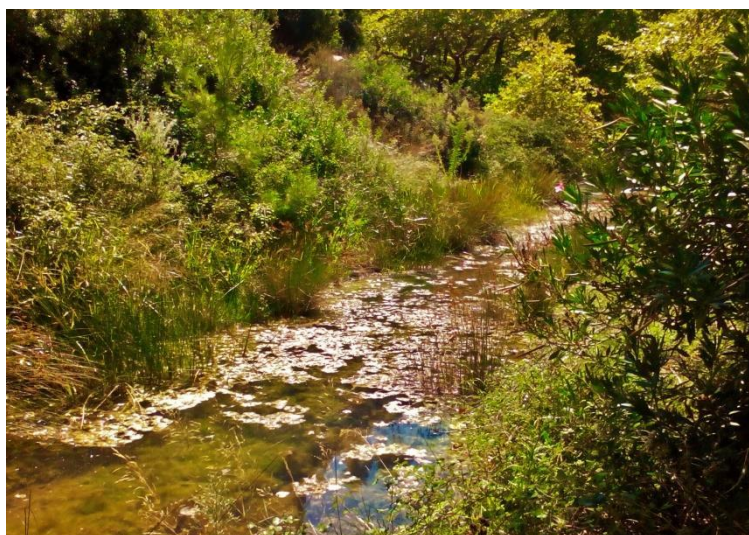




ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ
ΣΧΟΛΗ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ
ΤΟΜΕΑΣ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ



**ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΗΣ ΥΔΡΟΒΙΑΣ ΚΑΙ ΠΑΡΟΧΘΙΑΣ
ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ ΣΤΗΝ ΥΔΡΟΔΥΝΑΜΙΚΗ ΣΥΜΠΕΡΙΦΟΡΑ,
ΤΗΝ ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑ ΕΝΔΙΑΙΤΗΜΑΤΟΣ ΚΑΙ ΤΗΝ
ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗ ΠΑΡΟΧΗ**

Ειρήνη Μαρία Σύρμου

Επιβλέπων: Αναστάσιος Ι. Στάμου, Καθηγητής Ε.Μ.Π.

Αθήνα, 2021

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον επιβλέποντά μου, Δρ. Αναστάσιο Ι. Στάμου, Καθηγητή στη Σχολή Πολιτικών Μηχανικών Ε.Μ.Π., για την ευκαιρία που μου έδωσε να εργαστώ σε ένα εξαιρετικά ενδιαφέρον θέμα, για το επιστημονικό περιβάλλον που δημιούργησε και για την καθοδήγηση και συμπαράστασή του σε όλη τη διάρκεια εκπόνησης της εργασίας μου.

Έπειτα, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Διδάκτορα Χρήστο Θεοδωρόπουλο για την πολύτιμη βοήθειά του, για την προθυμία του να συζητήσει και να επιλύσει κάθε απορία μου και τη συνολική του συνδρομή για την ολοκλήρωση της εργασίας αυτής.

Τέλος, το μεγαλύτερο ευχαριστώ το οφείλω στους δικούς μου ανθρώπους, στην οικογένεια μου και στους φίλους μου. Η υποστήριξη και η συμπαράσταση τους ήταν αυτά που με βοήθησαν να συνεχίσω, να πιστέψω στον εαυτό μου και να μην τα παρατήσω. Ευχαριστώ ξεχωριστά τον Γιάννη, την Κλειώ, τον Παναγιώτη, την Αγγελική, τον Σταύρο και όλους όσους έκαναν με τον τρόπο τους τα φοιτητικά μου χρόνια όμορφα.

ABSTRACT

We modelled the effects of flexible and rigid streambed and riparian vegetation on river hydrodynamics and the habitat suitability of benthic macroinvertebrates in flows/discharges ranging from near-dry to floods, and assessed environmental flows in the Oinoi Stream, Attica, Greece.

Vegetation was visually mapped in two seasons (spring and summer) and introduced into a two-dimensional hydrodynamic model (TELEMAC 2D) by (i) appropriately adapting the Manning's roughness coefficient for flexible vegetation types (grasses and flexible shrubs) based on previous literature, and (ii) by adapting spacing and diameter of stems for rigid vegetation types (rigid shrubs and trees) based on previous literature. Flow velocities (V) and water depths (D) were simulated for 15 discharges and the HABFUZZ habitat model was used to simulate macroinvertebrate habitat suitability (HSI) ranging from 0 (worst) to 1 (optimal) at each discharge using a fuzzy rule-based Bayesian algorithm. The environmental flow was calculated as the discharge with $HSI > 0.6$.

The results of the vegetated models were compared to those of a non-vegetation-including model (VEG_0). Compared to VEG_0 , mean D was up to 40% higher and mean V was up to 34% lower in high/near-flood flows. In low/near-dry flows, V and D were only slightly influenced by vegetation. Macroinvertebrate (HSI) was higher in densely vegetated areas in both spring and summer, and remained high in near-flood flows, in contrast to VEG_0 (max. HSI change 49.5%). The calculated environmental flows in both spring and summer were similar to VEG_0 (VEG_0 : $0.17 \text{ m}^3/\text{s}$, VEG_{SP} : $0.16 \text{ m}^3/\text{s}$, VEG_{SU} : $0.18 \text{ m}^3/\text{s}$). In conclusion, the presence of vegetation does not influence the selection of environmental flows. However, vegetation shapes slow-flowing, deeper habitats in high/near-flood flows and is a key element for maintaining suitable benthic macroinvertebrate habitats. The presence and impact of streambed and riparian vegetation should thus be considered in future research and application of ecohydraulic models, especially in flood management and river restoration projects.

Keywords: Bottom vegetation, riparian vegetation, hydraulic-habitat models, hydrodynamic models, TELEMAC-2D

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα έρευνα εξετάστηκε η επίδραση της υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης στην υδροδυναμική συμπεριφορά, την καταλληλότητα ενδιαιτήματος βενθικών μακροασπονδύλων και την εκτίμηση της οικολογικής παροχής στο ρέμα της Οινόης (Αττική) για εύρος παροχών από πολύ χαμηλές έως υψηλές/πλημμυρικές ροές.

Η βλάστηση χαρτογραφήθηκε και προσομοιώθηκε με χρήση του δισδιάστατου υδροδυναμικού μοντέλου TELEMAC-2D για δύο περιπτώσεις: (α) μέτριας πυκνότητας βλάστηση κατά την περίοδο της άνοιξης (VEG_{SP}) και (β) πυκνή βλάστηση κατά την περίοδο του καλοκαιριού (VEG_{SU}). Η προσθήκη της βλάστησης επί του αρχικού, χωρίς βλάστηση μοντέλου (VEG_0) έγινε, για εύκαπτη βλάστηση (πόες και εύκαμπτοι θάμνοι), με τη μορφή επιπρόσθετης τραχύτητας, χρησιμοποιώντας αυξημένους συντελεστές τριβής Manning, και για άκαμπτη βλάστηση (άκαμπτοι θάμνοι και δέντρα), με συνδυασμό παραμέτρων διαμέτρου και απόστασης μεταξύ μονάδων βλάστησης (κορμών/βλαστών). Για την προσομοίωση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό HABFUZZ και με εφαρμογή αλγορίθμου Μπεϋζιανής Πιθανολογικής Ανάλυσης Ασαφούς Λογικής υπολογίστηκε η καταλληλότητα ενδιαιτήματος βενθικών μακροασπονδύλων σε κάθε σενάριο βλάστησης και για κάθε σενάριο παροχής. Από την εφαρμογή του ολοκληρωμένου μοντέλου υδροδυναμικής συμπεριφοράς-ενδιαιτήματος υπολογίστηκε η οικολογική παροχή ως η ελάχιστη αποδεκτή παροχή, ικανή να διατηρήσει υγιείς βιοκοινότητες βενθικών μακροασπονδύλων.

Τα αποτελέσματα των VEG_{SP} και VEG_{SU} συγκρίθηκαν με αυτά της VEG_0 . Το μέσο βάθος αυξήθηκε έως και 40% και η μέση ταχύτητα μειώθηκε έως και 34% σε υψηλές/πλημμυρικές παροχές, ενώ σε χαμηλές παροχές τα βάθη και οι ταχύτητες δεν επηρεάστηκαν σημαντικά από την παρουσία της βλάστησης. Η καταλληλότητα ενδιαιτήματος βενθικών μακροασπονδύλων βελτιώθηκε σημαντικά σε περιοχές με βλάστηση (έως και 49.5%) και διατηρήθηκε βελτιωμένη ακόμη και σε πλημμυρικές παροχές, σε αντίθεση με το μοντέλο VEG_0 , επιτρέποντας στις κοινότητες των μακροασπονδύλων να είναι λειτουργικές για μεγαλύτερο εύρος παροχών. Ο υπολογισμός της οικολογικής παροχής δεν επηρεάστηκε από τη βλάστηση καθώς προέκυψαν παρόμοιες τιμές και για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης (VEG_0 : $0.17 \text{ m}^3/\text{s}$, VEG_{SP} : $0.16 \text{ m}^3/\text{s}$, VEG_{SU} : $0.18 \text{ m}^3/\text{s}$). Συμπερασματικά, αν και η βλάστηση δεν επηρεάζει τις υδραυλικές και οικολογικές συνθήκες της περιοχής σε χαμηλές παροχές, συμβάλλει στην διατήρηση χαμηλών ταχυτήτων κατά τη διάρκεια υψηλών/πλημμυρικών παροχών. Αποτελεί βασικό παράγοντα για τη διατήρηση κατάλληλων, χαμηλής ροής ενδιαιτημάτων για τους υδρόβιους οργανισμούς και η παρουσία και επίδρασή της θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη σε μελλοντικές εφαρμογές οικοϋδραυλικών μοντέλων, κυρίως σε περιπτώσεις διαχείρισης πλημμυρών και οικολογικής αποκατάστασης ποταμών.

Λέξεις - κλειδιά: υδρόβια βλάστηση, παρόχθια βλάστηση, οικοϋδραυλικά μοντέλα, υδροδυναμικά μοντέλα, TELEMAC-2D

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ.....	iii
ABSTRACT.....	iv
ΠΕΡΙΛΗΨΗ.....	v
ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ.....	vi
ΛΙΣΤΑ ΕΙΚΟΝΩΝ.....	viii
ΛΙΣΤΑ ΠΙΝΑΚΩΝ.....	xi
ΛΙΣΤΑ ΣΥΜΒΟΛΩΝ.....	xiii
ΔΟΜΗ ΚΑΙ ΣΚΟΠΟΣ ΤΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ	xv
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ	1
1.1 Βλάστηση, υδροδυναμική συμπεριφορά και καταλληλότητα ενδιαιτήματος ...	1
1.2 Μαθηματική προσομοίωση της ροής σε ποτάμια τμήματα με βλάστηση	4
1.2.1 Άκαμπτη βλάστηση	9
1.2.2 Εύκαμπτη βλάστηση.....	11
1.2.3 Μέθοδος δύο στρώσεων.....	15
1.3 Προσομοίωση καταλληλότητας ενδιαιτήματος σε ποτάμια τμήματα χωρίς και με βλάστηση.....	17
1.3.1 Ενδιαίτημα και μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος.....	17
1.3.2 Βενθικά μακροασπόνδυλα	18
1.3.3 Η βλάστηση ως παράγοντας καταλληλότητας ενδιαιτήματος των βενθικών μακροασπονδύλων.....	20
1.3.4 Οικολογική παροχή	22
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	23
2.1 Περιοχή μελέτης.....	23
2.2 Προσομοίωση υδροδυναμικής συμπεριφοράς.....	23
2.2.1 Τοπογραφικά δεδομένα	24
2.2.2 Υδροδυναμικά δεδομένα	24
2.2.3 Υδροδυναμική προσομοίωση	25
2.3 Προσομοίωση καταλληλότητας ενδιαιτήματος	30
2.4 Εκτίμηση οικολογικής παροχής	32
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ.....	34
3.1 Επίδραση της βλάστησης στην υδροδυναμική συμπεριφορά.....	34

3.2 Επίδραση της βλάστησης στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος.....	45
3.2.1 Προσομοίωση χωρίς βλάστηση	45
3.2.2 Προσομοίωση με βλάστηση την άνοιξη	48
3.2.3 Προσομοίωση με βλάστηση το καλοκαίρι.....	51
3.2.4 Συγκριτικά αποτελέσματα.....	54
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4: ΣΥΖΗΤΗΣΗ	57
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ	59
5.1 Συμπεράσματα	59
5.2 Προτάσεις για μελλοντική έρευνα.....	60
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	61
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ	70

ΛΙΣΤΑ ΕΙΚΟΝΩΝ

Εικόνα 1.1-1. Πρότυπη διατομή ενός ποτάμιου συστήματος. Διάκριση σε ζώνες (Πηγή: https://slco.org/).....	2
Εικόνα 1.1-2. Ταξινόμηση των τύπων υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης (σύμφωνα με τους Aberle and Järvelä, 2015).	3
Εικόνα 1.2-1. Χαρακτηριστικές παράμετροι περιγραφής της βλάστησης (Πηγή: Szporak et al., 2008). d_p : διάμετρος μεμονωμένου στελέχους/βλαστού ή κορμού, α_x , α_y : απόσταση μεταξύ μεμονωμένων στελεχών/βλαστών ή κορμών κατά τον άξονα x και y, αντίστοιχα.	5
Εικόνα 1.2-2. Ροή ανάμεσα από κυλίνδρους. Χωρική δομή (a) γραμμική (inline) και (b) εναλλασσόμενη (staggered) (Πηγή: Niyogi et al., 2006). d_p : διάμετρος μεμονωμένου στελέχους/βλαστού ή κορμού, α_x , α_y : απόσταση μεταξύ μεμονωμένων στελεχών/βλαστών ή κορμών κατά τον άξονα x και y, αντίστοιχα.	5
Εικόνα 1.2-3. Έκφραση της παρόχθιας βλάστησης με παραμέτρους (Πηγή: Aberle and Järvelä, 2015). d: διάμετρος, h: ύψος, A_S : εμβαδόν στελέχους, W: πλάτος φυτού, A_L : εμβαδόν μονής όψης των φύλλων, A_B : εμβαδόν τεμαχίου φυτοκάλυψης, LAI: δείκτης φυλλικής επιφάνειας.....	6
Εικόνα 1.2-4. Εύκαμπτη (α) μερικώς βυθισμένη και (β) πλήρως βυθισμένη βλάστηση σε αναδιαμόρφωση λόγω της κύριας ροής (Προέλευση: Wang and Zhang (2019) μετά από προσαρμογή). h: ύψος βλάστησης, h_w : νέο ύψος βλάστησης μετά από κάμψη, V: ταχύτητα ροής.	7
Εικόνα 1.2-5. Η εμπρόσθια προβαλλόμενη επιφάνεια A_p για (α) άκαμπτη και (β) εύκαμπτη βλάστηση (Προέλευση: Gosselin (2019) μετά από προσαρμογή). V: ταχύτητα ροής.....	8
Εικόνα 1.2-6. Γραφική αναπαράσταση της σχέσης n-VR. Η κάθε καμπύλη ορίζει τον βαθμό επιβράδυνσης. Η καμπύλη A εκφράζει το μέγιστο βαθμό επιβράδυνσης και ακολουθούν οι υπόλοιπες με φθίνουσα κατανομή (Wang and Zhang, 2019). n: συντελεστής Manning, V: ταχύτητα ροής, R: υδραυλική ακτίνα.	12
Εικόνα 1.2-7. Ροή σε ανοιχτό αγωγό με βυθισμένη βλάστηση. Διάκριση του προφίλ της ταχύτητας σε δύο ζώνες ροής, τη ζώνη βλάστησης και τη ζώνη νερού (Πηγή: Pu et al., 2019). u: ταχύτητα ροής, h_v : ύψος ζώνης βλάστησης, H: βάθος νερού.....	15
Εικόνα 1.2-8. Προσωρινή κάμψη εύκαμπτης βλάστησης λόγω του καθεστώτους ροής (Προέλευση: Verschoren et al. (2016) μετά από προσαρμογή). b: γωνία κάμψης, h_w : νέο ύψος βλάστησης μετά από κάμψη, L: πραγματικό ύψος βλάστησης και H: βάθος νερού.....	16
Εικόνα 1.3-1. Φωτομικρογραφία τυπικών βενθικών μακροασπονδύλων (Πηγή: https://search.usa.gov/search/images?affiliate=noaa-glerl&query=BENTHIC ; Carter, 2000).	19
Εικόνα 1.3-2. Βενθικά μακροασπόνδυλα (Πηγή: https://dep.wv.gov/WWE/watershed/bio_fish/PublishingImages/BugsInDishL.jpg).	19
Εικόνα 2.1-1. Περιοχή μελέτης, απεικόνιση (α) των τοπογραφικών δεδομένων, (β) των υψομέτρων του πυθμένα; διάκριση της περιοχής μελέτης σε τρία τμήματα (A, B, Γ) βάσει του υποστρώματος (Προέλευση: Google Earth Pro μετά από προσαρμογή)	23
Εικόνα 2.2-1. Η κατανομή της βλάστησης για (α) την άνοιξη και (β) το καλοκαίρι. Οι αριθμοί εκφράζουν υποπεριοχές με διαφορετικό συντελεστή τραχύτητας. Οι	

υποπεριοχές που έλαβαν επιπρόσθετο συντελεστή τραχύτητας n της βλάστησης μικρότερο του 0.02 καταχωρήθηκαν στον χάρτη ως τμήματα του ποταμού χωρίς βλάστηση, για να είναι εμφανής η διάκριση της κατανομής ανάμεσα στις δύο προσομοιώσεις. Τα χαρακτηριστικά της κάθε υποπεριοχής παρουσιάζονται στους Πίνακες Π4 και Π5 του Παραρτήματος για την άνοιξη και το καλοκαίρι, αντίστοιχα. 28	
Εικόνα 2.2-2. Το νέο υπολογιστικό πλέγμα. Διάκριση του πλέγματος σε ζώνες βλάστησης για την περίοδο (α) της άνοιξης και (β) του καλοκαιριού. Οι τιμές τραχύτητας κάθε τμήματος παρουσιάζεται στους Πίνακες 2.2-2 και 2.2-3 για την περίοδο της άνοιξης και του καλοκαιριού, αντίστοιχα.	29
Εικόνα 3.1-1. Κατανομή του βάθους νερού (Water Depth) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης.	35
Εικόνα 3.1-2. Κατανομή του βάθους νερού (Water Depth) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού.	36
Εικόνα 3.1-3. Κατανομή της ταχύτητας ροής (Velocity) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης.	37
Εικόνα 3.1-4. Κατανομή της ταχύτητας ροής (Velocity) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού.	38
Εικόνα 3.1-5. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα (α) των μέσων βαθών νερού, (β) των μεγίστων βαθών νερού, (γ) των μέσων ταχυτήτων και (δ) των μεγίστων ταχυτήτων για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης, στο τμήμα Α.	39
Εικόνα 3.1-6. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα (α) των μέσων βαθών νερού, (β) των μεγίστων βαθών νερού, (γ) των μέσων ταχυτήτων και (δ) των μεγίστων ταχυτήτων για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης, στο τμήμα Β.	41
Εικόνα 3.1-7. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα (α) των μέσων βαθών νερού, (β) των μεγίστων βαθών νερού, (γ) των μέσων ταχυτήτων και (δ) των μεγίστων ταχυτήτων για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης, στο τμήμα Γ.	43
Εικόνα 3.2-1. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q). (α) Οι τιμές των αποδεκτών σεναρίων παροχής κυμαίνονται από 0.3 έως 2.0 m ³ /s σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. (β) Διάγραμμα OFSi – Q και καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με OFS>0.6 (0.17 m ³ /s).	46
Εικόνα 3.2-2. Οι τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής χωρίς παρουσία βλάστησης. Οι τιμές που είναι μεγαλύτερες από 0.6 θεωρούνται αποδεκτές σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.	47
Εικόνα 3.2-3. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q). (α) Οι τιμές των αποδεκτών σεναρίων παροχής κυμαίνονται από 0.3 έως 2.0 m ³ /s σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. (β) Διάγραμμα OFSi – Q και καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με OFS>0.6 (0.16 m ³ /s).	49
Εικόνα 3.2-4. Οι τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής με βλάστηση την άνοιξη. Οι τιμές που είναι μεγαλύτερες από 0.6 θεωρούνται αποδεκτές σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.	50
Εικόνα 3.2-5. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q). (α) Οι τιμές των αποδεκτών σεναρίων παροχής κυμαίνονται από 0.3	

