Mason, D.C., Cobby, D.M., Horritt, M.S. & Bates, P.D. 2003. Floodplain friction parameterization in two-dimensional river flood models using vegetation heights derived from airborne scanning laser altimetry. Hydrol Process. 1711–1732. 17, doi: 10.1002/hyp.1270.
141. Mathews, R. & Richter, B.D., 2007. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. J. Am. Water Resour. Assoc. 43, 1400–1413. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00099.x.
142. McCully, P., 1996. Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams. ZED books: London and New Jersey.
143. Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2011. National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption, Value of Water Research Report Series No. 50, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
144. Merenlender, A.M., & Matella, M.K., 2013. Maintaining and restoring hydrologic habitat connectivity in mediterranean streams: an integrated modeling framework. Hydrobiologia 719, 509–525. doi:10.1007/s10750-013-1468-y.

145. Milhous, R.T., JohnM. B., Marlys A.U., and Alan R.M.. 1990. Reference Manual for Generation and Analysis of Habitat Time Series-Version D. U.S. Fish Wildi. Serv., BioI. Rep. 90(16). 249 pp.
146. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Island Press, Washington, DC.
147. Millidine, K.J., Malcolm, I.A., Fryer, R.J. 2016 Assessing the transferability of hydraulic habitat models for juvenile Atlantic salmon. Ecol Indic 69:434–445. doi:10.1016/j.ecolind.2016.05.012.
148. Morhardt, J.E., Hanson, D.F., and Coulston, P.J., 1983, Instream flow analysis—Increased accuracy using habitat mapping, in Waterpower 83, Norris Tenn., International conference of hydropower, Tennessee Valley Authority, Norris, Tenn. p. 1,294-1,304.
149. Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Trans. ASABE 50, 885–900. http://dx.doi.org/10.13031/2013.23153.
150. Muñoz-Mas, R., Papadaki, C., Martínez-Capel, F., Zogaris, S., Ntoanidis, L., Dimitriou, E., 2016. Generalized additive and fuzzy models in environmental flow assessment: A comparison employing the West Balkan trout (Salmo farioides; Karaman, 1938). Ecol. Eng. 91. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.03.009.
151. Nakicenovic, N., Alcamo, J., et al., 2000. IPCC Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge University Press, Cambridge.
152. National Research Council. 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy. Washington, DC: The National Academies Press. https://doi.org/10.17226/1807.
153. National Science and Technology Council (NSTC), 2004. Science and Technology to Support Fresh Water Availability in the United States. Committee on Environment and Natural Resources, Subcommittee on Water Availability and Quantity. Executive Office of The President Washington DC National Science And Technology Council, Washington, DC.
154. Nehring, R.B., 1979. Evaluation of instream flow methods and determination of water quantity needs for streams in the State of Colorado: Fort Collins. CO, Division of Wildlife, 144 p.
155. Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. et al. 2005. Soil and water assessment tool input/output file documentation, version 2005. Soil Water Res Lab. 65:139–158. doi:10.1016/0022-1694(83) 90214-7. http//swatmodeltamuedu/documentation.
156. Neves, R.J., & Angermeier, P.L., 1990. Habitat alteration and its effects on native fishes in the upper Tennessee River system, east-central U.S.A. J. Fish Biol. 37, 45–52. doi:10.1111/j.1095-8649.1990.tb05019.x.
157. Nikghalb, S., Shokoohi, A., Singh, V.P., Yu, R., 2016. Ecological Regime versus Minimum Environmental Flow:Comparison of Results for a River in a Semi Mediterranean Region. Water Resour. Manag. 30, 4969–4984. doi:10.1007/s11269-016-1488-2.
158. Nilsson, C., Catherine, R.A., Mats, D., Revenga, C., 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. Science. 308, 405–408. doi:10.1126/science.1107887.
159. Norris, R.H., & Thoms, M.C., 1999. What is river health? Freshw. Biol. 41, 197–209. doi:10.1046/j.1365-2427.1999.00425.x.

160. O'Keeffe, J.H., & Hughes, D.A., 2002. The flow stress response method for analysing flow modifications: Applications and developments. Proceedings of International Conference on Environmental Flows for Rivers. Cape Town, SA, University of Cape Town.
161. Olden, J.D., Kennard, M.J., Pusey, B.J., 2008. Species invasions and the changing biogeography of Australian freshwater fishes. Glob. Ecol. Biogeogr. 17, 25–37. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00340.x.
162. Palau, A. & Alcázar, J., 2012. The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. River Research and Applications, vol. 28, no. 1, pp. 93-102.
163. Palmer, M.A., Reidy Liermann, C.A., Nilsson, C., Florke, M., Alcamo, J., Lake, P.S., Bond, N., 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. Frontiers in Ecology and the Environment, 6, 81–89. paper, report no 26122. Available online: http://www-wds.worldbank.org.
164. Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., Mimikou, M., 2011. Diffuse surface water pollution: driving factors for different geoclimatic regions. Water Resour. Manag. 25, 3635–3660. http://dx.doi.org/10.1007/s11269-011-9874-2.
165. Panagos, P., Van Liedekerke,M., Jones, A., Montanarella, L., 2012. European Soil Data Centre: response to European policy support and public data requirements. Land Use Policy 29, 329–338. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.003.
166. Papadaki, Ch., Vardakas, L., Dimitriou, E., Kommatas, D. , Kalogianni, E. 2015. Microhabitat use by two Greek endemic chub species, in two Greek rivers - Preliminary results, 11th Panhellenic Symposium on Oceanography and Fisheries, pp. 629- 632 Mytilene, Lesvos island, Greece.
167. Papadaki Ch., Soulis K., Muñoz-Mas R., Ntoanidis L., Zogaris S., Dercas N., & Dimitriou E., 2016a, Potential impacts of climate change on flow regime and fish habitat in montane rivers of the southwestern Balkans, Science of the Total Environment doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.134.
168. Papadaki Ch., Bellos V., Ntoanidis L., Dimitriou E., 2016b, Comparison of West Balkan adult trout habitat predictions using a Pseudo-2D and a 2D hydrodynamic model. Hydrol Res 1–13. doi: 10.2166/nh.2016.352.
169. Papadaki, Ch., Soulis, K., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Dercas, N., Dimitriou, E., 2017a. Comparative Assessment of Environmental Flow Estimation Methods in a Mediterranean Mountain River. Environ. Manage. 60, 280–292. doi:10.1007/s00267-017-0878-4.
170. Papadaki Ch., Bellos V., Stoumboudi M., Kopsiaftis G., and Dimitriou E., 2017b. Evaluation of streamflow habitat relationships using habitat suitability curves and HEC-RAS, Panta Rhei. Proceedings of the 10th World Congress of EWRA on Water Resources and Environment, 5-9 July 2017, Athens, Greece.
171. Pasternack, G.B. & Senter, A. 2011. 21st Century instream flow assessment framework for mountain streams. Public Interest Energy Research (PIER), California Energy Commission.
172. Pastor, A.V.; Ludwig, F.; Biemans, H.; Hoff, H.; Kabat, P. 2014. Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. Hydrology and Earth System Sciences 18: 5041-5059.
173. Payne, T.R. & Allen, M.A. 2009. Application of the use-to-availability electivity ratio for developing habitat suitability criteria in phabsim instream flow studies.