έως 2.0 m ³ /s σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. (β)Διάγραμμα OFSi – Q και καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με OFS>0.6 (0.18 m ³ /s).	52
Εικόνα 3.2-6. Οι τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής με βλάστηση το καλοκαίρι. Οι τιμές που είναι μεγαλύτερες από 0.6 θεωρούνται αποδεκτές σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.	53
Εικόνα 3.2-7. Ο μέσος όρος συντελεστή καταλληλότητας ενδιαιτήματος (nHSI) για κάθε σενάριο παροχής συγκεντρωτικά και για τις τρεις προσομοιώσεις (α) στο τμήμα Α, (β) στο τμήμα Β, (γ) στο τμήμα Γ και (δ) συνολικά στην περιοχή μελέτης. .	54
Εικόνα 3.2-8. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q) συγκεντρωτικά και για τις τρεις προσομοιώσεις.....	55

ΛΙΣΤΑ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 1.2-1. Υπολογισμός του συντελεστή τραχύτητας σε ροές γύρω από άκαμπτη βλάστηση	10
Πίνακας 1.2-2: Υπολογισμός του συντελεστή τραχύτητας σε ροές μέσα από εύκαμπτη βλάστηση, που χαρακτηρίζεται από δέντρα και θάμνους.	13
Πίνακας 2.2-1. Χαρακτηριστικά υπολογιστικού πλέγματος	24
Πίνακας 2.2-2. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο της άνοιξης. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 16 ζώνες (no), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα (typeB/NDefB: MANN, rB) και τις όχθες (typeS). dp: μέση διάμετρος, sp: μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.....	29
Πίνακας 2.2-3. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 16 ζώνες (no), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα (typeB/NDefB: MANN, rB) και τις όχθες (typeS). dp: μέση διάμετρος, sp: μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.	30
Πίνακας 3.2-1. Οι δείκτες του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε σενάριο παροχής. Ο υπολογισμός τους διευκολύνει την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου παροχής. Οι υψηλότερες τιμές για κάθε δείκτη έχουν γραμμοσκιαστεί με γκρι χρώμα.....	45
Πίνακας 3.2-2. Οι δείκτες του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε σενάριο παροχής. Ο υπολογισμός τους διευκολύνει την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου παροχής. Οι υψηλότερες τιμές για κάθε δείκτη έχουν γραμμοσκιαστεί με γκρι χρώμα.....	48
Πίνακας 3.2-3. Οι δείκτες του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε σενάριο παροχής. Ο υπολογισμός τους διευκολύνει την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου παροχής. Οι υψηλότερες τιμές για κάθε δείκτη έχουν γραμμοσκιαστεί με γκρι χρώμα.....	51
Πίνακας 3.2-4. Εύρος αποδεκτών τιμών παροχής για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης.....	56
Πίνακας 3.2-5. Τα βέλτιστα σενάρια οικολογικής παροχής, όπως αυτά επιλέχθηκαν βάσει της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.....	56
Πίνακας Π1. Σταθερές τιμές του πρόσθετου συντελεστή τριβής για κάθε τύπο υδρόβιας βλάστησης (Πηγή: Arcement and Schneider, 1989).	70
Πίνακας Π2. Σταθερές τιμές του πρόσθετου συντελεστή τριβής για κάθε τύπο παρόχθιας βλάστησης (Πηγή: Arcement and Schneider, 1989).	70
Πίνακας Π3. Εμπειρικές τιμές της μέσης διαμέτρου (d_p) και της απόστασης μεταξύ μεμονωμένων μονάδων βλάστησης (a_x, a_y , κατά τις διευθύνσεις x, y , αντίστοιχα) για διάφορα ήδη ξυλώδους βλάστησης (http://daad.wb.tu-harburg.de , ΤΥΗΗ).....	71
Πίνακας Π4. Οι τιμές που έλαβαν οι παράμετροι βλάστησης για την προσομοίωση VEG_{SP} και η ζώνη (Zone) στην οποία ανήκουν. Number: ο αριθμός που έχει αποδοθεί σε κάθε κλειστή γραμμή, n: ο συντελεστής τριβής κατά Manning, d_p : μέση διάμετρος, s_p : μέση απόσταση μονάδων βλάστησης.	71
Πίνακας Π5. Οι τιμές που έλαβαν οι παράμετροι βλάστησης για την προσομοίωση VEG_{SU} και η ζώνη (Zone) στην οποία ανήκουν. Number: ο αριθμός που έχει αποδοθεί	

σε κάθε κλειστή γραμμή, n : ο συντελεστής τριβής κατά Manning, d_p : μέση διάμετρος, s_p : μέση απόσταση μονάδων βλάστησης.72

Πίνακας Π6. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο της άνοιξης. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 16 ζώνες (n_0), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα ($typeB/NDefB$: MANN, rB) και τις όχθες ($typeS$). d_p : μέση διάμετρος, s_p : μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.....73

Πίνακας Π7. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 16 ζώνες (n_0), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα ($typeB/NDefB$: MANN, rB) και τις όχθες ($typeS$). d_p : μέση διάμετρος, s_p : μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.74

ΛΙΣΤΑ ΣΥΜΒΟΛΩΝ

Σύμβολο	Μονάδες	Ονομασία
A_B	m^2	Εμβαδόν τεμαχίου φυτοκάλυψης
A_L	m^2	Εμβαδόν μονής όψης των φύλλων
A_P	m^2	Εμβαδόν εμπρόσθιας προβαλλόμενης επιφάνειας
A_{P^*}	m^2	Εμβαδόν βρεχόμενης εμπρόσθιας προβαλλόμενης επιφάνειας μερικώς βυθισμένου φυτού
A_S	m^2	Εμβαδόν εμπρόσθιου προβαλλόμενου στελέχους ή κορμού
A_{S^*}	m^2	Συνολικό εμβαδόν διατομής όλων των στελεχών ενός μεμονωμένου φυτού, μετρούμενο στο $\frac{1}{4}$ του βάθους νερού
A_W	m^2	Εμβαδόν της βρεχόμενης επιφάνειας, μονής όψης των φύλλων
C	-	Συντελεστής τριβής Chézy
Ca	-	Αριθμός Cauchy
C_b	-	Συντελεστής αντίστασης πυθμένα κατά Chézy
C_D	-	Συντελεστής αντίστασης
C_{DX}	-	Συντελεστής αντίστασης εξαρτώμενος από το είδος βλάστησης
C_V	-	Συντελεστής τριβής στην κορυφή του στρώματος της βλάστησης
D	m	Βάθος νερού
d_p	m	Διάμετρος μεμονωμένου στελέχους/βλαστού ή κορμού
E	N/m^2	Μέτρο ελαστικότητας βλάστησης
EI	Nm^2	Καμπτική δυσκαμψία
f	-	Συντελεστής τριβής Darcy-Weisbach
F_D	kN	Δύναμη αντίστασης
g	m/s^2	Επιτάχυνση βαρύτητας ($=9.81 m/s^2$)
h	m	Ύψος φυτού ή φυτοκάλυψης
H	m	Βάθος νερού
h_s	m	Ύψος υδάτων πάνω από τη φυτοκάλυψη ($=H - h$ ή $H - h_w$)
HSI	-	Συνολικός δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος
HSI_i	-	Δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος σε κάθε κόμβο
h_w	m	Ύψος εκτρεπόμενου φυτού ή φυτοκάλυψης
J	-	Κλίση γραμμής ενέργειας
LAI	-	Δείκτης φυλλικής επιφάνειας
m	m^{-2}	Αριθμός φυτών ανά μονάδα εμβαδού πυθμένα
MEI	$N m^2/m^2$	Καμπτική δυσκαμψία ανά m^2
n	-	Συντελεστής τριβής κατά Manning
OFSi	-	Δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής
nHSI	-	Κανονικοποιημένος δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος
Q	m^3/s	Παροχή
R	m	Υδραυλική ακτίνα
s_p	m	Απόσταση μεμονωμένων φυτών (σταθερή σε κάθε διεύθυνση)
S	-	Τριβή υποστρώματος
T	$^{\circ}C$	Θερμοκρασία

Σύμβολο	Μονάδες	Ονομασία
u^*	m/s	Διατμητική ταχύτητα
u^*_{crit}	m/s	Κρίσιμη διατμητική ταχύτητα
V	m/s	Μέση ταχύτητα κατά τη διεύθυνση της κύριας ροής
V_L	m^3	Όγκος φυλλώματος
V_p	m^3	Όγκος φυτού
V_s	m^3	Όγκος στελέχους ή κορμού
V_x	m/s	Ελάχιστη ταχύτητα για τον καθορισμό του χ
W	m	Πλάτος φυτού
WUA	m^2	Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση
α	m^{-1}	Εμβαδόν εμπρόσθιας προβαλλόμενης επιφάνειας ανά μονάδα όγκου φυτοκάλυψης
α_x, α_y	m	Απόσταση μεμονωμένων στελεχών/βλαστών ή κορμών κατά τον άξονα x και y, αντίστοιχα
γ	kN/m^3	Ειδικό βάρος νερού (=9.81 kN/m^3)
κ	-	Σταθερά von Kármán (=0.40 – 0.41)
λ	-	Εμβαδόν φυτοκάλυψης ανά μονάδα εμβαδού πυθμένα
ν	m^2/s	Κινηματικό ιξώδες
ξE	-	Δείκτης βλάστησης
ρ	kg/m^3	Πυκνότητα νερού (=1000 kg/m^3)
χ	-	Παράμετρος βλάστησης
ψ	-	Εκθέτης Vogel

Συμβολισμός	Ονομασία
ANNs	Artificial Neural Networks
BRT	Boosted Regression Trees
CART	Classification and Regression Trees
FDA	Flexible Discriminant Analysis
FL	Αλγόριθμος Ασαφούς Λογικής
FRB	Μπεϋζιανή Πιθανολογική Ανάλυση Ασαφούς Λογικής
GAMs	Generalized Additive Models
GLMs	Generalized Linear Models
HHMs	Οικοϋδραυλικά μοντέλα
HSCs	Καμπύλες καταλληλότητας ενδιαίτηματος
MARS	Multivariate Adaptive Regression Spline
MD	Συνάρτηση συμμετοχής
RF	Random Forests
VEG_o	Προσομοίωση χωρίς την προσθήκη της βλάστησης
VEG_{sp}	Προσομοίωση με προσθήκη της βλάστησης την περίοδο της άνοιξης
VE_{su}	Προσομοίωση με προσθήκη της βλάστησης την περίοδο του καλοκαιριού
BM	Βενθικά μακροασπόνδυλα

ΔΟΜΗ ΚΑΙ ΣΚΟΠΟΣ ΤΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ

Διάρθρωση της εργασίας

Η παρούσα διπλωματική εργασία αποτελείται από πέντε Κεφάλαια, τη Βιβλιογραφία και το Παράρτημα.

Στο **1^ο Κεφάλαιο** γίνεται μία εισαγωγή στην βλάστηση ως στοιχείο του ποτάμιου συστήματος και βιβλιογραφική διερεύνηση σχετικά με την μαθηματική έκφραση της βλάστησης, τα υφιστάμενα μοντέλα καταλληλότητας του ενδιαιτήματος και τη συσχέτιση της βλάστησης με την αφθονία των βενθικών μακροασπονδύλων στα ποτάμια.

Στο **2^ο Κεφάλαιο** παρουσιάζεται η περιοχή μελέτης, ένα ήδη υπάρχον οικοϋδραυλικό μοντέλο που δεν περιλαμβάνει τη βλάστηση και περιγράφεται η διαδικασία της προσθήκης της βλάστησης σε αυτό.

Στο **3^ο Κεφάλαιο** παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της εφαρμογής του οικοϋδραυλικού μοντέλου.

Στο **4^ο Κεφάλαιο** πραγματοποιείται μία συζήτηση σχετικά με τα αποτελέσματα που λήφθηκαν από την εφαρμογή του οικοϋδραυλικού μοντέλου.

Στο **5^ο Κεφάλαιο** γίνεται ανακεφαλαίωση των συμπερασμάτων της παρούσας εργασίας καθώς και προτάσεις για περαιτέρω έρευνα και βελτίωση.

Σκοπός της παρούσας έρευνας

Σκοπός της παρούσας έρευνας ήταν η διερεύνηση της επίδρασης της υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης στην υδροδυναμική συμπεριφορά, την καταλληλότητα ενδιαιτήματος των βενθικών μακροασπονδύλων και την τελική εκτίμηση της οικολογικής παροχής σε ποταμούς. Χρησιμοποιήθηκαν ως βάση, υπάρχοντα τοπογραφικά δεδομένα και αποτελέσματα προσομοίωσης υδροδυναμικής συμπεριφοράς και καταλληλότητας ενδιαιτήματος για δεδομένη περιοχή μελέτης (ρέμα Οινόης, Αττική) χωρίς την παρουσία βλάστησης (Theodoropoulos et al., 2018a). Η προσθήκη της βλάστησης επί των αρχικών μοντέλων έγινε, για εύκαμπτη βλάστηση (πόες και εύκαμπτοι θάμνοι), με τη μορφή επιπρόσθετης τραχύτητας χρησιμοποιώντας αυξημένους συντελεστές τριβής Manning και, για άκαμπτη βλάστηση (άκαμπτοι θάμνοι και δέντρα), με συνδυασμό παραμέτρων διαμέτρου και απόστασης μεταξύ των μονάδων βλάστησης (βλαστών/κορμών). Τελικά, πραγματοποιήθηκαν υδροδυναμικές προσομοιώσεις, προσομοιώσεις καταλληλότητας ενδιαιτήματος και εκτίμηση της οικολογικής παροχής στην περιοχή μελέτης για τις παρακάτω περιπτώσεις: (α) χωρίς βλάστηση (αρχικό μοντέλο), (β) μέτριας πυκνότητας βλάστηση κατά την περίοδο της άνοιξης και (γ) πυκνή βλάστηση κατά την περίοδο του καλοκαιριού.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Βλάστηση, υδροδυναμική συμπεριφορά και καταλληλότητα ενδιαιτήματος

Η βλάστηση αποτελεί θεμελιώδες χαρακτηριστικό του ποτάμιου συστήματος (Sun et al., 2010). Η μελέτη της επίδρασης της βλάστησης στην υδροδυναμική συμπεριφορά των ποταμών αποτελεί ένα ταχέως αναπτυσσόμενο πεδίο έρευνας (Aberle and Järvelä, 2015). Παραδοσιακά η βλάστηση αντιμετωπίζεται ως όχληση, που αυξάνει την αντίσταση, μειώνει την ταχύτητα ροής και τη χωρητικότητα του ποταμού (Chow, 1959; Järvelä, 2004a; Sun et al., 2010; Clement et al., 2016). Τα τελευταία χρόνια όμως, έρευνες έχουν εστιάσει στα οφέλη που προσφέρει η παρουσία υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης στα υδάτινα συστήματα και τα σχετιζόμενα με αυτά υδρόβια οικοσυστήματα (Franklin et al., 2008; Rejmánková, 2011; Dar et al., 2014).

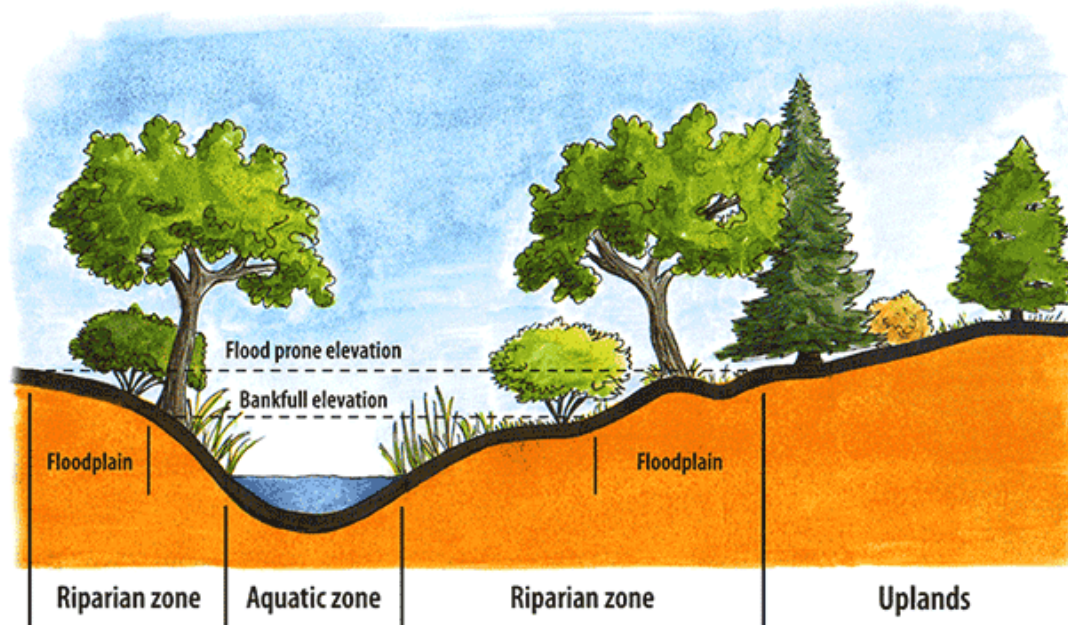
Η βλάστηση επηρεάζει πολλές φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες. Η παρουσία της μεταβάλλει το πεδίο ροής, την υδραυλική αντίσταση, τη μεταφορά ιζημάτων, το σχηματισμό διατμητικών τάσεων και κατά συνέπεια τη μορφολογία του ποταμού (Stamou et al., 2013; Aberle and Järvelä, 2015) λόγω της επιπρόσθετης τραχύτητας που δημιουργεί τόσο στην κοίτη του ποταμού, όσο και στην πλημμυρική περιοχή (Hession and Curran, 2013; Maji et al., 2020). Ταυτόχρονα, συμβάλλει στη βιώσιμη μακροχρόνια διαμόρφωση και συντήρηση των ποταμών, διατηρώντας την ισορροπία του οξυγόνου, των θρεπτικών ουσιών (Chambers et al., 2008; Khudhair et al., 2019) και των ιζημάτων (Barbour et al., 1999). Επιπλέον, περιορίζει τη διάβρωση του πυθμένα και των όχθων, αυξάνει τη σταθερότητά τους, φιλτράρει το νερό βελτιώνοντας την ποιότητά του (Barbour et al., 1999; Chambers et al., 2008), και συμβάλλει στη διαμόρφωση ενός όμορφου τοπίου κατά μήκος του ποταμού (Sun et al., 2010). Για τους παραπάνω λόγους, η βλάστηση αποτελεί σημαντικό παράγοντα μελέτης για τη λήψη αποφάσεων διαχείρισης υδάτινων οικοσυστημάτων (Dar et al., 2014) και παίζει σπουδαίο ρόλο σε έργα αποκατάστασης ποταμών (Hession and Curran, 2013).