Paper presented to the Seventh International Symposium on Ecohydraulics, Concepcion, Chile.
174. Petrovic,M., Ginebreda, A., Acuña, V., Batalla, R.J., Elosegi, A., Guash, H., López de Alda, M., Marcé, R.,Muñoz, I., Navarro-Ortega, A., Navarro, E., Vericat, D., Sabater, S., Barceló, D., 2011. Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers. Trends Anal. Chem. 30, 1269–1278.
175. Petts G.E., 1996. Water allocation to protect instream flows. Regulated Rivers – Research & Management, 12, 353–365.
176. Petts, G.E., Bickerton, M.A., Crawford, C., Lerner, D.N., Evans, D., 1999. Flow management to sustain groundwater-dominated stream ecosystems. Hydrol. Process. 13, 497–513.
177. Petts, G.E., 2009. Instream flow science for sustainable river management. J. Am. Water Resour. Assoc. 45, 1071–1086. doi:10.1111/j.1752-1688.2009.00360.x.
178. Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegaard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The Natural Flow Regime. Bioscience 47, 769–784. doi:10.2307/1313099.
179. Poff N.L., Allan J.D., Palmer M.A., Hart D.D., RichterB.D., Arthington A.H., Rogers K.H., Meyer J.L. &Stanford J.A. 2003. River flows and water wars:emerging science for environmental decision making. Front Ecol Environ,1, 298–306.
180. Poff, N.L., Olden, J.D., Pepin, D.M., Bledsoe, B.P., 2006. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. River Res. Appl. 22, 149–166. doi:10.1002/rra.902.
181. Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 104, 5732–5737. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0609812104.
182. Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O'Keeffe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E., Warner, A., 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. Freshw. Biol. 55, 147–170. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x.
183. Poff, N.L. & Zimmerman, J.K., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. Freshw. Biol. 55 (1), 194–205.
184. Poff, N.L., & Matthews, J.H., 2013. Environmental flows in the Anthropocence: Past progress and future prospects. Curr. Opin. Environ. Sustain. 5, 667–675. doi:10.1016/j.cosust.2013.11.006.
185. Poff, N. L., & Schmidt, J. C. 2016. How dams can go with the flow: Small changes to water flow regimes from dams can help to restore river ecosystems. Science, 353, 7–8.
186. Postel, SL., 1995. Where have all the rivers gone? World Watch 8: 9–19.
187. Postel, S., & Richter, B., 2003. Rivers for Life: Managing water for people and nature, Ecological Economics. Island Press, , 253 pp Washington, DC.
188. Principato, G., & Viggiani, G., 2009. Hydrologic alteration assessment in Mediterranean rivers: Perspective from a South Italy case study. Int. J. River Basin Manag. 7, 365–377. doi:10.1080/15715124.2009.9635395.

189. Puckridge, J.T., Walker, K.F., Costelloe, J.F., 2000. Hydrological persistence and the ecology of dryland rivers. Regul. Rivers Res. Manag. 16, 385–402. doi:10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<385::AID-RRR592>3.0.CO;2-W.
190. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.
191. Rahman, K., Maringanti, C., Beniston, M., Widmer, F., Abbaspour, K., Lehmann, A., 2013. Streamflow modeling in a highly managed mountainous glacier watershed using SWAT: the upper Rhone River Watershed case in Switzerland. Water Resour. Manag. 27, 323–339. http://dx.doi.org/10.1007/s11269-012-0188-9.
192. Raleigh, R.F., Zuckerman, L.D. & Nelson. P.C. 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: brown trout. Biological Report 82. USDI Fish and Wildlife Service.
193. Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Brown, J. & van der Keur, P. 2006. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. Advances in Water Resources 29 (11), 1586–1597. doi: 10.1016/j.advwatres.2005.11.013.
194. Richter, B.D., Baumgartner, V.J., Jennifer, P., Braun, P.D., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. Conserv. Biol. 10, 1163–1174.
195. Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., Braun, D., 1997. How much water does a river need? Freshw. Biol. 37, 231–249. doi:10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x.
196. Richter, B.D., Warner, A.T., Meyer, J.L., Lutz, K., 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. River Res. Appl. 22, 297–318. doi:10.1002/rra.892.
197. Richter, B.D.; Davis, M.M.; Apse, C.; Konrad, C. 2012. A presumptive standard for environmental flow protection. River Res. Appl., 28, 1312–1321.
198. Rowlston, W.S. & Palmer, C.G. 2002. Processes in the development of resource protection provisions on South African Water Law. Proceedings of the International Conference on Environmental Flows for River Systems, Cape Town, March 2002.
199. Rubec, P.J., Bexley, J.C.W. Norris, H., Coyne, M.S., Monaco, M.E., Smith S.G., & Ault. J.S. 1999. Suitability modeling to delineate habitat essential to sustainable fisheries, p. 108-133. In L.R. Benaka (ed.). Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. American Fisheries Society, Symposium 22.
200. Salmoral, G., Willaarts, B., Troch, P., Garrido, A., 2014. Drivers influencing streamflow changes in the Upper Turia basin, Spain. Sci. Total Environ. 504, 258–268. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.041.
201. Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A., et al., 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. Nature 465 (7298), 609–612.
202. Schuler G.W. & Nehring R.B., 1994. Using the habitat simulation model to evaluate a stream enhancement project. Rivers 4, 175-193.
203. Scott, W., & Shirvell., C.S., 1987. A critique of the instream flow incremental methodology and observations on flow determination in New Zealand. Pages 27-43 in J. R. Kemper and C. Craig, editors. Regulated streams: advances in ecology. Plenum Press, New York, N.Y. 431 pp.
204. Skoulikidis N., Vardakas, L., Karaouzas, I. et al. 2011. Assessing water stress in Mediterranean lotic systems: insights from an artificially intermittent river in Greece. Aquat Sci 73:581–597. doi:10.1007/s00027-011-0228-1.

205. Skoulikidis, N., Economou, N.A., Gritzalis, C.K., Zogaris, S., 2009. Rivers of the Balkans, Rivers of Europe. In: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Elsevier Academic Press, Amsterdam, pp. 421–466 (ISBN:978-0-12-369449-2).
206. Smakhtin V. & Anputhas M. 2006. An assessment of environmental flow requirements of Indian river basins. International Water Management Institute, Colombo, IWMI Research Report 107.
207. Smakhtin, V., & Eriyagama N., 2008. Developing a software package for global desktop assessment of environmental flows. Environ. Modell. Softw. 23(12):1396–1406.
208. Smakhtin, V., Revenga, C., Döll, P. 2004a. A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity. Water International 29(3): 307-317.
209. Smakhtin, V., Revenga, C., Döll, P. 2004b. Taking into account environmental water requirements in global- scale water resources assessments. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI), Comprehensive Assessment Secretariat. 29p. (Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Research Report 002).
210. Smirnov, N. 1939. On the Estimation of the Discrepancy Between Empirical Curves of Distribution for Two Independent Samples. Bulletin Mathematique de I'Universite de Moscou, Volume 2, pp. 3-14.
211. Sood, A., Smakhtin, V., Eriyagama, N., Villholth, K. G., Liyanage, N., Wada, Y., Ebrahim, G., Dickens, C. 2017. Global environmental flow information for the sustainable development goals. Colombo, Sri Lanka.
212. Soulis, K. & Dercas, N., 2007. Development of a GIS-based spatially distributed continuous hydrological model and its first application. Water Int. 32 (1), 177–192. http://dx.doi.org/10.1080/02508060708691974.
213. Soulis, K.X., Valiantzas, J.D., Dercas, N., Londra, P.A. 2009. Investigation of the direct runoff generation mechanism for the analysis of the SCS-CN method applicability to a partial area experimental watershed. Hydrol Earth Syst Sci 13:605–615. doi:10.5194/hess-13-605-2009.
214. Soulis, K.X., Valiantzas, J.D. 2012 Variation of runoff curve number with rainfall in heterogeneous watersheds. The Two-CN system approach. Hydrol Earth Syst Sci 16:1001–1015. doi:10.5194/hess-16-1001-2012.
215. Soulis, K.X., Valiantzas, J.D. 2013. Identification of the SCS-CN parameter spatial distribution using rainfall-runoff data in heterogeneous watersheds. Water ResourManag 27:1737–1749. doi:10.1007/s11269-012-0082-5.
216. Soulis, K.X. 2015. Discussion of "Procedures to develop a standardized reference evapotranspiration zone map" by Noemi Mancosu, Richard L. Snyder, and Donatella Spano. J. Irrig. Drain. Eng. 141, 07014055. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000831 (ASCE).
217. Stalnaker, C. B., & Arnette. J. L. 1976. Methodologies for the determination of stream resource flow requirements: An assessment. USDI Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-76/03. 199 pp.
218. Stamou, A., Polydera, A., Papadonikolaki, G., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Papadaki, Ch., Zogaris, S., Bui, M.D., Rutschmann, P., Dimitriou, E., 2018. Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach. J. Environ. Manage. 209, 273–285. doi:10.1016/j.jenvman.2017.12.038.