Η βλάστηση, υδρόβια ή και παρόχθια, βρίσκεται στο επίκεντρο των προγραμμάτων αποκατάστασης και αναγνωρίζεται πλέον η σημασία της διατήρησής της στην υδρολογία και οικολογία του ποταμού (Hession and Curran, 2013). Η παρουσία βλάστησης περιορίζει τη χωρητικότητα του ποταμού, όμως προκαλεί και σχετική μείωση της μέσης ταχύτητας (Franklin et al., 2008; Hession and Curran, 2013), απαραίτητη για τη διαμόρφωση κατάλληλων ενδιαιτημάτων για τη διαβίωση και αναπαραγωγή υδρόβιων οργανισμών, όπως ψαριών και βενθικών μακροασπονδύλων (Gregg and Rose, 1985).

Η έρευνα των υδρολογικών/υδραυλικών και οικολογικών επιπτώσεων της παρουσίας βλάστησης στα ποτάμια απαιτεί τον συνδυασμό πολλών μεθόδων έρευνας από διαφορετικά γνωστικά πεδία (Franklin et al., 2008), όπως της Βιολογίας/Οικολογίας, της Υπολογιστικής Ρευστοδυναμικής και της επιστήμης των Υπολογιστών. Τα μοντέλα υπολογιστικής ρευστοδυναμικής (CFD) αποτελούν σημαντικό εργαλείο για την αξιολόγηση και προσομοίωση της επίδρασης της βλάστησης στα υδραυλικά χαρακτηριστικά των ποταμών καθώς δίνουν τη

δυνατότητα παροχής λεπτομερών πληροφοριών για τις αλληλεπιδράσεις ροής - βλάστησης μέσα σε φυσικά ποτάμια ή τεχνητά κανάλια όπου οι εντατικές μετρήσεις ροής μπορεί να είναι προβληματικές (Marjoribanks et al., 2016).

Βλάστηση σε ρέματα και ποτάμια παρατηρείται κυρίως εντός της κοίτης (ενεργής και μη) και στην παρόχθια ζώνη (Εικόνα 1.1-1). Η έκταση που καταλαμβάνει κάθε ζώνη, καθώς και τα είδη βλάστησης που διαθέτει, διαφέρουν ανάλογα με τη περιοχή μελέτης και τη μορφολογία του ποταμού.



Εικόνα 1.1-1. Πρότυπη διατομή ενός ποτάμιου συστήματος. Διάκριση σε ζώνες (Πηγή: <https://slco.org/>).

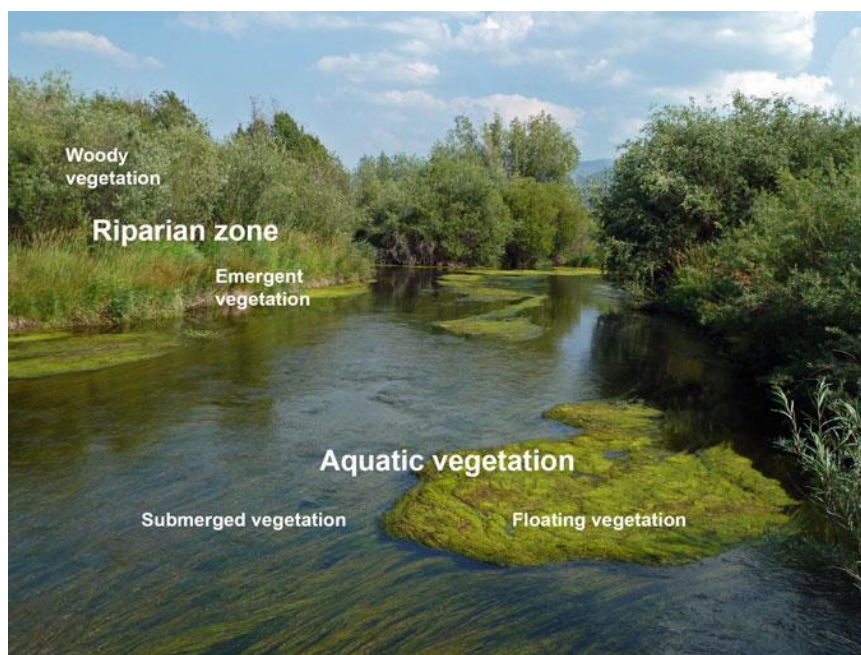
Εντός της κοίτης αναπτύσσονται υδρόβια φυτά (ή αλλιώς μακρόφυτα) και άλγη. Ορισμένα πλέουν ελεύθερα (νηματοειδή πράσινα άλγη), αλλά τα περισσότερα έχουν ριζικές δομές στον πυθμένα και συχνά διαθέτουν πλωτά φύλλα στην επιφάνεια (νούφαρα). Κάποια αναδύονται από το νερό και άλλα είναι βυθισμένα στο νερό.

Οι κοινότητες υδρόβιων φυτών αποτελούν θεμελιώδη συνιστώσα πολλών υδάτινων οικοσυστημάτων (Rejmánková, 2011; Dar et al., 2014) ωστόσο, ο ρόλος τους στο περιβάλλον του υδατικού σώματος/ποταμού, ιδίως σε σχέση με τις οικολογικές σχέσεις, είναι σε μεγάλο βαθμό άγνωστος (Gregg and Rose, 1982). Τα υδρόβια φυτά αποτελούν τη βάση των υδρόβιων τροφικών αλυσίδων και συμβάλλουν ενεργά στην προώθηση και τη συντήρησή αυτών (Dar et al., 2014). Συμβάλλουν σημαντικά στη φυσική και βιολογική ποικιλομορφία, στη δομή των ενδιαιτημάτων και στην οικολογική λειτουργία των υδάτινων συστημάτων (Franklin et al., 2008). Η δομή τους παρέχει βιότοπο για βενθικά ασπόνδυλα, ψάρια και υδρόβια πτηνά, μερικά από τα οποία έχουν αρκετά συγκεκριμένες ανάγκες όσον αφορά τις υδραυλικές συνθήκες (O'Hare, 2015), με αποτέλεσμα να αποτελούν σημαντικό συντελεστή στη διατήρηση του υδρόβιου οικοσυστήματος.

Η παρόχθια βλάστηση αναπτύσσεται κατά μήκος των όχθων ενός ποταμού και εκτείνεται έως τα όρια της πλημμυρικής ζώνης. Η παρόχθια ζώνη χαρακτηρίζεται από μεγάλη μορφολογική ετερογένεια και συνήθως αποτελεί ανθρωπογενώς διαταραγμένο περιβάλλον. Είναι πλούσια σε βιοποικιλότητα που μπορεί να εναλλάσσεται σημαντικά, δημιουργώντας συχνά ένα δύσκολο περιβάλλον για τον αποικισμό φυτών. Ως αποτέλεσμα, τα φυτά που μπορούν να εποικίσουν επιτυχώς τις παρόχθιες ζώνες διαθέτουν χαρακτηριστικά που τους επιτρέπουν να αντιμετωπίσουν τις σκληρές αυτές συνθήκες.

Η παρόχθια βλάστηση περιλαμβάνει υδρόβια φυτά που αναδύονται στην ελεύθερη επιφάνεια των υδάτων και αναπτύσσονται στις όχθες του καναλιού, και φυτά που καλύπτουν την εδαφική επιφάνεια, όπως είναι οι θάμνοι και τα δέντρα. Οι παρόχθιες ζώνες που περιέχουν ποικίλα ξυλώδη και ποώδη φυτικά είδη, προσφέρουν ενδιαίτημα και τροφή στους υδρόβιους οργανισμούς και τα χερσαία ζώα. Η παρόχθια βλάστηση παρέχει επίσης σκιά απαραίτητη για την διατήρηση των φυσικών θερμοκρασιών και βελτιώνει την υγεία των οικοσυστημάτων των ποταμών (Rios and Bailey, 2006).

Σύμφωνα με τα παραπάνω, η ποτάμια βλάστηση διακρίνεται σε βυθισμένη, αναδυόμενη και πλωτή (Aberle and Järvelä, 2015) (Εικόνα 1.1-2). Η ταξινόμηση αυτή ορίζεται με βάση τη σχέση ανάμεσα στη βλάστηση και το βάθος του νερού, παραβλέποντας βασικά χαρακτηριστικά του φυτού, όπως το σχήμα και τις μηχανικές ιδιότητές του (Hutchinson, 1975; Rejmánková, 2011). Η βυθισμένη βλάστηση τροποποιεί σημαντικά τη ροή του νερού, ενώ τα αναδυόμενα είδη σταθεροποιούν τη ζώνη του ιζήματος και της ακτογραμμής και βελτιώνουν έτσι την ποιότητα του νερού (Bogut et al., 2007).



Εικόνα 1.1-2. Ταξινόμηση των τύπων υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης (σύμφωνα με τους Aberle and Järvelä, 2015).

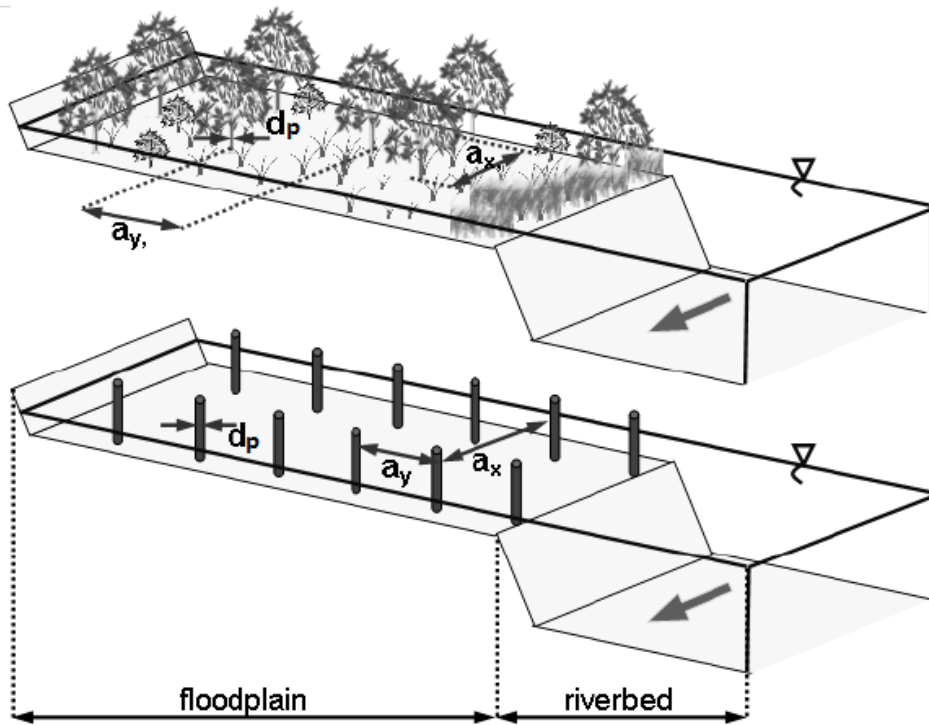
1.2 Μαθηματική προσομοίωση της ροής σε ποτάμια τμήματα με βλάστηση

Η αλληλεπίδραση της βλάστησης με τη ροή αποτελεί μια πολύπλοκη διαδικασία και η έρευνα σε αυτόν τον τομέα προϋποθέτει σημαντικές παραδοχές και απλουστεύσεις σε πρακτικό επίπεδο (Järvelä, 2004a). Η βλάστηση εισάγεται στα υδροδυναμικά μοντέλα ως επιφανειακή τραχύτητα, μειώνοντας σημαντικά τη χωρητικότητα του ποταμού και την ταχύτητα ροής (Chow, 1959; Xu et al., 2012). Τόσο η βυθισμένη υδρόβια βλάστηση όσο και η αναδυόμενη παρόχθια βλάστηση αποτελούν θεμελιώδη πηγή απώλειας ενέργειας στη φυσική ροή των ποταμών (Stoesser et al., 2003). Έχει παρατηρηθεί ότι σε περιοχές που αποτελούνται από τμήματα με και δίχως βλάστηση, υπάρχει τοπική μείωση της ταχύτητας ροής στη ζώνη της βλάστησης (Franklin et al., 2008) και τοπική αύξηση της ταχύτητας ροής γύρω από αυτή (Verschoren et al., 2016). Η υδρόβια βλάστηση ασκεί αντίσταση στη ροή (Verschoren et al., 2016), αυξάνει το βάθος, μειώνει τη μέση ταχύτητα και αλλάζει τη δυναμική των ιζημάτων (Marjoribanks et al., 2016). Ταυτόχρονα, το καθεστώς ροής θεωρείται ως ο βασικός παράγοντας για την ανάπτυξη και την κατανομή της υδρόβιας βλάστησης στα ποτάμια (Franklin et al., 2008). Αυτές οι αμοιβαίες αλληλεπιδράσεις ροής-βλάστησης έχουν σημαντική επίδραση στην υδραυλική, γεωμορφολογική και οικολογική λειτουργία των ποταμών και επομένως, είναι απαραίτητο να εισαχθούν σε υδροδυναμικά μοντέλα για την προσομοίωση της ροής μέσα από τη βλάστηση (Verschoren et al., 2016).

Τα φυτά που αναπτύσσονται υδρόβια ή/και παρόχθια παρουσιάζουν σημαντικές διαφορές όσον αφορά το σχήμα και τις μηχανικές τους ιδιότητες. Έτσι, μια κατάλληλη έκφραση της βλάστησης, με παραμέτρους για υδροδυναμικές αναλύσεις, πρέπει να αντανακλά αυτές τις διαφορές. Πέρα από το σχήμα και τις μηχανικές ιδιότητες, για τον προσδιορισμό των παραμέτρων αυτών πρέπει να λαμβάνονται υπόψη η διαδοχικότητα, η εποχικότητα και οι συνθήκες του τοπικού ενδιαίτηματος της περιοχής ενδιαφέροντος (Aberle and Järvelä, 2015; Folke et al., 2019a).

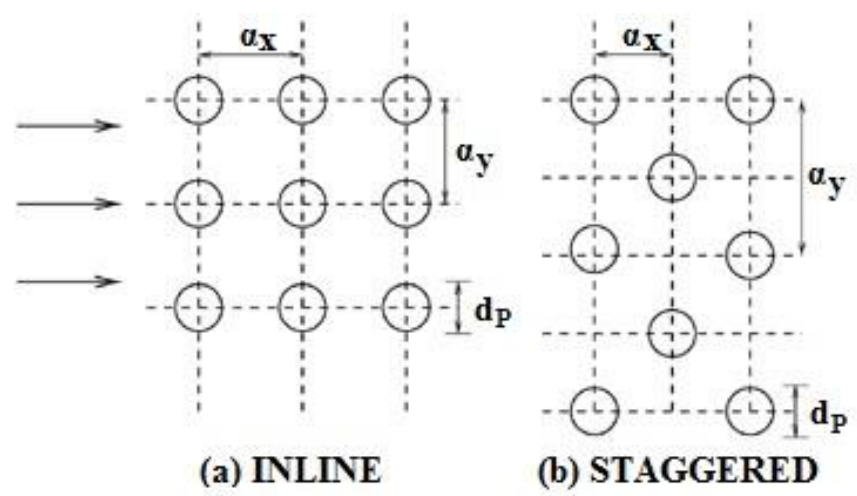
Η επίδραση της βλάστησης στη ροή εξαρτάται κυρίως από το ύψος, την πυκνότητα, την κατανομή και τον τύπο της βλάστησης. Λόγω της πολυπλοκότητας της μορφής και της κατασκευής του κάθε διαφορετικού είδους βλάστησης, η ένταξη και η προσομοίωση όλων αυτών των μορφολογικών και μηχανικών χαρακτηριστικών που τα διέπουν σε ήδη υπάρχουσες σχέσεις, θεωρείται αναγκαία (Aberle and Järvelä, 2015).

Οι πιο κοινές παράμετροι, για να περιγράψει κάποιος ένα μεμονωμένο φυτικό στοιχείο σε εφαρμογές υδραυλικής μηχανικής, είναι η διάμετρος του στελέχους (d_p) και το ύψος του (h). Γι' αυτό και σε πολλές μελέτες, η γεωμετρική δομή της βλάστησης απλοποιείται προσομοιώνοντας τη με κυλίνδρους (Παπαδοニコλάκη, 2011). Έτσι, υπολογίζονται με ευκολία μεγέθη, όπως το εμβαδόν της εμπρόσθιας προβαλλόμενης επιφάνειας (A_p) και ο όγκος (V_p) κάθε μεμονωμένου φυτού. Επιπλέον, η γεωμετρική ανάλυση της συνολικής επιφάνειας της βλάστησης περιγράφεται επαρκώς με τρεις παραμέτρους, την απόσταση μεταξύ μεμονωμένων φυτών κατά τον άξονα x (α_x) και κατά τον άξονα y (α_y) και την διάμετρο του στελέχους (Εικόνα 1.2-1).



Εικόνα 1.2-1. Χαρακτηριστικές παράμετροι περιγραφής της βλάστησης (Πηγή: Szporak et al., 2008). d_p : διάμετρος μεμονωμένου στελέχους/βλαστού ή κορμού, a_x , a_y : απόσταση μεταξύ μεμονωμένων στελεχών/βλαστών ή κορμών κατά τον άξονα x και y , αντίστοιχα.

Όσον αφορά τη χωρική δομή της βλάστησης, οι δύο διατάξεις των στελεχών των φυτών, που λαμβάνονται υπόψη κατά τη μελέτη της βλάστησης (φυσικής και τεχνητής) σε πειράματα και σε μαθηματικά μοντέλα, είναι η γραμμική (inline) και η εναλλασσόμενη (staggered) (Εικόνα 1.2-2).

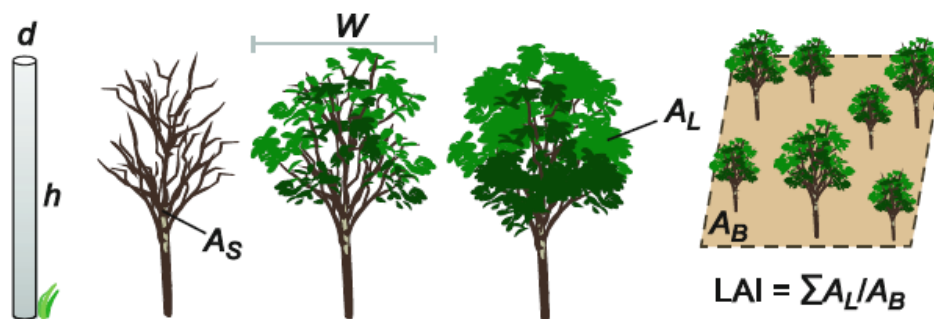


Εικόνα 1.2-2. Ροή ανάμεσα από κυλίνδρους. Χωρική δομή (a) γραμμική (inline) και (b) εναλλασσόμενη (staggered) (Πηγή: Niyogi et al., 2006). d_p : διάμετρος μεμονω-

μένου στελέχους/βλαστού ή κορμού, α_x , α_y : απόσταση μεταξύ μεμονωμένων στελεχών/βλαστών ή κορμών κατά τον άξονα x και y, αντίστοιχα.