219. Steward, H. J., Madamombe, E. K & Topping. C. C. 2002. Adapting environmental flow methodologies for Zimbabwe. In Proceedings of environmental flows for river systems. (Cape Town, 2002). Southern Waters Consulting, Cape Town, South Africa.
220. Strauss, R.E. 1979. Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. Transactions of the American Fisheries Society 108:344-352.
221. Tarbet, K.L. & Hardy, T.B. 1996. Evaluation of one-dimensional and two-dimensional hydraulic modeling in a natural river and implications. Part B. In: Ecohydraulics 2000. Proceedings of 2nd Symposium on Habitat Hydraulics (A. Leclerc, H. Capra, S. Valentin, A. Boudreault & Y. Côté, eds). INRS-Eau, co-published with FQSA, IAHR/AIRH, Quebec, Canada, pp. 395–406.
222. Taylor, V., G. Jewitt, and R. Schulze. Unpublished. Indicators of Hydrologic Alteration for Assessing Environmental Flows for Highly Variable River.
223. Telis, P.A., 1992. Techniques for estimating 7-day, 10-year low-flow characteristics for ungaged sites on streams in Mississippi 143.
224. Tennant, D.L., 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. Fisheries 1, 6-10. doi.org/10.1623/hysj.53.6.1105.
225. Terrel, J.W. 1984. Proceedings of a workshop on fish habitat suitability index models. U.S. Fish and Wildlife Service Biol. Rep. 85(6): 1-393.
226. Tharme, R.E., 1996. Review of International methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of the River. Water law review final report for policy development for the Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. Freswater Research Unit, University of Cape Town, South Africa.
227. Tharme, R.E. & King, J.M. 1998. Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. Water Research Commission Report No. 576/1/98. 452 pp.
228. Tharme, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. River Res. Appl. 19, 397–441. doi:10.1002/rra.736.
229. The Brisbane Declaration. 2007. Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being, in 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference (Brisbane, QLD). Available online at: https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Pages/Brisbane-Declaration.aspx
230. The Nature Conservancy, 2009. Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual
231. Thomas, J. A. & Bovee, K.D., 1993. Transferability of Habitat Suitability Criteria. Regul. RiversResearch Manag. 8, 285–294. doi:10.1139/f01-209.
232. Tolika, C.K., Zanis, P., Anagnostopoulou, C., 2012. Regional climate change scenarios for Greece: future temperature and precipitation projections from ensembles of RCMs. Glob. Nest J. 14, 407–421.
233. Tonina, D. & McKean, J. A. 2010. Climate change impact on salmonid spawning in low-land streams in Central Idaho, USA. In: 9th International Conference on Hydroinformatics 2010 (J. Tao, Q. Chen & S.-Y. Liong, eds). Chemical Industry Press, Tianjin, China, pp. 389–397.