Η κατακόρυφη δομή της βλάστησης σε μεγάλο βαθμό δεν λαμβάνεται υπόψη σε εφαρμογές υδραυλικής μηχανικής, λόγω της δυσκολίας προσδιορισμού της. Αντί αυτής, λαμβάνεται μια ομογενής δομή με δεδομένο ύψος και διάμετρο, αν και το πραγματικό πλάτος (W) ενός φυτού/δέντρου μπορεί να είναι πολύ μεγαλύτερο (Εικόνα 1.2-3).

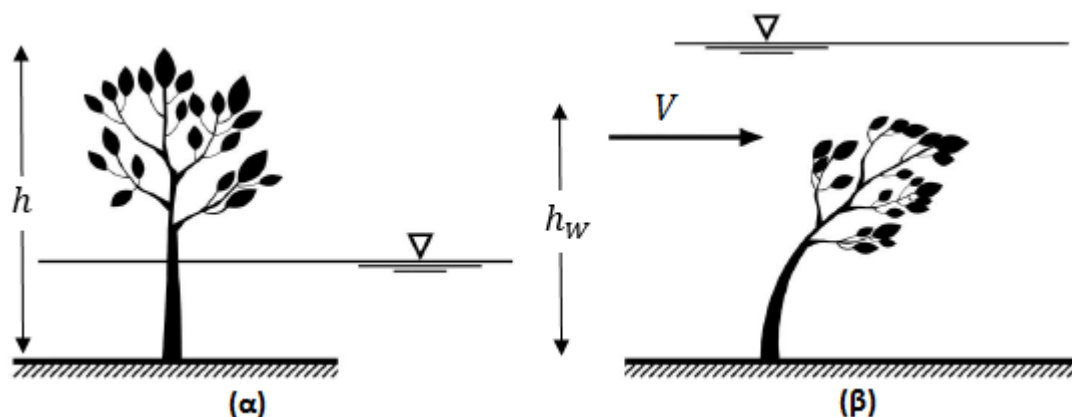
Για φυλλώδη βλάστηση, η πυκνότητα της φυτοκάλυψης μπορεί να περιγραφεί με τον δείκτη φυλλικής επιφάνειας (LAI), ο οποίος ορίζεται ως το εμβαδόν μονής όψης των φύλλων (A_L) ανά μονάδα εμβαδού τεμαχίου φυτοκάλυψης (A_B) (Εικόνα 1.2-3). Η χρήση του LAI ως μεγέθους πυκνότητας της φυτοκάλυψης προσφέρει αξιοσημείωτα πλεονεκτήματα. Ο LAI είναι ένας δείκτης που χρησιμοποιείται ευρέως στις δασοπονικές, γεωργικές και υδρολογικές επιστήμες, και επομένως υπάρχει μια καλή βάση γνώσεων για διαφορετικές συνθήκες βλάστησης. Ο LAI μπορεί να μετρηθεί με επίγειο εξοπλισμό στο πεδίο ή με χρήση τεχνικών τηλεπισκόπησης (Järvelä, 2004b). Για την περίπτωση αναδυόμενης βλάστησης, ο ορισμός αυτός μπορεί να εξειδικευτεί, εξαρτώμενος από την στάθμη των υδάτων και να εκφραστεί ως εμβαδόν βρεχόμενης επιφάνειας μονής όψης των φύλλων (A_W) ανά μονάδα εμβαδού τεμαχίου φυτοκάλυψης (A_B). Τέλος, για την πλήρη περιγραφή του πεδίου, ορίζονται το εμβαδόν του στελέχους (A_S), ο όγκος φυτού (V_P), ο όγκος του φυλλώματος (V_L) και ο όγκος τους στελέχους ή κορμού (V_S).



Εικόνα 1.2-3. Έκφραση της παρόχθιας βλάστησης με παραμέτρους (Πηγή: Aberle and Järvelä, 2015). d : διάμετρος, h : ύψος, A_S : εμβαδόν στελέχους, W : πλάτος φυτού, A_L : εμβαδόν μονής όψης των φύλλων, A_B : εμβαδόν τεμαχίου φυτοκάλυψης, LAI: δείκτης φυλλικής επιφάνειας.

Υπό την επίδραση της ταχύτητας και του βάθους ροής, η εύκαμπτη βλάστηση τείνει να κάμπτεται, με αποτέλεσμα να αναδιαμορφώνεται και να ταλαντεύεται συνεχώς. Αυτή η αναδιαμόρφωση πραγματοποιείται σύμφωνα με την κύρια κατεύθυνση ροής προς αποφυγή πιθανού τραυματισμού της βλάστησης σε υψηλές ταχύτητες. Η επιβράδυνση της ροής ποικίλλει καθώς αυτοί οι παράγοντες μεταβάλλονται (Ree, 1954). Η ευκαμψία αυτή των φυτών δεν μπορεί να περιγραφεί άμεσα με γεωμετρικές μετρήσεις, επηρεάζει όμως έμμεσα κάποιες από τις παραμέτρους που

έχουν αναφερθεί παραπάνω. Έτσι, για παράδειγμα η ευκαμψία αντανακλάται με τον καθορισμό της απόκλισης του ύψους του φυτού ή ύψους της συνολικής φυτοκάλυψης (h_w) μετά την αναδιαμόρφωση (Εικόνα 1.2-4).



Εικόνα 1.2-4. Εύκαμπτη (α) μερικώς βυθισμένη και (β) πλήρως βυθισμένη βλάστηση σε αναδιαμόρφωση λόγω της κύριας ροής (Προέλευση: Wang and Zhang (2019) μετά από προσαρμογή). h : ύψος βλάστησης, h_w : νέο ύψος βλάστησης μετά από κάμψη, V : ταχύτητα ροής.

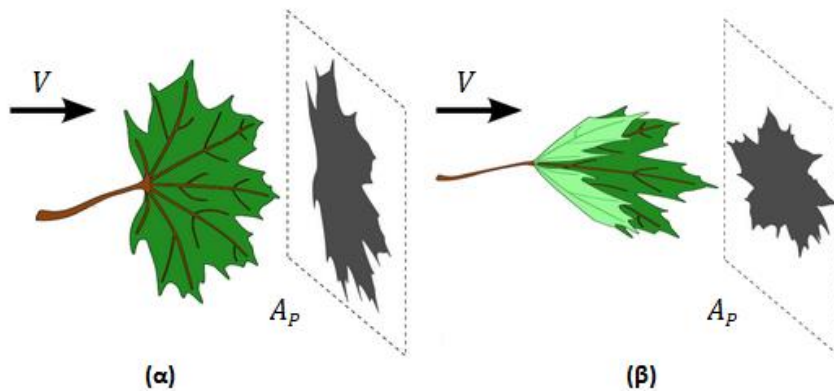
Για τη βλάστηση σε ένα ποτάμιο σύστημα, η δύναμη που ενδιαφέρει είναι η δύναμη αντίστασης F_D (Εξίσωση 1.2-1), η οποία μπορεί να εκφραστεί σε αδιάστατη μορφή μέσω του συντελεστή αντίστασης C_D .

$$F_D = \frac{1}{2} \rho C_D A_P V^2 \quad (1.2-1)$$

Όπου,

V	m/s	μέση ταχύτητα κατά την κύρια διεύθυνση της ροής
C_D	-	συντελεστής αντίστασης
ρ	kg/m ³	πυκνότητα του νερού (= 1000 kg/m ³)
A_P	m ²	εμβαδόν εμπρόσθιας προβαλλόμενης επιφάνειας

Στην Εξίσωση 1.2-1, ο ακριβής προσδιορισμός του A_P παρουσιάζει δυσκολίες εξαιτίας της σύνθετης δομής των φυσικών φυτών σε συνδυασμό με την κάμψη και την αναδιαμόρφωση της εύκαμπτης βλάστησης, ως εκ τούτου υπολογίζεται συναρτήσει του καθεστώτος ροής, της ταχύτητας ροής και των μηχανικών ιδιοτήτων της εκάστοτε φυτοκάλυψης (Εικόνα 1.2-5).



Εικόνα 1.2-5. Η εμπρόσθια προβαλλόμενη επιφάνεια A_p για (α) άκαμπτη και (β) εύκαμπτη βλάστηση (Προέλευση: Gosselin (2019) μετά από προσαρμογή). V : ταχύτητα ροής.

Η ανάγκη για τον ακριβή προσδιορισμό/ποσοτικοποίηση της A_p οδήγησε στην ύπαρξη πολλών διαφορετικών εξισώσεων τριβής. Έτσι, είναι πολύ σημαντικό να υπάρχει επαρκής καταγραφή της επίδρασης της βλάστησης στο πεδίο ροής με ειδικές εξισώσεις τριβής (Folke et al., 2019b).

Στα υδροδυναμικά μοντέλα, η δύναμη αντίστασης που ασκείται σε μεμονωμένα φυτά ή σε ομάδες φυτών μεταφράζεται σε συντελεστή τριβής (Manning, Chézy, Darcy-Weisbach) επιλύοντας από κοινού τις εξισώσεις ομοιόμορφης ροής και ισορροπίας δυνάμεων για έναν όγκο ελέγχου. Έτσι, η αντίσταση της ροής μπορεί να εκφραστεί με το συντελεστή τριβής κατά Darcy-Weisbach (f), κατά Chézy (C) και κατά Manning (n) (Shields et al., 2017). Οι τρεις αυτοί συντελεστές συνδέονται μεταξύ τους με τη Εξίσωση 1.2-2:

$$C = \sqrt{\frac{8g}{f}} = \frac{R^{1/6}}{n} \quad (1.2-2)$$

Όπου,

g	m/s^2	επιτάχυνση βαρύτητας (= 9.81 m/s^2)
f	-	συντελεστής τριβής κατά Darcy-Weisbach
C	-	συντελεστής τριβής κατά Chézy
n	-	συντελεστής τριβής κατά Manning
R	m	υδραυλική ακτίνα καθορισμένη ως το εμβαδόν της διατομής προς τη βρεχούμενη περιμέτρο

Η επίδραση της βλάστησης στη συνολική τραχύτητα του ποταμού έχει παραδοσιακά ενσωματωθεί στον συντελεστή τριβής κατά Manning. Για να υπάρχει μια γενική αίσθηση του εύρους των τιμών τραχύτητας που αποδίδεται στη βλάστηση, έγινε η σύνοψη μερικών τιμών του Manning ή αυξητικών παραγόντων από προηγούμενες έρευνες. Για παράδειγμα, ο Cowan (1956) ανέπτυξε μια διαδικασία για τον προσδιορισμό της τιμής του συντελεστή n στα ποτάμια, όπως αυτή εκφράζεται μέσω της Εξίσωσης 1.2-3 (Arcement and Schneider, 1989), με αποτέλεσμα να αυξάνει το συντελεστή n κατά 0.005 έως 0.10 εξαιτίας της επίδρασης της βλάστησης

στη ροή. Δεδομένου ότι η κύρια τραχύτητα που αποδίδει το υπόστρωμα του ποταμού (για ίσιο, ομοιόμορφο και λείο ποτάμι από φυσικά υλικά) κυμαίνεται από 0.02 έως 0.028, η μέθοδος αυτή αντιπροσωπεύει έως και 500% αύξηση της τραχύτητας λόγω της παρουσίας της βλάστησης (Hession and Curran, 2013). Οι Arcement and Schneider (1989) χρησιμοποιώντας την Εξίσωση 1.2-3 θεώρησαν ότι η βλάστηση προκαλεί επιπρόσθετη τραχύτητα που κυμαίνεται από 0.002 έως 0.10 (Πίνακας Π1) για υδρόβια βλάστηση και από 0.001 έως 0.20 (Πίνακας Π2) για παρόχθια βλάστηση.

$$n = (n_b + n_1 + n_2 + n_3 + n_4)m \quad (1.2-3)$$

Όπου,

- n_b μια βασική τιμή του συντελεστή Manning για ευθύγραμμο, ομοιόμορφο και λείο αγωγό (τριβή πυθμένα)
- n_1 ένας συντελεστής που λαμβάνει υπόψη τις ανωμαλίες του εδάφους στην κοίτη του ποταμού
- n_2 ένας συντελεστής που λαμβάνει υπόψη τη μεταβολή του σχήματος και του μεγέθους της διατομής του ποταμού,
- n_3 ένας συντελεστής που λαμβάνει υπόψη τα εμπόδια στη ροή
- n_4 ένας συντελεστής που λαμβάνει υπόψη τη βλάστηση στη ροή
- m ένας διορθωτικός συντελεστής που λαμβάνει υπόψη τους μαιανδρισμούς

Κατά τον Chow (1959), οι τιμές του n σε ποτάμια συστήματα με βλάστηση κυμαίνονται σε ένα ευρύ φάσμα, από 0.035 έως 0.20. Τα παραπάνω οδηγούν στο συμπέρασμα ότι οι τιμές τραχύτητας αλλάζουν δραστικά παρουσία της βλάστησης (Arcement and Schneider, 1989; Coon, 1995; Hession and Curran, 2013).

1.2.1 Άκαμπτη βλάστηση

Οι Lindner (1982) και Pasche and Rouve (1984), Baptist et al. (2007), Huthoff et al. (2007) και Cheng (2011) προσομοίωσαν την παρουσία βλάστησης με ομοιόμορφα κατανομημένους άκαμπτους κυλίνδρους. Η αντίσταση της ροής που προκαλείται λόγω του φύλλων και των κλαδιών θεωρείται αμελητέα, και μόνο η αντίσταση των στελεχών εξετάζεται στις εξισώσεις τους. Θεωρητικά, αυτή η μέθοδος ισχύει για δέντρα και θάμνους με λίγα φύλλα και κλαδιά ή για φύλλα και κλαδιά που δεν είναι βυθισμένα.

Η μέθοδος συντελεστή τραχύτητας των Luhar and Nerf (2013) χρησιμοποιείται σε άκαμπτη βλάστηση χωρίς να λαμβάνεται υπόψη η εκτροπή του ύψους και του πλάτους του φυτού. Εισηγάγαν έναν συντελεστή τριβής στην κορυφή του στρώματος της βλάστησης (C_v) και το εμβαδόν της εμπρόσθιας προβαλλόμενης επιφάνειας ανά μονάδα όγκου φυτοκάλυψης (α), που μπορεί να εκτιμηθεί για φυσική βλάστηση χρησιμοποιώντας τον LAI και το ύψος της βλάστησης (h) (Εξίσωση 1.2-9) (Finnigan, 2000; Folke et al., 2019b). Αξίζει να αναφερθεί ότι, η μέθοδος κατά Baptist et al. (2007), που χρησιμοποιείται για άκαμπτη βλάστηση σε μορφή κυλίνδρων, μπορεί να εφαρμοστεί και σε είδη βλάστησης με μη καθορισμένη

διάμετρο αντικαθιστώντας την μεταβλητή της διαμέτρου με την σχέση της Εξίσωσης 1.2-9 (Πίνακας 1.2-1).

Πίνακας 1.2-1. Υπολογισμός του συντελεστή τραχύτητας σε ροές γύρω από άκαμπτη βλάστηση.

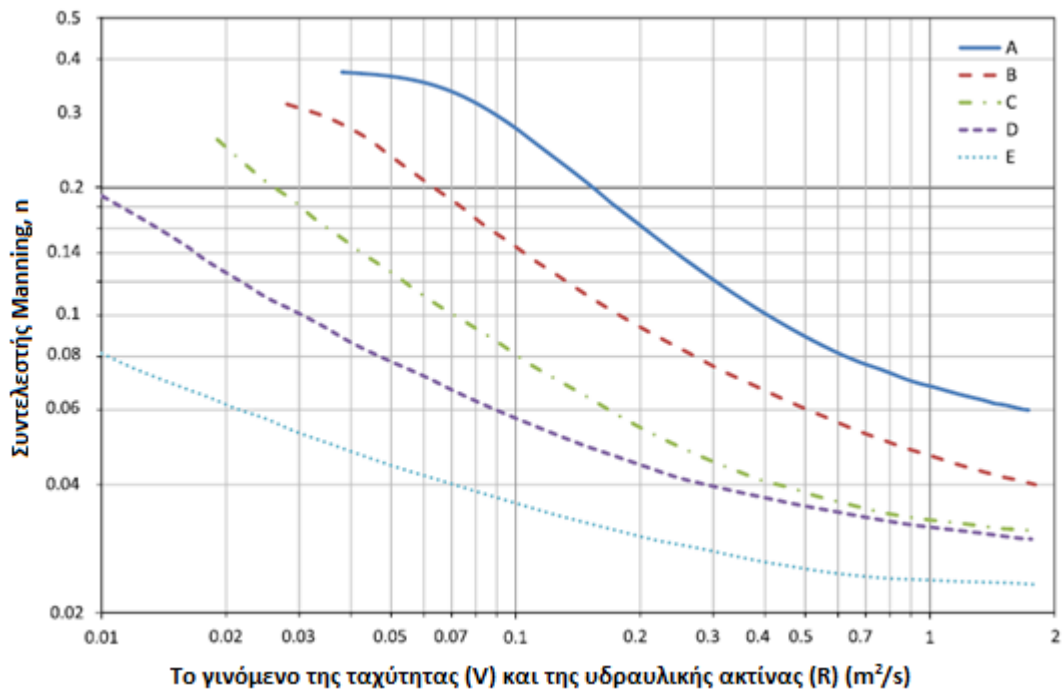
Μέθοδος συντελεστή τραχύτητας	Σχέση ύψους βλάστησης και βάθους νερού	Πηγή
Darcy-Weisbach: $f = \frac{4A_p C_D}{a_x a_y} \quad (1.2-4)$	$h > H$	Lindner (1982)
Chézy : $C = \begin{cases} \sqrt{\frac{1}{1/C_b^2 + (h m d_p C_D)/(2g)} \frac{\sqrt{g}}{\kappa} \ln\left(\frac{H}{h}\right)} & (1.2-5\alpha) \\ \sqrt{\frac{1}{1/C_b^2 + (h m d_p C_D)/(2g)}} & (1.2-5\beta) \end{cases}$ $\kappa = 0.40 - 0.41 \text{ σταθερά von Kármán}$	$h < H$ $h \geq H$	Baptist et al. (2007)
Manning: $V = \begin{cases} \sqrt{\frac{2gJ}{C_D m d}} & (1.2-6\alpha) \\ \left(\left(\sqrt{\frac{h}{H}} + \frac{H-h}{H} \left(\frac{H-h}{s_p} \right)^{\frac{2}{3}} \left(1 - \left(\frac{H}{h} \right)^{-5} \right) \right) \right) \sqrt{\frac{2gJ}{C_D m d_p}} & (1.2-6\beta) \end{cases}$ $s_p = \sqrt{\frac{1}{m}} d_p$ $n = \frac{H^{2/3} \sqrt{J}}{V}$	$h \geq H$ $h < H$	Huthoff et al. (2007)

Μέθοδος συντελεστή τραχύτητας	Σχέση ύψους βλάστησης και βάθους νερού	Πηγή
<p>Chézy:</p> $C = \begin{cases} \sqrt{\frac{\pi g(1-\lambda)^3 d_p}{2C_D \lambda H}} & (1.2-7\alpha) \\ \sqrt{\frac{\pi g(1-\lambda)^3 d}{2C_D \lambda h}} \left(\frac{h}{H}\right)^{3/2} + 4.54\sqrt{g} \left(\frac{h_s}{d_p} \frac{1-\lambda}{\lambda}\right)^{1/16} \left(\frac{h_s}{H}\right)^{3/2} & (1.2-7\beta) \end{cases}$ $\lambda = m \frac{\pi d_p^2}{4}$	<p>$h \geq H$</p> <p>$h < H$</p>	<p>Cheng (2011)</p>
<p>Manning:</p> $n = \begin{cases} \sqrt{\frac{C_D \alpha}{2g}} H^{2/3} & (1.2-8\alpha) \\ \frac{1}{\left(\frac{2}{C_v}\right)^{1/2} \left(1 - \frac{h}{H}\right)^{3/2} + \left(\frac{2}{C_D \alpha h}\right)^{1/20} \left(\frac{h}{H}\right) \sqrt{g}} H^{1/6} & (1.2-8\beta) \end{cases}$ $\alpha = \frac{d_p}{\Delta^2} = \frac{1}{2} \frac{LAI}{h} \quad (1.2-9)$	<p>$h \geq H$</p> <p>$h < H$</p>	<p>Luhar and Nepf (2013)</p>

Δεδομένου ότι μερικές μέθοδοι τραχύτητας λαμβάνουν υπόψη εύκαμπτα στοιχεία της βλάστησης, όπως είναι τα φύλλα, και ενσωματώνουν πρόσθετες παραμέτρους βλάστησης όπως τον LAI και την ταχύτητα ροής (V), οι μέθοδοι αυτές αναμένεται να προβλέψουν ενδεχομένως πιο ακριβείς συντελεστές τραχύτητας από τις μεθόδους που βασίζονται αποκλειστικά στην αναλογία άκαμπτων κυλίνδρων (Wang and Zhang, 2019).