234. Tonina, D., McKean, J. A., Tang, C. & Goodwin, P. 2011. New tools for aquatic habitat modeling. In: 34th IAHR World Congress 2011. IAHR, Brisbane, Australia, pp. 3137–3144.
235. Tonina, D. & Jorde, K. 2013. Hydraulic modeling approaches for ecohydraulic studies: 3D, 2D, 1D and non-numerical models. In: Ecohydraulics: An Integrated Approach (I. Maddock, P. J. Wood, A. Harby & P. Kemp, eds). Wiley-Blackwell, New Delhi, India, pp. 31–66.
236. Vadas, R.L. & Orth, D.J., 2001. Formulation of Habitat Suitability Models for Stream Fish Guilds: Do the Standard Methods Work? Trans. Am. Fish. Soc. 130, 217–235. doi:10.1577/1548-8659(2001)130<0217:FOHSMF>2.0.CO;2.
237. Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; James, S. R.; Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37, 130–137.
238. Van Vliet, M.T.H., Franssen, W.H.P., Yearsley, J.R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D.P., Kabat, P., 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. Glob. Environ. Chang. 23, 450–464. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002.
239. Vardakas, L., Kalogianni, E., Papadaki, Ch., Vavalidis, T., Mentzafou, A., Koutsoubas, D., Skoulikidis Th., N., 2017. Defining critical habitat conditions for the conservation of three endemic and endangered cyprinids in a Mediterranean intermittent river before the onset of drought. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 1–11. doi:10.1002/aqc.2735.
240. Vehanen, T., Huusko A., Yrjana T., Kylmanen I., Sirnio V.P. and Lahti M., 2000. Habitat restoration in large hydropeaking impoundments in Finland: problems and solutions. Proc Int. Conf: Protection and Restoration of the Environment V., V. A. Tsihrintzis G.P. Korfiatis K.L. Kastsifratis and A.C. Demetracopoulos (Eds), Thassos, Greece.
241. Vorosmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R., 2000. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. Science, 289, 284–288.
242. Wang, R. & Kalin, L. 2011. Modelling effects of land use/cover changes under limited data. Ecohydrology 4:265–276. doi:10.1002/eco.174
243. Ward, J.V., & Stanford J.A., 1979. The Ecology of Regulated Streams. Plenum Press, (Editors), New York. Watercourses. Ruckstuhl SA: Renens, Switzerland.
244. Waters, B.F., 1976. A Methodology for Evaluating the Effects of Different Streamflows on Salmonid Habitat. Pp.: 254-266 in J. F. Orsbom and C. H. Allman, editors. Instream flow needs. Special Publication of the American Fisheries Society, Bethesda (USA).
245. Wenger, S.J., Isaak, D.J., Luce, C.H., Neville, H.M., Fausch, K.D., Dunham, J.B., et al., 2011. Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 108, 14175–14180.
246. World Commission on Dams (WCD), 2000. Dams and Development. A New Framework for Decision-making. The report of the World Commission on Dams, Earthscan Publications: London.
247. World Conservation Union (IUCN), 2000. Vision for Water and Nature. A World Strategy for Conservation and Sustainable Management of Water Resources in the 21st Century. IUCN: Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
248. Woodward, J.C., Hamlin, R.H.B., Macklin,M.G., Hughes, P.D., Lewin, J., 2008. Glacial activity and catchment dynamics in northwest Greece: long-term river behaviour

and the slackwater sediment record for the last glacial to interglacial transition. Geomorphology 101, 44–67. http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.018.
249. Zappia, H. & Hayes, D., 1998. A Demonstration of the Instream Flow Incremental Methodology, Shenandoah River, Virginia. [online] Virginia: USGS. Available at: https://va.water.usgs.gov/online_pubs/WRIR/98-4157text.pdf.
250. Zhang, Y., Xia, J., Liang, T., Shao, Q., 2009. Impact of water projects on river flow regimes and water quality in Huai River Basin. Water Resour. Manag. 24, 889–908. doi:10.1007/s11269-009-9477-3.
251. Zion, M.S., Pradhanang, S.M., Pierson, D.C. et al. 2011. Investigation and modeling of winter streamflow timing and magnitude under changing climate conditions for the Catskill Mountain region, New York, USA. Hydrol Process 25:3289–3301. doi:10.1002/hyp.8174.
252. Zogaris, S., Chatzinikolaou, Y., Dimopoulos, P., 2008. Riparian woodland flora in upland rivers of western Greece. Mediterr. Mar. Sci. 9, 87–102.
253. Zogaris, S., Economou, A.N., Dimopoulos, P., 2009. Ecoregions in the southern Balkans: should their boundaries be revised? Environ. Manag. 43, 682–697. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-008-9243-y.

Ελληνική Βιβλιογραφία

Γεράκης Π.Α., Τσιούρης Σ. & Τσιαούση Β., 2007. Υδατικό καθεστώς και βιωτή υγροτόπων: προτεινόμενη ελάχιστη στάθμη λιμνών και παροχή ποταμών Μακεδονίας και Θράκης. Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας/ΕΚΒΥ.

Κουτσογιάννης, Δ., Μαμάσης Ν., και Ευστρατιάδης Α., 2009. Διερεύνηση οικολογικής παροχής, Ειδική Τεχνική Μελέτη για την Οικολογική Παροχή από το Φράγμα Στράτου, Εργοδότης: Δημόσια Επιχείρηση Ηλεκτρισμού, Ανάδοχος: ECOS Μελετητική Α.Ε., 88 σελίδες, Αθήνα.

Οικονόμου, Α., Ζόγκαρης Σ., Χατζηνικολάου Γ., Γιακουμή Σ., Τάχος Β., Βαρδάκας Λ., Σκουλικίδης Ν., Δημητρίου Η., Μουσούλης Η., Οικονόμου Ε. 2009. Μελέτη της ιχθυοπανίδας και προτάσεις για τη διατήρησή της στην περιοχή κατασκευής του Υ/Η Ιλαρίωνα. Τελική έκθεση Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών - Ινστιτούτο Εσωτερικών Υδάτων. Δημόσια Επιχείρηση Ηλεκτρισμού

Τέγος Α., Ευστρατιάδης Α., Βαρβέρης Α., Μαμάσης Ν., Κουκουβίνος Α., και Κουτσογιάννης Δ., 2014. Εκτίμηση και υλοποίηση περιορισμών οικολογικής παροχής σε μεγάλα Υ/Η έργα: Η περίπτωση του Αχελώου, Η οικολογική παροχή των ποταμών και η σημασία της ορθής εκτίμησής της, Κτήριο "Κωστής Παλαμάς" Πανεπιστημίου Αθηνών.

Τσιούρης Σ., 2005. Απαιτούμενη περιβαλλοντική παροχή ποταμών: μια μεθοδολογική προσέγγιση. Η περίπτωση των ποταμών της βόρειας Ελλάδας. Ανοιχτές Πύλες στη γνώση των οικοσυστημάτων και του νερού ΕΚΒΥ.

Ζόγκαρης Σ., 2009. Συμβολή στη βιοτική ταξινόμηση των ποταμών της Ελλάδας με βάση την ιχθυοπανίδα και την παρόχθια βλάστηση (διδακτορική διατριβή) διαθέσιμο από research gate (https://goo.gl/HQdXHGhttps://goo.gl/HQdXHG)

Ηλεκτρονικές Πηγές

Gillespie, B. and →, V. 2017. *What are environmental flows?*. [online] The River Management Blog.
Available at: https://therivermanagementblog.wordpress.com/2014/04/28/what-are-environmental-flows/ [Accessed 30 Nov. 2017].
Rae.gr., 2018. Ρυθμιστική Αρχή Ενέργειας. [online] Available at: http://www.rae.gr/site/categories_new/consumers/know_about/electricity/production.csp [Accessed 22 Jan. 2018].
Scopus 2017 . [online] https://www.scopus.com/
Ειδική Γραμματεία Υδάτων. 2016. Σχέδια Διαχείρισης Λεκανών Απορροής των Υδατικών Διαμερισμάτων. Μεθοδολογία προσδιορισμού και κριτήρια αξιολόγησης υδρομορφολογικών αλλοιώσεων. Κείμενο Κατευθύνσεων. ΥΠΕΚΑ 2016. Διαθέσιμο εδώ: https://goo.gl/23iJSE
Ελληνική Επιτροπή Μεγάλων Φραγμάτων 2013. [online] Available at: http://www.eeft.gr/Fragmata_Elladas_201311.pdf [Accessed 22 Jan. 2018].