1.2.2 Εύκαμπτη βλάστηση

Για χαμηλή, εύκαμπτη βλάστηση (πόες) πλήρως ή σχεδόν βυθισμένη ο Ree (1954) προσδιόρισε πειραματικά ότι ο συντελεστής Manning ποικίλλει ανάλογα με το προϊόν του γινομένου της ταχύτητας και της υδραυλικής ακτίνας και εξέφρασε τη σχέση αυτή με γραφική επίλυση της μεθόδου Manning, όπως παρουσιάζεται στην Εικόνα 1.2-6. Παρόμοια, οι Kouwen and Li (1980) εισήγαγαν τον όρο της καμπτικής δυσκαμψίας ανά τετραγωνικό μέτρο (MEI), λαμβάνοντας την ως δείκτη πρόβλεψης της τραχύτητας (Εξίσωση 1.2-10).



Εικόνα 1.2-6. Γραφική αναπαράσταση της σχέσης n-VR. Η κάθε καμπύλη ορίζει τον βαθμό επιβράδυνσης. Η καμπύλη A εκφράζει το μέγιστο βαθμό επιβράδυνσης και ακολουθούν οι υπόλοιπες με φθίνουσα κατανομή (Wang and Zhang, 2019). n: συντελεστής Manning, V: ταχύτητα ροής, R: υδραυλική ακτίνα.

Κουωεν και Li (1980):

$$n = \frac{H^{1/6}}{\sqrt{8g[a+b\log(\frac{H}{h_w})]}} \quad h < H \quad (1.2-10)$$

Όπου,

$$h_w = 0.14h \left[\frac{\left(\frac{MEI}{\gamma HJ}\right)^{0.25}}{h} \right]^{1.59} \quad (1.2-11)$$

a και b, παράγοντες που εξαρτώνται από τη σχέση ανάμεσα στη διατμητική ταχύτητα u^* και την κρίσιμη διατμητική ταχύτητα u^*_{crit} .

Κατά τον Κουωεν (1988):

$$\begin{aligned} MEI &= 319h^{3.3} && \text{για αναπτυσσόμενη χαμηλή βλάστηση} \\ MEI &= 25.4h^{2.26} && \text{για μη αναπτυσσόμενη βλάστηση} \end{aligned}$$

Οι Freeman et al. (2000) συμπεριέλαβαν το μέτρο ελαστικότητας των φυτών E. Η προσέγγιση αυτή δεν λαμβάνει άμεσα υπόψη την παραμόρφωση του φυλλώματος λόγω της κύριας ροής, καθώς το μέτρο ελαστικότητας αποτελεί χαρακτηριστικό των στελεχών του φυτού. Οι Κουωεν and Fathi-Moghadam (2000) ενσωμάτωσαν τον δείκτη βλάστησης ξE για κωνοφόρα δέντρα, ο οποίος εκφράζει την επιρροή που

ασκεί το υδάτινο σώμα στο σχήμα και στην ευκαμψία. Ο προσδιορισμός του ξE απαιτεί μέτρηση της φυσικής συχνότητας ενός δέντρου, κάτι το οποίο είναι δύσκολο να πραγματοποιηθεί στο πεδίο και επομένως η μέθοδος έχει περιορισμένη πρακτική εφαρμογή έως ότου οι τιμές για τυπικά είδη θάμνων και δέντρων να γίνουν διαθέσιμες (Järvelä, 2004b).

Οι Whittaker et al. (2015) έλαβαν ως δείκτη πρόβλεψης της τραχύτητας την καμπτική δυσκαμψία EI για εύκαμπτη βλάστηση που αναδιαμορφώνεται με τη ροή, χρησιμοποιώντας τον αριθμό Cauchy, (Ca) που ορίζεται ως συνάρτηση του EI για ένα πιο φυσικό μοντέλο βλάστησης. Ο Fischenich (2000) παρουσίασε μία μέθοδο υπολογισμού της τραχύτητας βασισμένη καθαρά στις θεωρίες διατήρησης της γραμμικής ορμής και της δύναμης αντίστασης. Ο Järvelä (2004b) πρότεινε μια μέθοδο για εύκαμπτη αναδυσόμενη και σχεδόν βυθισμένη βλάστηση με φύλλα, χρησιμοποιώντας τις παραμέτρους βλάστησης LAI και χ (Εξίσωση 1.2-16α,β) και μια μέθοδο για αναδυσόμενη βλάστηση δίχως φύλλα (Εξίσωση 1.2-17). Το σύνολο των μοντέλων τραχύτητας που έχουν αποδοθεί στην άνω βιβλιογραφία παρατίθενται στον Πίνακα 1.2-2.

Πίνακας 1.2-2: Υπολογισμός του συντελεστή τραχύτητας σε ροές μέσα από εύκαμπτη βλάστηση, που χαρακτηρίζεται από δέντρα και θάμνους.

Μέθοδος συντελεστή τραχύτητας	Σχέση ύψους βλάστησης και βάθους νερού	Πηγή
<p>Manning :</p> $n = 0.00003487 \left(\frac{EA_S^*}{\rho A_P u_*^2} \right)^{0.15} (mA_P)^{0.166} \left(\frac{u_* R}{\nu} \right)^{0.622} \left(\frac{R^{2/3} J^{1/2}}{u_*} \right) \quad (2.3-12\alpha)$ $n = 0.183 \left(\frac{EA_S^*}{\rho A_P u_*^2} \right)^{0.183} \left(\frac{h}{H} \right)^{0.243} (mA_P)^{0.273} \left(\frac{\nu}{u_* R} \right)^{0.115} \left(\frac{R^{2/3} J^{1/2}}{u_*} \right) \quad (2.3-12\beta)$	<p>$H \leq 0.8h$</p> <p>$H > 0.8h$</p>	Freeman et al. (2000)
<p>Manning :</p> $n = 0.228 \left(\frac{V}{\sqrt{\frac{\xi E}{\rho}}} \right)^{-0.23} \left(\frac{H}{h} \right)^{0.5} \quad (2.3-13)$ <p>$\xi E =$ δείκτης βλάστησης</p>	$H \leq h$	Kouwen and Fathi-Moghadam (2000)

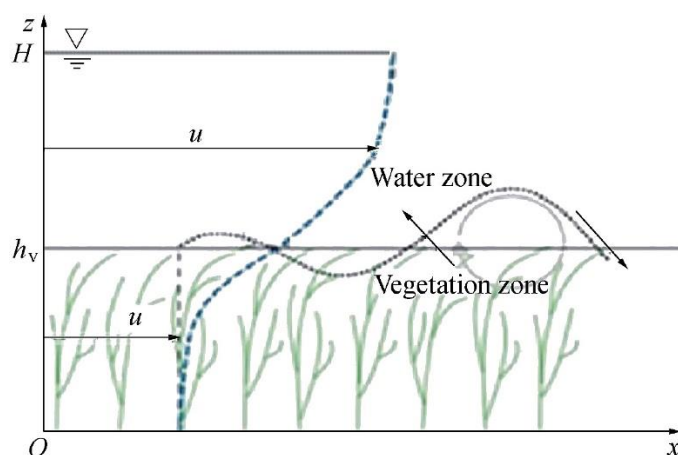
Μέθοδος συντελεστή τραχύτητας	Σχέση ύψους βλάστησης και βάθους νερού	Πηγή
<p>Manning :</p> $n = \sqrt{\frac{C_D A_P m C a^{\psi/2}}{2g}} H^{1/6} \quad (2.3-14)$ $C a = \max\left(\frac{\rho V^2 A_P h^2}{EI}, 1\right)$	$h < H$	Whittaker et al. (2015)
<p>Manning:</p> $n = \frac{R^{1/6}}{\frac{V}{u_*} \sqrt{g}} \quad (2.3-15)$ $\frac{V}{u_*} = \begin{cases} \sqrt{\frac{2}{C_D a R}} \\ \frac{2.5}{H} (X + Y) \end{cases}$ $X = 1,26 h^2 \frac{2h}{11 C_D a} [1 - e^{-5.5 C_D a}]$ $Y = (H - 0.95h) \left[\ln\left(\frac{H}{K h} - \frac{0.95}{K}\right) - 1 \right] - 0.05h \left[\ln\left(\frac{0.05}{K} - 1\right) \right]$ $K = 0.13 e^{-(C_D a - 0.4)^2}$	$h \geq H$ $1.1h < H$	Fischenich (2000)
<p>Darcy-Weisbach :</p> $f = \begin{cases} 4C_{D\chi} \left(\frac{V}{V_\chi}\right)^\chi LAI \frac{H}{h} & (2.3-16\alpha) \\ 4C_{D\chi} \left(\frac{V}{V_\chi}\right)^\chi LAI & (2.3-16\beta) \end{cases}$ <p>$\chi =$ παράγοντας βλάστησης</p>	$h > H$ $h \approx H$	Järvelä (2004b)
<p>Darcy-Weisbach :</p> $f = 4C_D m A_P \frac{H}{h} \quad (2.3-17)$	$h > H$	Järvelä (2004b)

1.2.3 Μέθοδος δύο στρώσεων

Οι Baptist et al. (2007) ανέπτυξαν τη μέθοδο δύο στρώσεων (two layer approach). Κατά τη προσέγγιση αυτή, διαιρείται το κατακόρυφο προφίλ της ταχύτητας σε δύο ζώνες ροής:

- ένα ομοιόμορφο προφίλ ταχύτητας μέσα σε πλήρως βυθισμένη βλάστηση
- ένα λογαριθμικό προφίλ ταχύτητας άνω της βλάστησης.

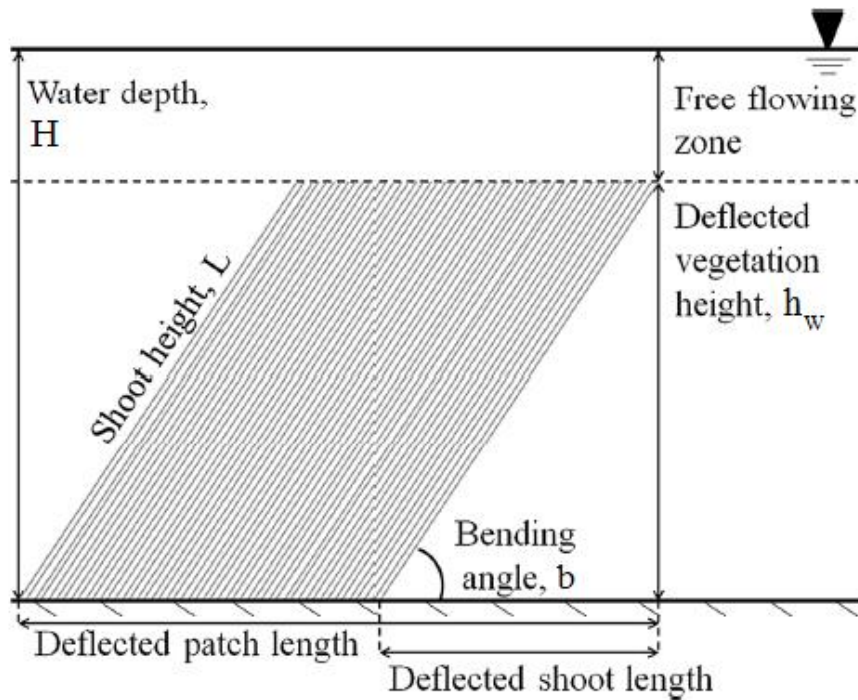
Το συνολικό προφίλ ταχύτητας παρουσιάζεται στην Εικόνα 1.2-7.



Εικόνα 1.2-7. Ροή σε ανοιχτό αγωγό με βυθισμένη βλάστηση. Διάκριση του προφίλ της ταχύτητας σε δύο ζώνες ροής, τη ζώνη βλάστησης και τη ζώνη νερού (Πηγή: Pu et al., 2019). u : ταχύτητα ροής, h_v : ύψος ζώνης βλάστησης, H : βάθος νερού.

Στη μέθοδο δύο στρώσεων, την υδραυλική αντίσταση αντιπροσωπεύει ένας προσαρμοσμένος συντελεστής πυθμενικής τριβής που υπολογίζεται με την χρήση της μεθόδου των Baptist et al. (2007) (Εξισώσεις 1.2-5α, 1.2-5β). Ο συντελεστής εφαρμόζεται σε περιπτώσεις άκαμπτης βλάστησης, όμως έχει τη δυνατότητα να μεταβληθεί έτσι ώστε να υπολογίζει την τριβή και για εύκαμπτη, βυθισμένη βλάστηση, με περίπλοκη μορφολογία (Verschoren et al., 2016). Τέλος, αποτελεί μια από τις προσεγγίσεις μοντέλων που βάσει βιβλιογραφίας αποδίδει καλύτερα για την προσομοίωση βυθισμένης και αναδυόμενης, πραγματικής και τεχνητής, άκαμπτης και εύκαμπτης βλάστησης (Folke, et al., 2019; Wang and Zhang, 2019).

Για εύκαμπτη βλάστηση, οι Verschoren et al. (2016) προσομοίωσαν τα διάφορα ύψη βλάστησης, που επικρατούν στην στρώση της βλάστησης, συναρτήσεως της ανάντη ταχύτητας μέσου βάθους, χρησιμοποιώντας μια σχέση ανάμεσα στη γωνία κάμψης και την ταχύτητα. Η γωνία κάμψης (b) ορίζεται ως η γωνία μεταξύ του οριζόντιου πυθμένα και του στελέχους του φυτού (Εικόνα 1.2-8). Με τη σχέση αυτή, επιτυγχάνεται η εισαγωγή της κάμψης της βλάστησης στον συντελεστή τριβής των Baptist et al. (2007). Η παράληψη της αναδιαμόρφωσης της βλάστησης μπορεί να οδηγήσει σε υπερεκτίμηση της υδραυλικής αντίστασης, καταλήγοντας συχνά στον υπολογισμό λανθασμένων ταχυτήτων ροής.



Εικόνα 1.2-8. Προσωρινή κάμψη εύκαμπτης βλάστησης λόγω του καθεστώτος ροής (Προέλευση: Verschoren et al. (2016) μετά από προσαρμογή). b : γωνία κάμψης, h_w : νέο ύψος βλάστησης μετά από κάμψη, L : πραγματικό ύψος βλάστησης και H : βάθος νερού.

Μεταβάλλοντας τις Εξισώσεις 1.2-5α, 1.2-5β, ο συντελεστή τριβής κατά Chézy σε κάθε σημείο που υπάρχει καμπτόμενη βλάστηση περιγράφεται από την Εξίσωση 1.2-18.

$$C_r = \sqrt{\frac{1}{\frac{1}{C_b^2} + \frac{(h_w m d_p C_D)}{(2g)}}} + \frac{\sqrt{g}}{\kappa} \ln\left(\frac{H}{h_w}\right) \quad (1.2-18)$$

Όπου,

h_w	m	καμπτόμενο ύψος στρώματος φυτοκάλυψης
m	m^{-2}	αριθμός στελεχών των φυτών ανά μονάδα εμβαδού πυθμένα
κ	-	σταθερά von Kármán (= 0.40 – 0.41)
d_p	m	διάμετρος μεμονωμένου στελέχους/βλάστου ή κορμού
C_D	-	συντελεστής αντίστασης
C_b	-	συντελεστής τραχύτητας πυθμένα κατά Chézy
g	m/s^2	επιτάχυνση βαρύτητας (= 9.81 m/s^2)
H	m	βάθος νερού

Η Εξίσωση 1.2-18 ποσοτικοποιεί την τραχύτητα συναρτήσει του βάθους νερού. Το κύριο πλεονέκτημα αυτής της προσέγγισης είναι ότι καταργεί την ανάγκη για βαθμονόμηση του συντελεστή αντίστασης της βλάστησης.

1.3 Προσομοίωση καταλληλότητας ενδιαιτήματος σε ποτάμια τμήματα χωρίς και με βλάστηση

1.3.1 Ενδιαίτημα και μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος

Το υδρόβιο ενδιαίτημα (είτε αυτό αφορά βενθικά μακροασπόνδυλα ή ψάρια ή άλλους υδρόβιους οργανισμούς) είναι η περιοχή εντός του ποταμού, που χαρακτηρίζεται από συγκεκριμένες περιβαλλοντικές και υδραυλικές παραμέτρους, οι οποίες υποστηρίζουν την επιβίωση, την ανάπτυξη και την αναπαραγωγή ενός ή περισσότερων υδρόβιων πληθυσμών. Ως εκ τούτου, ορισμένες περιοχές του ποταμού μπορεί να είναι πλήρως ακατάλληλες για τις υδρόβιες κοινότητες και άλλες περιοχές μπορεί να είναι πλήρως κατάλληλες, ενώ οι ενδιάμεσες σε αυτά περιοχές παρουσιάζουν μεταβαλλόμενη καταλληλότητα (Theodoropoulos et al., 2020). Αυτή η διαβάθμιση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος συχνά εκφράζεται αριθμητικά μέσω του δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (HSI). Ο HSI απεικονίζει τις προτιμήσεις των υδρόβιων οργανισμών για διάφορες υδραυλικές και περιβαλλοντικές μεταβλητές (κυρίως ταχύτητα ροής (V), βάθος (D), υπόστρωμα (S), θερμοκρασία (T)) (Li et al., 2009; Stamou, 2017). Τυπικά, ο HSI λαμβάνει τιμές από 0 (ακατάλληλο) έως 1 (πλήρως κατάλληλο).

Οι σχέσεις του HSI με τις υδραυλικές και περιβαλλοντικές μεταβλητές όπως V, D, S, T εκφράζονται μέσω καμπυλών καταλληλότητας (ή προτίμησης) ενδιαιτήματος (HSCs). Οι HSCs αποτελούν την πρώτη μέθοδο ποσοτικοποίησης και πρόβλεψης της απόκρισης των υδρόβιων οργανισμών σε υδρολογικές-υδραυλικές μεταβολές. Η μέθοδος των HSCs περιγράφεται από τον Bovee (1986) και αποτελεί τη συχνότερα χρησιμοποιούμενη μέθοδο εκτίμησης της καταλληλότητας του ενδιαιτήματος (Li et al., 2009; Stamou et al. 2018; Nestler et al., 2019; Theodoropoulos, 2020; Παπαδάκη et al., 2015; Χριστοφίδου, 2017).

Για την ανάπτυξη των HSCs απαιτείται η συλλογή δεδομένων σε ένα εύρος συνθηκών ροής για έναν επιλεγμένο οργανισμό, προκειμένου να καθοριστούν τα βέλτιστα κριτήρια ενδιαιτήματος και καταλληλότητας για ευρεία εφαρμογή. Αφού κατασκευαστούν, οι HSCs εισάγονται σε οικοϋδραυλικά μοντέλα (HHMs) για τον υπολογισμό της καταλληλότητας του ενδιαιτήματος σε διαφορετικά σενάρια παροχής. Η συνολική καταλληλότητα ενδιαιτήματος υπολογίζεται ως η περιοχή του ενδιαιτήματος που χρησιμοποιείται από τον οργανισμό-στόχο και ονομάζεται Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA).

Τις τελευταίες δεκαετίες έχουν αναπτυχθεί και άλλες μέθοδοι προσομοίωσης της καταλληλότητας του ενδιαιτήματος, οι οποίες εφαρμόζονται στην βιβλιογραφία. Οι πολυμεταβλητές μέθοδοι ανάλυσης λαμβάνουν υπόψη την αλληλεπίδραση των φυσικών μεταβλητών και καθορίζουν την απόκριση επιλεγμένων οργανισμών στη συνολική επίδραση ενός αριθμού περιβαλλοντικών χαρακτηριστικών, λαμβάνοντας υπόψη και τυχόν αλληλεπιδράσεις μεταξύ των αβιοτικών παραμέτρων. Τα μοντέλα αυτά είναι καταλληλότερα για την ανάλυση των υδρόβιων ενδιαιτημάτων, δεδομένου ότι εξετάζουν εγγενώς τη δομή αλληλεξάρτησης και συσχέτισης των περιβαλλοντικών μεταβλητών (Ahmadi-Nedushan et al., 2006). Βασίζονται στην

ανάλυση συσχέτισης/παλινδρόμησης, η οποία στοχεύει στην εύρεση της βέλτιστης καμπύλης μεταξύ των αβιοτικών (περιβαλλοντικών και υδραυλικών) μεταβλητών και των βιοτικών μεταβλητών, με βάση συγκεκριμένες παραδοχές σχετικά με την κατανομή των δεδομένων. Συνήθη πολυμεταβλητά μοντέλα που επιλέγονται στη βιβλιογραφία είναι τα Generalized Linear Models (GLMs) (McCullagh and Nelder, 1989) και Generalized Additive Models (GAMs) (Hastie and Tibshirani, 1990; Shearer et al., 2014). Άλλα πολυμεταβλητά μοντέλα που χρησιμοποιούνται είναι η Flexible Discriminant Analysis (FDA) (Hastie et al., 1994) και η Multivariate Adaptive Regression Spline (MARS) (Friedman, 1991; Rew et al., 2020).

Η προσομοίωση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος πραγματοποιείται και με μεθόδους μηχανικής εκμάθησης. Οι μέθοδοι μηχανικής εκμάθησης αποτελούν μια σειρά μη παραμετρικών αλγορίθμων, οι οποίοι συνδυάζουν συναρτήσεις παλινδρόμησης ή ταξινόμησης με βάση τα χαρακτηριστικά των διαθέσιμων δεδομένων. Αυτοί οι αλγόριθμοι μπορούν να αντιμετωπίσουν πολύπλοκες σχέσεις και αλληλεπιδράσεις μεταξύ των περιβαλλοντικών μεταβλητών. Μπορούν να διαχειριστούν μεγάλες ποσότητες δεδομένων με πιθανές μη γραμμικές σχέσεις και μπορούν να επεξεργαστούν πολύπλοκα δεδομένα. Τα μοντέλα που χρησιμοποιούνται στη βιβλιογραφία ονομάζονται Classification and Regression Trees (CART) (Brieman et al., 1984; Gezie et al., 2020), Artificial Neural Networks (ANNs) (Ahmadi-Nedushan et al., 2006), Random Forests (RF) (Mouton et al., 2011) και Boosted Regression Trees (BRT) (Elith et al., 2008).

Οι μέθοδοι ασαφούς λογικής (Fuzzy logic, FL) (Zadeh, 1965) λαμβάνουν υπόψη την αβεβαιότητα σαφούς διαχωρισμού μεταξύ κατηγοριών των αβιοτικών μεταβλητών και επιτρέπουν την έκφραση μη γραμμικών σχέσεων μεταξύ αυτών και των οικολογικών μεταβλητών με ακρίβεια. Οι FL χρησιμοποιούν περιγραφές όπως «χαμηλή», «μέτρια» ή «υψηλή» για τον ποσοτικό προσδιορισμό των μεταβλητών και χρησιμοποιούν γνώσεις εμπειρογνομώνων υπό τη μορφή κανόνων για να μετατρέψουν αυτές τις περιγραφές σε ένα μαθηματικό πλαίσιο στο οποίο μπορεί να πραγματοποιηθεί η επεξεργασία των δεδομένων (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Mouton et al., 2011). Βασίζονται σε σύνολα κανόνων IF-THEN, μετατρέπουν τις πραγματικές τιμές των αβιοτικών και οικολογικών μεταβλητών σε συναρτήσεις συμμετοχής που κυμαίνονται από 0 έως 1 και υπολογίζουν την καταλληλότητα του ενδιαιτήματος εφαρμόζοντας τους λογικούς τελεστές AND/OR. Αυτές οι μέθοδοι μπορούν να χειριστούν την εγγενή ασάφεια των δεδομένων εισόδου και εξόδου, καθώς και την πιθανή αλληλεπίδραση μεταξύ των μεταβλητών. Τέλος, έχουν εφαρμοστεί στη προσομοίωση καταλληλότητας ενδιαιτήματος, σε συνδυασμό με αλγόριθμους Μπεϋζιανής Πιθανολογικής Ανάλυσης (Bayesian Belief Networks, BBNs -Pearl, 1988) για την ενίσχυση της ακρίβειας πρόβλεψης (Μπεϋζιανή Πιθανολογική Ανάλυση Ασαφούς Λογικής – FRB) (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Van Broekhoven et al., 2006; Ross, 2010; Theodoropoulos et al., 2018a; Theodoropoulos et al., 2018b).

1.3.2 Βενθικά μακροασπόνδυλα

Μεταξύ των βιολογικών δεικτών που χρησιμοποιούνται για την προσομοίωση της καταλληλότητας ενδαιτήματος στα ποτάμια, είναι τα βενθικά μακροασπόνδυλα (BM). Τα BM είναι υδρόβια ζώα (σαλιγκάρια, σκουλήκια, σκαθάρια, βδέλλες) και προνύμφες εντόμων που έχουν μικρό μέγεθος (0.5 mm - 2 cm) (Εικόνες 1.3-1, 1.3-2). Είναι οργανισμοί ορατοί χωρίς τη βοήθεια μικροσκοπίου. Ζουν μόνιμα ή κατά τη διάρκεια ορισμένων περιόδων του κύκλου ζωής τους στο υδάτινο περιβάλλον (Joao et al., 2012). Τα BM ζουν πάνω, κάτω και γύρω από πέτρες/βράχους και ιζήματα στον πυθμένα λιμνών και ποταμών. Σε αντίθεση με τα ψάρια, που μπορεί να είναι περιορισμένα ή να μην υπάρχουν σε πολλά μικρά ποτάμια και ρέματα, εύρος ειδών BM μπορεί να υποστηριχθεί, για αυτό και τα μακροασπόνδυλα είναι άφθονα στα περισσότερα ποτάμια χαμηλής τάξης (Barbour et al., 1999; Li et al., 2009; Theodoropoulos et al., 2015).



Εικόνα 1.3-1. Φωτομικρογραφία τυπικών βενθικών μακροασπονδύλων (Πηγή: <https://search.usa.gov/search/images?affiliate=noaa-glerl&query=BENTHIC> ; Carter, 2000).



Εικόνα 1.3-2. Βενθικά μακροασπόνδυλα (Πηγή: https://dep.wv.gov/WWE/watershed/bio_fish/PublishingImages/BugsInDishL.jpg).

Σύμφωνα με τους Scheffer et al. (1984), στα ποτάμια η επιλογή ενδειατήματος και η κατανομή των BM σε αυτά φαίνεται να εξαρτάται κυρίως από τα χαρακτηριστικά του υποστρώματος δηλαδή, το μέγεθος και το είδος των πετρωμάτων που το αποτελούν, τη φύση και την ποσότητα των οργανικών υλικών που προέρχονται από τη διάβρωση, τη διαθεσιμότητα της τροφής και τις τρέχουσες συνθήκες. Κατά τους Yi et al. (2018), η ποιότητα του νερού, οι υδροδυναμικές συνθήκες και οι συνθήκες υποστρώματος είναι οι κύριοι αβιοτικοί παράγοντες που επηρεάζουν τις BM κοινότητες. Οι Li et al. (2009) θεώρησαν ότι η αφθονία των BM σχετίζεται στενότερα με τη σύνθεση του υποστρώματος, ακολουθούμενη από την ταχύτητα ροής, ενώ η αναγκαιότητα συγκεκριμένου βάθους νερού είναι λιγότερο σημαντική. Σύμφωνα με τον Jowett (2003), η αφθονία των BM εξαρτάται σημαντικά από τη μέση ταχύτητα και το μέγεθος του υποστρώματος, τονίζοντας όμως ότι τα αποτελέσματα διαφέρουν για διαφορετικά είδη BM.

Όσον αφορά την προσομοίωση της καταλληλότητας ενδειατήματος των BM, οι Van Broekhoven et al. (2006) επέλεξαν τη μέθοδο ασαφούς λογικής, καθώς η έρευνα τους απαιτούσε ένα μοντέλο που να χρησιμοποιεί ποιοτικές γνώσεις και να έχει ερμηνεύσιμη δομή. Οι Li et al. (2009) υπολόγισαν την καταλληλότητα ενδειατήματος για ένα είδος BM μέσω της WUA, κατασκευάζοντας μονομεταβλητές HSCs (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα) για την εύρεση της ενδοποτάμιας οικολογικής παροχής. Οι Shearer et al. (2015) επέλεξαν τα GAMs για την ανάπτυξη των HSCs και για την εκτίμηση των απαιτήσεων της οικολογικής παροχής. Η επιλογή των GAMs έγινε χάρη στη δυνατότητα τους να συμπεριλαμβάνουν όρους αλληλεπίδρασης, παράγοντας πιο ρεαλιστικές HSCs συγκριτικά με τις μονομεταβλητές και πιο ρεαλιστικές προβλέψεις. Οι Theodoropoulos et al. (2015) εφάρμοσαν το μοντέλο ενδειατήματος HABFUZZ που υλοποιεί τη μέθοδο FRB, για τον υπολογισμό της καταλληλότητας ενδειατήματος των BM με στόχο την εύρεση της οικολογικής παροχής. Οι Theodoropoulos et al. (2017) ανέπτυξαν μοντέλα BRT για την ποσοτικοποίηση της απόκρισης των BM έναντι των μεταβολών του καθεστώτους ροής για τον εντοπισμό πιθανών διαφορών στη βενθική κοινότητα πριν και μετά από ένα γεγονός υψηλής παροχής που προκλήθηκε από βροχόπτωση. Εστιάζοντας στην προσομοίωση της καταλληλότητας ενδειατήματος των BM, οι Theodoropoulos et al. (2018b) συνέκριναν διαφορετικές μεθόδους προσομοίωσης που βασίζονται στην παλινδρόμηση. Η έρευνα ανέδειξε τον αλγόριθμο ασαφούς λογικής και περισσότερο τον FRB ως τους καταλληλότερους όταν τα δεδομένα αναφοράς είναι ανομοιογενή και το σύνολο δεδομένων εισόδου είναι αρκετά μεγάλο για να παρέχει επαρκείς κανόνες IF-THEN που βασίζονται σε δεδομένα, ενώ οι αλγόριθμοι μηχανικής εκμάθησης (RF και BRT) μπορούν να χρησιμοποιηθούν με σχετική ασφάλεια για την πρόβλεψη της καταλληλότητας ενδειατήματος BM επί δεδομένων αναφοράς στα οποία οι κλάσεις καταλληλότητας έχουν ομοιόμορφη αντιπροσώπευση.

1.3.3 Η βλάστηση ως παράγοντας καταλληλότητας ενδειατήματος των βενθικών μακροασπονδύλων

Πέραν των υδραυλικών και περιβαλλοντικών παραμέτρων που αναφέρθηκαν, η παρουσία υδρόβιας βλάστησης αποτελεί ακόμη μία σημαντική, αλλά λιγότερο

μελετημένη παράμετρο ενδαιτήματος για τη σύνθεση και την αφθονία των υδρόβιων πληθυσμών και συγκεκριμένα των BM (Humphries, 1996; Yi et al., 2018; Khudhair et al., 2019). Η αφθονία και η ποικιλομορφία των BM επηρεάζονται άμεσα από την ποσότητα και τα είδη υδρόβιων φυτών (Watkins et al., 1983; Khudhair et al., 2019). Τα υδρόβια φυτά επηρεάζουν την ποικιλία, την πυκνότητα και την κατανομή των BM (Bogut et al., 2007). Αποτελούν πηγή τροφής, χώρους αναπαραγωγής (Gregg and Rose, 1982) και προσκόλλησης/προσάρτησης (Paras, 2007), καταφύγιο, και παρέχουν προστασία κατά των θηρευτών (Rejmánková, 2011; Khudhair et al., 2019) και κατά των υπέρμετρων κινήσεων του νερού (Watkins et al., 1983; Poznańska et al., 2009).

Οι Watkins et al. (1983), συνέκριναν διαφορετικά είδη υδρόβιων φυτών με βάση το πλήθος των BM που εμφανίζονται σε κάθε είδος βλάστησης και τόνισαν την ανάγκη διερεύνησης της σχέσης ανάμεσα στον τύπο και την πυκνότητα της βλάστησης και τα BM. Οι Gregg and Rose (1985) απέδειξαν ότι στα ποτάμια, η υδρόβια βλάστηση μπορεί να προκαλέσει σημαντικές μεταβολές στη διάταξη της ροής. Διεξήγαγαν δοκιμές για δύο είδη μακροφύτων και κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η τοπική μείωση της ταχύτητας της ροής στην περιοχή των μακροφύτων οδήγησε στη δημιουργία κατάλληλου ενδαιτήματος για τα BM και ότι τα μακρόφυτα αποτελούν τον πιο σημαντικό παράγοντα για την κατανομή των BM. Τα αποτελέσματα της έρευνας των Rios and Bailey (2006) έδειξαν ότι σημαντικό ρόλο στην κοινότητα των BM παίζει και η παρόχθια βλάστηση. Χάρη στη σκιά και τη κάλυψη που δημιουργεί συμβάλει στην αύξηση του πλήθους των BM, της ποικιλομορφίας και την ποσότητας ευαίσθητων BM. Οι Khudhair et al. (2019) έδειξαν ότι η παρουσία υδρόβιας βλάστησης στα ποτάμια επηρεάζει την αφθονία, την ποικιλομορφία και τη σύνθεση της αποικίας των BM. Η περιοχή που καλύπτεται από υδρόβια βλάστηση κατέγραψε τις υψηλότερες τιμές όλων των ιδιοτήτων των μακροασπονδύλων που αξιολογήθηκαν σε αυτή τη μελέτη. Αυτό συμβαίνει χάρη στην μεγάλη επιφάνεια που αυτή προσφέρει για εποικισμό. Επιπλέον, η ιδιότητα της υδρόβιας βλάστησης να αναπτύσσεται κάθετα στην υδάτινη στήλη, παρέχει πρόσθετη επιφάνεια εποικισμού σε αντίθεση με υποστρώματα που δεν υπάρχει παρουσία βλάστησης.

Λίγα είναι γνωστά για την επίδραση των διαφορετικών τύπων και πυκνοτήτων υδρόβιας βλάστησης στα υδραυλικά χαρακτηριστικά των ποταμών, και πώς το καθεστώς της ροής και η παρουσία της βλάστησης επηρεάζουν με τη σειρά τους τα ενδαιτήματα των BM (Gregg and Rose, 1985). Αν και η βλάστηση αποτελεί σημαντικό ενδιαίτημα για τα BM, δεν υπάρχουν ποσοτικές πληροφορίες σχετικά με τους τύπους υδρόβιας/παρόχθιας βλάστησης που προτιμούν για ενδιαίτημα. Στα μοντέλα καταλληλότητας ενδαιτήματος, η υδρόβια βλάστηση εντάσσεται ως ένας τύπος υποστρώματος, μαζί με ογκολίθους, κροκάλες, βότσαλα, χαλίκια, άμμο κ.λπ. (Li et al., 2009), με αποτέλεσμα να εμποδίζεται η προσπάθεια διερεύνησης του τύπου πυθμενικής βλάστησης που ευνοεί τον εποικισμό των BM. Τελικώς, δεν υπάρχει μελέτη που να συσχετίζει τύπο/πυκνότητα της υδρόβιας/παρόχθιας βλάστησης με την επίδραση αυτών στα υδραυλικά χαρακτηριστικά του ποταμού και κατ' επέκταση στη κατανομή των υδρόβιων αποικιών.

1.3.4 Οικολογική παροχή

Η εκτίμηση των αναγκών των οικοσυστημάτων που αναπτύσσονται κατά μήκος ποταμών και στις εκβολές τους, σε όρους ποσότητας, ποιότητας και χρονικής διαθεσιμότητας της ροής, συνήθως αναφέρεται ως εκτίμηση οικολογικής παροχής (Environmental Flow Assessments - EFA) (Τέγος κ.ά., 2014). Με τον όρο οικολογική παροχή, εκφράζεται η παροχή που απαιτείται για την προστασία της δομικής ακεραιότητας και της βιοποικιλότητας του οικοσυστήματος (Acreman et al., 2014).

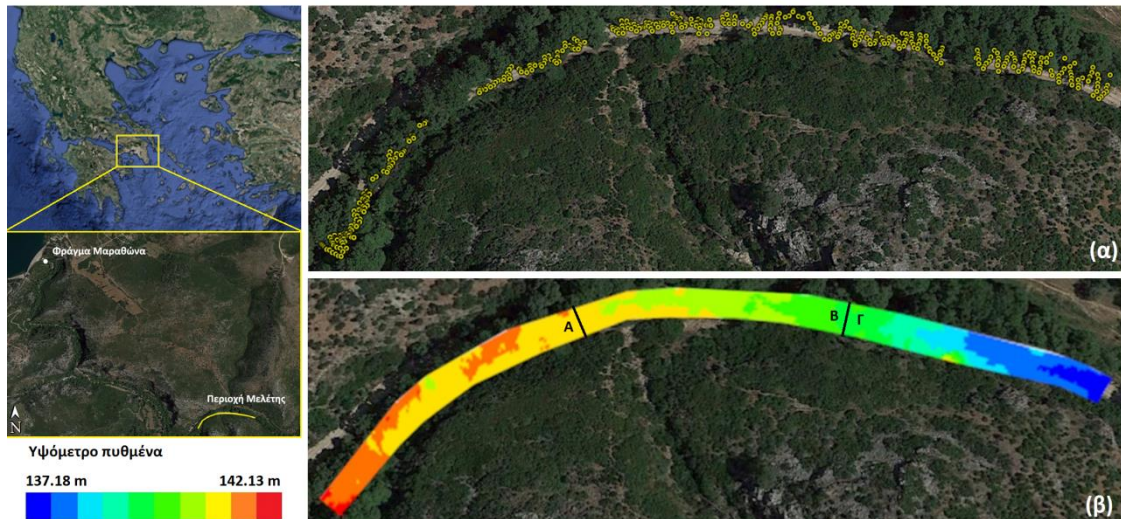
Για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής υπάρχουν αρκετές μέθοδοι, εκ των οποίων οι πιο ασφαλείς και ακριβείς θεωρούνται οι μέθοδοι προσομοίωσης ενδαιτημάτων. Οι μέθοδοι αυτές λαμβάνουν υπόψη υδρολογικές, υδραυλικές και βιολογικές παραμέτρους, με στόχο την εκτίμηση, για διαφορετικά σενάρια παροχής, της ποσότητας και της καταλληλότητας των ενδαιτημάτων που είναι διαθέσιμα στους οργανισμούς (Maddock, 1999; Παπαδάκη κ.ά., 2015).

Στα μοντέλα προσομοίωσης ενδαιτημάτων, οι αλλαγές στα φυσικά ενδαιτήματα που σχετίζονται με τις μεταβολές της ροής (π.χ. βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα) προσομοιώνονται σε υδραυλικά μοντέλα. Οι προσομοιωμένες διαθέσιμες συνθήκες ενδαιτημάτων, στη συνέχεια, συνδέονται με πληροφορίες που αφορούν το εύρος των επιθυμητών ή ακατάλληλων συνθηκών ενδαιτημάτων για τα είδη-στόχους (Χριστοφίδου, 2017).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.1 Περιοχή μελέτης

Η περιοχή μελέτης αποτελεί τμήμα του ρέματος της Οινόης (Εικόνα 2.1-1). Το ρέμα της Οινόης διέρχεται από το φαράγγι της Οινόης κατάντη του φράγματος του Μαραθώνα. Το φράγμα του Μαραθώνα χτίστηκε το 1929, έχει ύψος 54 m και συγκεντρώνει τις απορροές των ρεμάτων Χάραδρου και Βαρνάβα, παρέχοντας πόσιμο νερό σε μεγάλο μέρος του πληθυσμού της Αθήνας και των γύρω περιοχών. Η λεκάνη απορροής έχει έκταση 118 km² και τα δύο ρέματα ενώνονται ανάντη του φράγματος δημιουργώντας το ρέμα της Οινόης το οποίο εκβάλλει στο Αιγαίο Πέλαγος μετά από 10 km διαδρομής. Κατάντη του φράγματος βρίσκεται ο καλλικρατικός δήμος του Μαραθώνα, βορειοανατολικά του Ν. Αττικής σε απόσταση 42 km από την Αθήνα και ανήκει στην περιφερειακή ενότητα Ανατολικής Αττικής.



Εικόνα 2.1-1. Περιοχή μελέτης, απεικόνιση (α) των τοπογραφικών δεδομένων, (β) των υψομέτρων του πυθμένα; διάκριση της περιοχής μελέτης σε τρία τμήματα (Α, Β, Γ) βάσει του υποστρώματος (Προέλευση: Google Earth Pro μετά από προσαρμογή)

Το ρέμα της Οινόης αρχικά περνά από ένα συνδυασμό βλάστησης σκληρόφυλλων θάμνων και κωνοφόρων δέντρων, ο οποίος σταδιακά μετά από διαδρομή 6 km ανάμεσα στα όρη Αγ. Λουκάς, Κοκκίνη και Κοτρώνι αντικαθίσταται από γεωργικές εκτάσεις και αστικές περιοχές. Στη συνέχεια, περνά μέσα από τον οικισμό του Μαραθώνα και την ομώνυμη πεδιάδα έως ότου εκβάλλει στο Αιγαίο Πέλαγος. Το φράγμα του Μαραθώνα αρχικά κατασκευάστηκε χωρίς τη δυνατότητα να απελευθερώνει την απαραίτητη οικολογική παροχή, αλλά πρόσφατα κατασκευάστηκε αγωγός που διοχετεύει οικολογική παροχή ίση με 0.03 m³/s βάσει της κείμενης νομοθεσίας.

2.2 Προσομοίωση υδροδυναμικής συμπεριφοράς

2.2.1 Τοπογραφικά δεδομένα

Για την υδροδυναμική προσομοίωση επιλέχθηκε τμήμα του ρέματος της Οινόης μήκους 370 m (3731 m²), το οποίο βρίσκεται 1.8 km κατάντη του φράγματος του Μαραθώνα (Εικόνα 2.1-1). Χρησιμοποιήθηκαν τοπογραφικά δεδομένα που συλλέχθηκαν σε προηγούμενη έρευνα (Theodoropoulos et al., 2018a) που πραγματοποιήθηκε στην περιοχή μελέτης και τα οποία απεικονίζονται στην Εικόνα 2.1-1α. Συνολικά συλλέχθηκαν 459 σημεία υπό τη μορφή γεωγραφικών συντεταγμένων (X, Y, Z) με GPS ακρίβειας εκατοστού που χρησιμοποιεί την τεχνική κινηματικού προσδιορισμού σε πραγματικό χρόνο (RTK) και αποτελείται από τον GNSS δέκτη SP60 (<https://spectrageospatial.com/sp60-gnss-receiver/>) και τον GIS - GPS δέκτη MobileMapper 10 (<http://www.optron.com/spectra/products /MobileMapper-10.html>). Έπειτα, πραγματοποιήθηκε η εισαγωγή των τοπογραφικών δεδομένων (X, Y, Z) στο λογισμικό BlueKenue (<https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers>) και με γραμμική παρεμβολή των τοπογραφικών δεδομένων της περιοχής μελέτης δημιουργήθηκε μη δομημένο υπολογιστικό πλέγμα με τα χαρακτηριστικά που παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.2-1.

Πίνακας 2.2-1. Χαρακτηριστικά υπολογιστικού πλέγματος

Αριθμός κόμβων	3938
Αριθμός τριγωνικών στοιχείων	7140
Αριθμός κόμβων κάθετα στη ροή	11
Χωρική ανάλυση	0.9

2.2.2 Υδροδυναμικά δεδομένα

Το ήδη υπάρχον μοντέλο (Theodoropoulos et al., 2018a) βαθμονομήθηκε και επιβεβαιώθηκε για δύο διαφορετικές παροχές (Q) που επιλέχθηκαν μετά από μετρήσεις στην περιοχή μελέτης. Η πρώτη παροχή ($Q = 0.03 \text{ m}^3/\text{s}$) χρησιμοποιήθηκε για τη βαθμονόμηση και η δεύτερη ($Q = 0.3 \text{ m}^3/\text{s}$) για την επαλήθευση του μοντέλου. Για τη βαθμονόμηση και επαλήθευση, χρησιμοποιώντας το ροόμετρο Swoffer 2100 (<https://www.swoffer.com/>) υπολογίστηκαν τα βάθη νερού (D) και οι μέσες ταχύτητες ροής (V) σε βάθος $0.6 \times D$ για $D \leq 0.75 \text{ m}$ και σε βάθος που υπολογίζεται από τη μέση τιμή των $0.2 \times D$ και $0.8 \times D$ για $D > 0.75 \text{ m}$. Οι μετρήσεις πεδίου των V και D πραγματοποιήθηκαν σε 15 τυχαίες θέσεις κατά μήκος της περιοχής μελέτης για κάθε παροχή. Επιπλέον, καταγράφηκαν οι συντεταγμένες γεωγραφικού μήκους και πλάτους σε κάθε τυχαία θέση, χρησιμοποιώντας το RTK-GPS και στη συνέχεια τα δύο αυτά σύνολα δεδομένων εισήχθησαν στο λογισμικό BlueKenue. Η βαθμονόμηση και η επαλήθευση του μοντέλου πραγματοποιήθηκαν με προσαρμογή του συντελεστή τραχύτητας n, ο οποίος επιλέχθηκε μέσω μιας αρχικής οπτικής εκτίμησης των τύπων υποστρώματος, έως ότου επιτευχθεί αποδεκτός συνδυασμός τιμών R^2 μεταξύ των υπολογισμένων και παρατηρούμενων V και D. Η περιοχή μελέτης χωρίστηκε σε τρία τμήματα/ζώνες ανάλογα με τα

ιδιαίτερα χαρακτηριστικά υποστρώματος που παρουσιάζει το καθένα. Έτσι, ο συντελεστής n στο επικυρωμένο μοντέλο ήταν 0.035 στο τμήμα Α για υπόστρωμα αποτελούμενο από χαλίκια διαμέτρου 4-8 cm, 0.05 στο τμήμα Β για υπόστρωμα αποτελούμενο από πέτρες διαμέτρου 12–25 cm και 0.07 στο τμήμα Γ για υπόστρωμα αποτελούμενο από ογκολίθους διαμέτρου μεγαλύτερης των 25 cm (Εικόνα 2.1-1β).

2.2.3 Υδροδυναμική προσομοίωση

Χρησιμοποιήθηκε το υδροδυναμικό μοντέλο TELEMAC-2D v7p3 (Galland et al., 1991; Riadh, 2018) του συστήματος TELEMAC – MASCARET (www.opentelemac.org), για την προσομοίωση του D και της V, σε συνδυασμό με το λογισμικό BlueKenue (<https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers>), για την εισαγωγή των τοπογραφικών δεδομένων, την κατασκευή του υπολογιστικού πλέγματος και την προσθήκη της βλάστησης και τον επεξεργαστή δεδομένων FUDAA-PREPRO (<http://prepro.fudaa.fr/>) για τον καθορισμό των οριακών και των αρχικών συνθηκών και την εισαγωγή των αρχείων βλάστησης.

Η βασική λειτουργία του TELEMAC-2D είναι η αριθμητική επίλυση των εξισώσεων Navier-Stokes, υπό τη μορφή εξισώσεων ρηγών υδάτων (εξισώσεις Saint Venant), οι οποίες διατυπώθηκαν για πρώτη φορά από τον Adhémar Jean Claude Barré de Saint-Venant το 1871. Για να επιλυθούν οι εξισώσεις, χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος πεπερασμένων στοιχείων. Σε κάθε κόμβο του πλέγματος, το λογισμικό υπολογίζει το h και τις δύο συνιστώσες της ταχύτητας (u , v), για μη μόνιμες και μόνιμες συνθήκες ροής.

Το TELEMAC-2D επιλύει ταυτόχρονα τις παρακάτω τρεις υδροδυναμικές εξισώσεις (Galland et al., 1991; Riadh, 2018):

1. Εξίσωση συνέχειας:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \vec{u}\vec{\nabla}h + h\text{div}\vec{u} = S_h \quad (2.2-1)$$

2. Εξίσωση ποσότητας κίνησης κατά τη διεύθυνση x:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \vec{u}\vec{\nabla}u = -g\frac{\partial z}{\partial x} + S_x + \frac{1}{h}\text{div}(hv_t\vec{\nabla}u) \quad (2.2-2)$$

3. Εξίσωση ποσότητας κίνησης κατά τη διεύθυνση y:

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \vec{u}\vec{\nabla}v = -g\frac{\partial z}{\partial y} + S_y + \frac{1}{h}\text{div}(hv_t\vec{\nabla}v) \quad (2.2-3)$$

Όπου:

h	m	βάθος νερού
u, v	m/s	συνιστώσες της ταχύτητας κατά τις διευθύνσεις x και y, αντίστοιχα

g	m/s^2	επιτάχυνση της βαρύτητας ($=9.81 m/s^2$)
v_t	m^2/s	συντελεστές διάχυσης ορμής
Z	m	υψόμετρο της ελεύθερης επιφάνειας
x, y	m	συντεταγμένες του επιπέδου
S_h	m/s	όρος πηγής της εξίσωσης συνέχειας
S_x, S_y	m/s^2	όρος πηγής ή απώλειας ορμής στην εγκάρσια και διαμήκη διεύθυνση, αντίστοιχα

Στα πλαίσια της παρούσας έρευνας, προσομοιώθηκε η περιοχής μελέτης χωρίς βλάστηση (VEG_0), με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης (VEG_{SP} : μέτριας πυκνότητας βλάστηση) και με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού (VEG_{SU} : πυκνή βλάστηση). Χρησιμοποιήθηκε ως βάση το υπολογιστικό πλέγμα των Theodoropoulos et al. (2018a) για τον σχεδιασμό και την προσθήκη της βλάστησης στο υδροδυναμικό μοντέλο. Ως οριακές συνθήκες, η παροχή (Q) ορίστηκε στο ανάντη υγρό όριο και η στάθμη της ελεύθερης επιφάνειας του νερού στο κατάντη υγρό όριο. Ως αρχικές συνθήκες, ορίστηκε σταθερό βάθος νερού ($H = 0.10 m$) σε όλο το υπολογιστικό πεδίο. Τελικά, πραγματοποιήθηκε υδροδυναμική προσομοίωση για 15 σενάρια παροχής για κάθε σενάριο βλάστησης. Επιλέχθηκε ένα εύρος παροχών που να καλύπτει περιπτώσεις χαμηλών παροχών σε περιόδους ξηρασίας και υψηλών, πλημμυρικών παροχών από 0.01 έως $5.0 m^3/s$, για κάθε περίπτωση προσομοίωσης.

2.2.3.1 Προσθήκη της βλάστησης στο υδροδυναμικό μοντέλο

Επί του παρόντος, μόνο μια μέθοδος προσομοίωσης βλάστησης είναι διαθέσιμη στην επίσημη έκδοση του TELEMAC-2D και προέρχεται από τους Lindner, Pasche και Rouné, για άκαμπτη, αναδυόμενη βλάστηση (Εξίσωση 1.2-4). Η προσέγγιση αυτή απλοποιεί τη βλάστηση, προσομοιάζοντας την με ενιαίους, ισαπέχοντες, κάθετους στη ροή κυλίνδρους. Έτσι, η επίδραση της βλάστησης προσομοιώνεται προσθέτοντας στο μοντέλο τα δεδομένα της διαμέτρου και της απόστασης μεταξύ των στοιχείων τραχύτητας (βλαστών/κορμών).

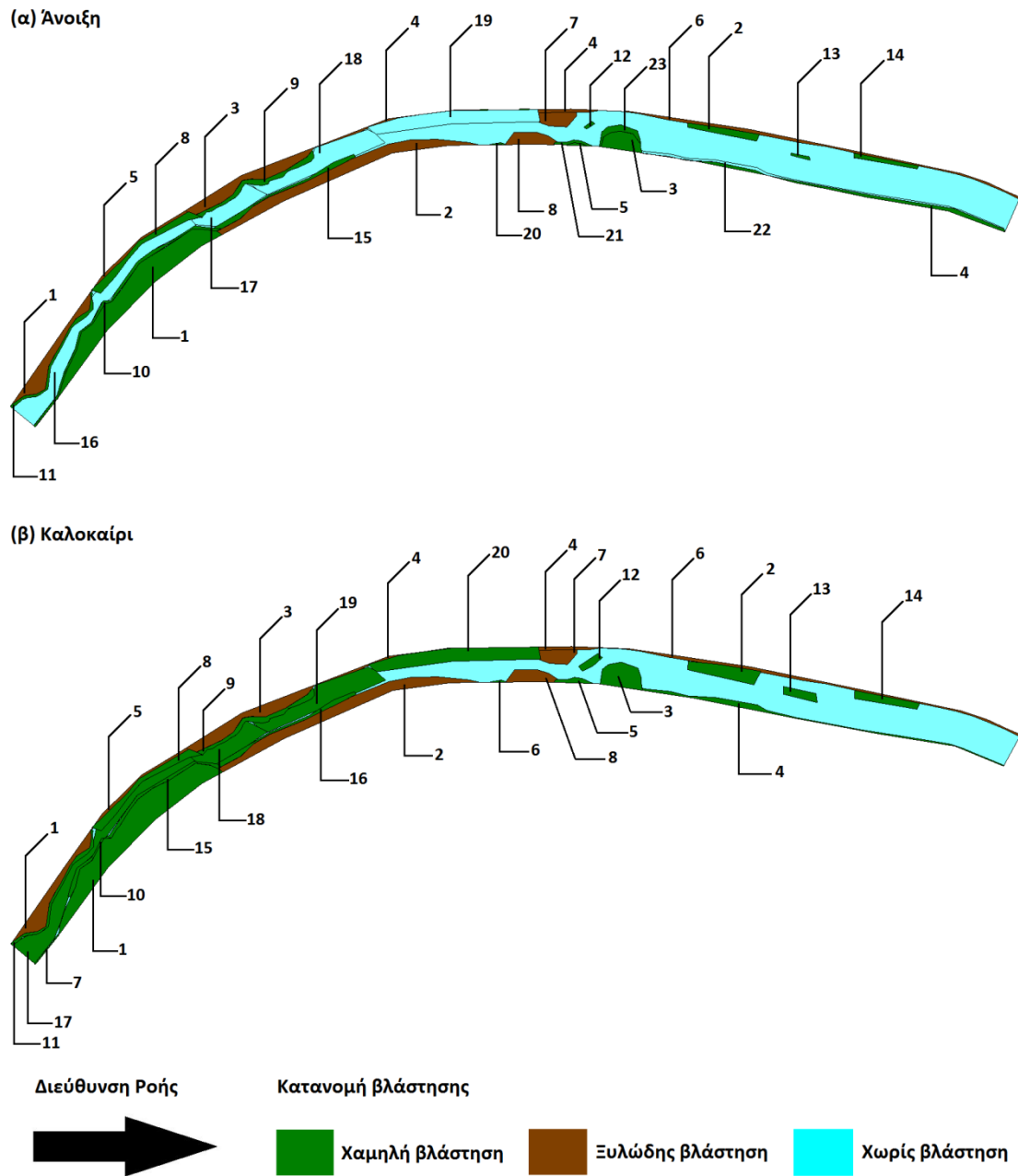
Στην παρούσα έρευνα, η βλάστηση σχεδιάστηκε και προσομοιώθηκε στο μοντέλο για δύο περιπτώσεις, για βλάστηση την περίοδο της άνοιξης (27/4/2017) (VEG_{SP}) και του καλοκαιριού (15/9/2017) (VEG_{SU}). Η κατανομή των διαφορετικών τύπων βλάστησης κατά μήκος της περιοχής μελέτης για κάθε εποχή εκτιμήθηκε με χρήση οπτικού υλικού, όπως φωτογραφιών που λήφθηκαν στο πεδίο στις επιλεγμένες ημερομηνίες και μέσω τρισδιάστατης τηλεπισκόπησης της περιοχής μελέτης (δορυφορικές εικόνες από Google Earth Pro).

Η υπάρχουσα βλάστηση μεταβάλλεται κατά μήκος της περιοχής μελέτης. Στο τμήμα Α επικρατεί πυκνή ποώδης και αρκετή ξυλώδης, βυθισμένη και αναδυόμενη βλάστηση που σχεδόν μπαίνει μέσα στην κοίτη του ποταμού (η κατανομή της βλάστησης στο τμήμα Α είναι παρόμοιας πυκνότητας και για τις δύο περιόδους). Στο τμήμα Β, η βλάστηση είναι μειωμένη και αποτελείται από διάσπαρτα τμήματα χαμηλής εύκαμπτης βλάστησης εντός της κοίτης και αραιής άκαμπτης ξυλώδους βλάστησης στις όχθες (μεγαλύτερης πυκνότητας κατά την περίοδο του καλοκαιριού). Στο τμήμα Γ, η βλάστηση είναι εύκαμπτη, χαμηλή και αρκετά

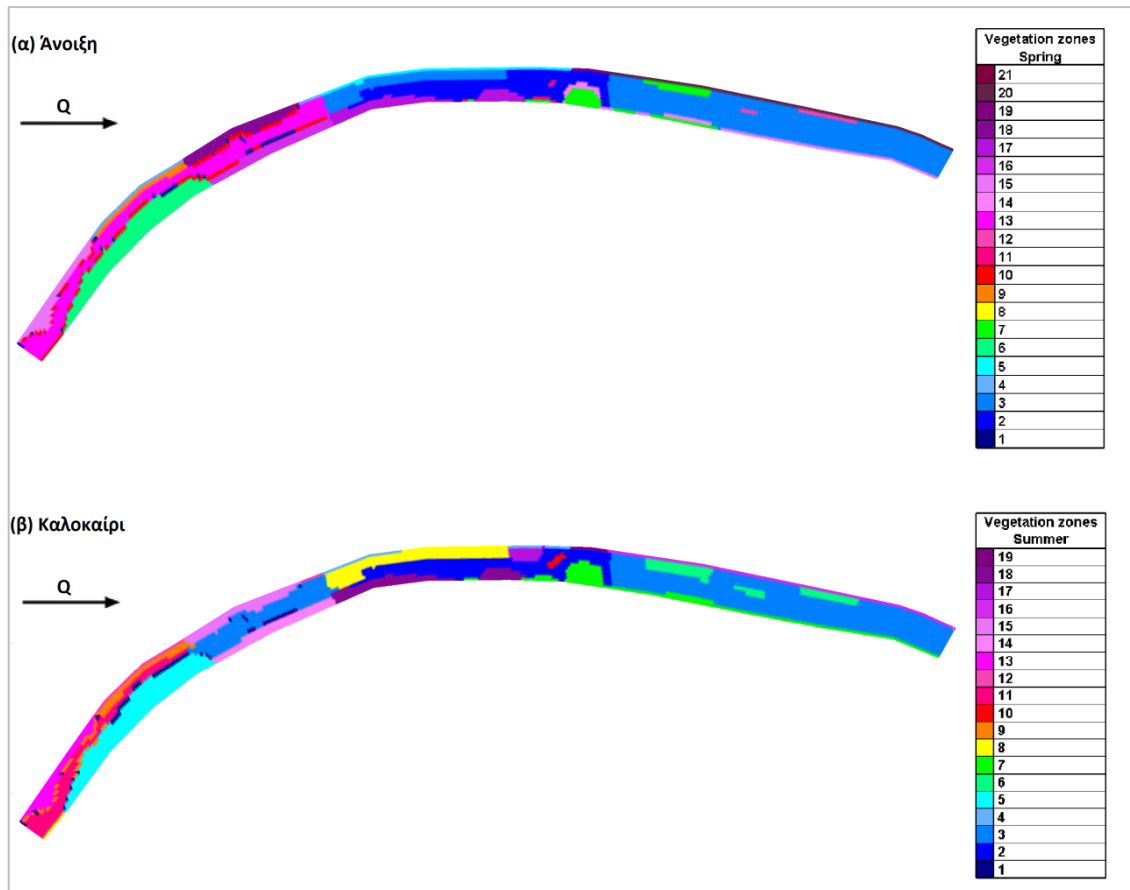
περιορισμένη (ελαφρώς πυκνότερη κατά την περίοδο του καλοκαιριού) και το υπόστρωμα αποτελείται κυρίως από μεγάλους ογκολίθους (Εικόνα 2.1-1β). Γενικά, την περίοδο του καλοκαιριού παρατηρήθηκε πυκνή βλάστηση με ανάπτυξη μακροφύτων εντός της κοίτης του ρέματος, ενώ την άνοιξη παρατηρήθηκε μέτριας πυκνότητας βλάστηση, μειωμένη εντός της κοίτης του ρέματος.

Η προσθήκη της βλάστησης στο υδροδυναμικό μοντέλο έγινε με τη μορφή επιπρόσθετης τραχύτητας, χρησιμοποιώντας αυξημένους συντελεστές τριβής n και με συνδυασμό παραμέτρων διαμέτρου και απόστασης μεταξύ μονάδων βλάστησης, ανάλογα με τον τύπο της βλάστησης. Για την προσομοίωση εύκαμπτης, χαμηλής βλάστησης (πόες) επιλέχθηκαν σταθερές τιμές του συντελεστή τραχύτητας n , βάσει των τιμών του USGS (Arcement and Schneider, 1989) (Πίνακες Π1 και Π2). Οι τελικές τιμές που επιλέχθηκαν κυμαίνονται από 0.010 έως 0.11 για την άνοιξη (Πίνακας Π4) και 0.025 έως 0.15 για το καλοκαίρι (Πίνακας Π5). Για την προσομοίωση της άκαμπτης ξυλώδους βλάστησης (άκαμπτοι θάμνοι και δέντρα) εφαρμόστηκε η μέθοδος που είναι διαθέσιμη στο TELEMAC-2D. Η διάμετρος και η απόσταση μεταξύ των μονάδων βλάστησης επιλέχθηκαν σύμφωνα με τις εμπειρικές τιμές του Πίνακα Π3.

Η κατανομή της βλάστησης (και οι αντίστοιχοι συντελεστές τραχύτητας n στις δύο περιόδους προσομοίωσης), όπως καταγράφηκε με χρήση φωτογραφικού υλικού και δεδομένων τηλεπισκόπησης, φαίνεται στην Εικόνα 2.2-1 και στους Πίνακες Π4 και Π5. Η διάκριση της περιοχής μελέτης σε υποπεριοχές με κριτήριο τον τύπο της βλάστησης και η τελική ομαδοποίηση των υποπεριοχών αυτών σε ζώνες που παρουσιάζουν κοινό συντελεστή τραχύτητας και παραμέτρους βλάστησης, παρουσιάζονται στην Εικόνα 2.2-2. Οι συντελεστές τραχύτητας και οι παράμετροι βλάστησης που έλαβε κάθε ζώνη παρουσιάζονται στους Πίνακες 2.2-2 και 2.2-3 για την άνοιξη και το καλοκαίρι, αντίστοιχα.



Εικόνα 2.2-1. Η κατανομή της βλάστησης για (α) την άνοιξη και (β) το καλοκαίρι. Οι αριθμοί εκφράζουν υποπεριοχές με διαφορετικό συντελεστή τραχύτητας. Οι υποπεριοχές που έλαβαν επιπρόσθετο συντελεστή τραχύτητας η της βλάστησης μικρότερο του 0.02 καταχωρήθηκαν στον χάρτη ως τμήματα του ποταμού χωρίς βλάστηση, για να είναι εμφανής η διάκριση της κατανομής ανάμεσα στις δύο προσομοιώσεις. Τα χαρακτηριστικά της κάθε υποπεριοχής παρουσιάζονται στους Πίνακες Π4 και Π5 του Παραρτήματος για την άνοιξη και το καλοκαίρι, αντίστοιχα.



Εικόνα 2.2-2. Το νέο υπολογιστικό πλέγμα. Διάκριση του πλέγματος σε ζώνες βλάστησης για την περίοδο (α) της άνοιξης και (β) του καλοκαιριού. Οι τιμές τραχύτητας κάθε τμήματος παρουσιάζεται στους Πίνακες 2.2-2 και 2.2-3 για την περίοδο της άνοιξης και του καλοκαιριού, αντίστοιχα.

Πίνακας 2.2-2. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο της άνοιξης. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 16 ζώνες (no), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα (typeB/NDefB: MANN, rB) και τις όχθες (typeS). dp: μέση διάμετρος, sp: μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.

*	no	typeB	rB	NDefB	typeS	rS	NDefS	dp	sp
	1	MANN	0.05	MANN	0.05			0	0
	2	MANN	0.03	MANN	0.03			0	0
	3	MANN	0.06	MANN	0.06			0	0
	4	MANN	0.04	MANN	0.04			0	0
	5	MANN	0.015	MANN	0.015			0	0
	6	MANN	0.02	MANN	0.02			0	0
	7	MANN	0.025	MANN	0.025			0	0
	8	MANN	0.11	MANN	0.11			0	0
	9	MANN	0.035	MANN	0.035			0	0
	10	MANN	0.07	MANN	0.07			0	0

*	no	typeB	rB	NDefB	typeS	rS	NDefS	dp	sp
	11	MANN	0.035	MANN	0.035			0.007	0.02
	12	MANN	0.035	MANN	0.035			0.045	0.2
	13	MANN	0.035	MANN	0.035			0.5	10
	14	MANN	0.07	MANN	0.07			0.5	10
	15	MANN	0.05	MANN	0.05			0.01	0.05
	16	MANN	0.05	MANN	0.05			0.045	0.2

Πίνακας 2.2-3. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 14 ζώνες (no), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα (typeB/NDefB: MANN, rB) και τις όχθες (typeS). dp: μέση διάμετρος, sp: μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.

*	no	typeB	rB	NDefB	typeS	rS	NDefS	dp	sp
	1	MANN	0.06	MANN	0.06			0	0
	2	MANN	0.05	MANN	0.05			0	0
	3	MANN	0.04	MANN	0.04			0	0
	4	MANN	0.035	MANN	0.035			0	0
	5	MANN	0.025	MANN	0.025			0	0
	6	MANN	0.03	MANN	0.03			0	0
	7	MANN	0.07	MANN	0.07			0	0
	8	MANN	0.11	MANN	0.11			0	0
	9	MANN	0.035	MANN	0.035			0.007	0.02
	10	MANN	0.035	MANN	0.035			0.045	0.2
	11	MANN	0.035	MANN	0.035			0.5	10
	12	MANN	0.07	MANN	0.07			0.5	10
	13	MANN	0.05	MANN	0.05			0.01	0.05
	14	MANN	0.05	MANN	0.05			0.045	0.2

Αφού ολοκληρώθηκαν οι κατάλληλες αλλαγές στο πλέγμα μέσω του λογισμικού BlueKenue και έγινε η προσθήκη των απαραίτητων αρχείων στον επεξεργαστή δεδομένων FUDAA-PREPRO, προσομοιώθηκαν τα D και οι V σε κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος για παροχές (Q): 0.01, 0.03, 0.05, 0.07, 0.09, 0.1, 0.3, 0.5, 0.7, 0.9, 1, 1.5, 2, 3 και 5 m³/s. Συνολικά πραγματοποιήθηκαν 30 υδροδυναμικές προσομοιώσεις (15 σενάρια παροχής × 2 σενάρια προσομοίωσης βλάστησης). Για την προσομοίωση χωρίς βλάστηση τα αποτελέσματα λήφθηκαν από την έρευνα των Theodoropoulos et al. (2018a).

2.3 Προσομοίωση καταλληλότητας ενδιαιτήματος

Για την προσομοίωση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος χρησιμοποιήθηκαν τα BM ως οργανισμός-στόχος και επιλέχθηκε το λογισμικό HABFUZZ (Theodoropoulos et al., 2016). Το HABFUZZ είναι ένα μοντέλο ενδιαιτήματος που αναπτύχθηκε στη γλώσσα προγραμματισμού FORTRAN ώστε να συνδυάζεται εύκολα με το υδροδυναμικό μοντέλο TELEMAC-2D. Υλοποιεί αλγορίθμους Ασαφούς Λογικής και Μπεϋζιανής

Πιθανολογικής Ανάλυσης, για τον υπολογισμό της καταλληλότητας ενδιαιτήματος σε κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος, με στόχο την ανάπτυξη σεναρίων οικολογικής παροχής.

Το HABFUZZ χρησιμοποιεί τα δεδομένα εξόδου του TELEMAT 2D (προσομοιωμένες τιμές V, D και S σε κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος σε διάφορα σενάρια παροχής) ως δεδομένα εισόδου και υπολογίζει την καταλληλότητα ενδιαιτήματος (HSI) σε κάθε κόμβο (δηλαδή για κάθε συνδυασμό V, D και S) με βάση ένα σύνολο δεδομένων αναφοράς BM που αποτελείται από 380 δείγματα-μικροενδιαιτήματα, τα οποία συλλέχθηκαν από εννέα θέσεις δειγματοληψίας σε ελληνικά ποτάμια (Theodoropoulos et al., 2018b).

Σε έναν αλγόριθμο Ασαφούς Λογικής που βασίζεται σε κανόνες, οι αριθμητικές τιμές των μεταβλητών εισόδου (V, D και S) μετατρέπονται σε αλληλεπικαλυπτόμενες, τραπεζοειδούς σχήματος συναρτήσεις συμμετοχής που κυμαίνονται από 0 έως 1. Με τη διαδικασία αυτή κάθε αριθμητική τιμή αντιστοιχεί σε ένα ή περισσότερα σύνολα ασάφειας με βαθμό συμμετοχής (MD) που κυμαίνεται από 0 έως 1. Για τα δεδομένα αναφοράς, οι υπολογιζόμενες τιμές HSI ταξινομούνται σε πέντε κλάσεις (1: $0 \leq \text{κακή} \leq 0.2$, 2: $0.2 < \text{ελλιπής} \leq 0.4$, 3: $0.4 < \text{μέτρια} \leq 0.6$, 4: $0.6 < \text{καλή} \leq 0.8$; 5: $0.8 < \text{υψηλή} \leq 1.0$), έπειτα χρησιμοποιούνται για την ανάπτυξη βάσης δεδομένων που περιλαμβάνει ένα σύνολο κανόνων (IF-THEN) και ασαφών τελεστών (AND-OR), που συσχετίζουν τα ασαφή σύνολα εισόδου με μια συγκεκριμένη κλάση HSI. Ο βαθμός συμμετοχής κάθε μεταβλητής εισόδου (V, D και S) θεωρείται ότι εκφράζει τη πιθανότητα που έχει το συγκεκριμένο ασαφές σύνολο να εμφανιστεί, όπως για παράδειγμα «ΑΝ η V είναι χαμηλή με MD ίσο με 1 ΚΑΙ το D είναι μέτριο με MD ίσο με 1 ΚΑΙ το S αποτελείται από χαλίκι με MD ίσο με 1 ΤΟΤΕ ο HSI είναι υψηλός με MD ίσο με 0.3 και καλός με MD ίσο με 0.7». Στη συνέχεια, οι κανόνες IF-THEN συνδυάζονται χρησιμοποιώντας συγκεκριμένη πιθανολογική ανάλυση, έτσι ώστε η πιθανότητα του να ανήκει ο HSI του συγκεκριμένου μικροενδιαιτήματος στην κλάση 5 (υψηλή) είναι η συνδυασμένη πιθανότητα η V να είναι χαμηλή ΚΑΙ το D να είναι μέτριο ΚΑΙ το S να είναι χαλίκι ΚΑΙ ο HSI να είναι υψηλός ($1 \times 1 \times 1 \times 0.3 = 0.3$), ενώ η πιθανότητα του HSI να ανήκει στην κλάση 4 (καλή) είναι η πιθανότητα η V να είναι χαμηλή ΚΑΙ το D να είναι μέτριο ΚΑΙ το S να είναι χαλίκι ΚΑΙ ο HSI να είναι καλός ($1 \times 1 \times 1 \times 0.7 = 0.7$). Τέλος, μια βαθμολογία αποδίδεται σε κάθε κλάση HSI (στην περίπτωση μας κακή: 0.1, ελλιπής: 0.3, μέτρια: 0.5, καλή: 0.7, υψηλή: 0.9,) και η καταλληλότητα ενδιαιτήματος HSI για κάθε μικροενδιαίτημα υπολογίζεται από την Εξίσωση 2.3-1.

$$HSI = M_{ij}S_{ij} \quad (2.3-1)$$

Όπου,

HSI καταλληλότητα ενδιαιτήματος
M_{ij} συνδυασμένη πιθανότητα για κάθε κλάση HSI
S_{ij} βαθμολογία κάθε κλάσης HSI

Για το προηγούμενο παράδειγμα, η καταλληλότητα ενδιαιτήματος HSI ισούται με $0.3 \times 0.9 + 0.7 \times 0.7 = 0.76$ (καλή).

Στην παρούσα έρευνα, συνολικά πραγματοποιήθηκαν 45 προσομοιώσεις ενδιαιτήματος (15 σενάρια παροχής \times 3 σενάρια προσομοίωσης). Για κάθε προσομοίωση δημιουργήθηκε ένα αρχείο εισόδου με δεδομένα τα βάθη (D), τις ταχύτητες (V), το υπόστρωμα (S) και τη θερμοκρασία (T) για κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος. Καθώς δεν υπάρχουν καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τους τύπους βλάστησης, η επίδραση της βλάστησης στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος BM μελετήθηκε μέσω των μεταβολών που προκαλεί στα υδραυλικά χαρακτηριστικά του ρέματος, όπως αυτά έχουν υπολογιστεί στα δύο σενάρια βλάστησης μέσω του TELEMAC-2D.

2.4 Εκτίμηση οικολογικής παροχής

Η επιλογή της οικολογικής παροχής βασίστηκε στο βέλτιστο συνδυασμό των παρακάτω υπολογισμένων παραμέτρων/δεικτών, που λήφθηκαν από το μοντέλο ενδιαιτήματος HABFUZZ:

1. Συνολικός δείκτης καταλληλότητας (HSI):

$$HSI = \sum_{i=1}^w HSI_i \quad (2.4-1)$$

Όπου,

HSI_i (από 0 έως 1) καταλληλότητα του ενδιαιτήματος
 w συνολικός αριθμός των βρεχόμενων κόμβων στο υπολογιστικό πλέγμα για κάθε σενάριο παροχής

2. Κανονικοποιημένος HSI (nHSI):

$$nHSI = \frac{HSI}{w} \quad (2.4-2)$$

3. Βεβαιότητα πρόβλεψης (COP): είναι ο λόγος του αριθμού των συνδυασμών μικροενδιαιτημάτων που βρέθηκαν στα δεδομένα αναφοράς προς το συνολικό αριθμό των κόμβων του υπολογιστικού πλέγματος. Το λογισμικό HABFUZZ εφαρμόζει ένα τέχνασμα όταν δεν βρίσκεται συνδυασμός μικροενδιαιτήματος στα δεδομένα αναφοράς και αντί να επιστρέφει κάποια αυθαίρετη τιμή HSI_i για ένα συγκεκριμένο κόμβο (π.χ. -1), χρησιμοποιεί την τιμή HSI_i του γειτονικού του κόμβου στο πλέγμα.
4. Το ποσοστό των βρεχόμενων κόμβων στο υπολογιστικό πλέγμα για κάθε σενάριο παροχής (W).
5. Συνεκτικότητα ενδιαιτήματος (C): ο λόγος των συνδεδεμένων (γειτονικών) κόμβων με καταλληλότητα ενδιαιτήματος $HSI_i > 0.6$ προς το συνολικό αριθμό βρεχόμενων κόμβων με $HSI_i > 0.6$.

6. Διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος (A): είναι ο λόγος των συνδεδεμένων (γειτονικών) κόμβων με $HSI_i > 0.6$ προς το συνολικό αριθμό των κόμβων της περιοχής μελέτης (βρεχόμενων και μη).

Ο βέλτιστος συνδυασμός των δεικτών εκφράστηκε αριθμητικά για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής χρησιμοποιώντας τον δείκτη βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi, το i δηλώνει τα διαφορετικά σενάρια παροχής) με την παρακάτω εξίσωση:

$$OFSi = nHSI \times W_i \times C_i \times A_i \times COP_i \quad (2.4-3)$$

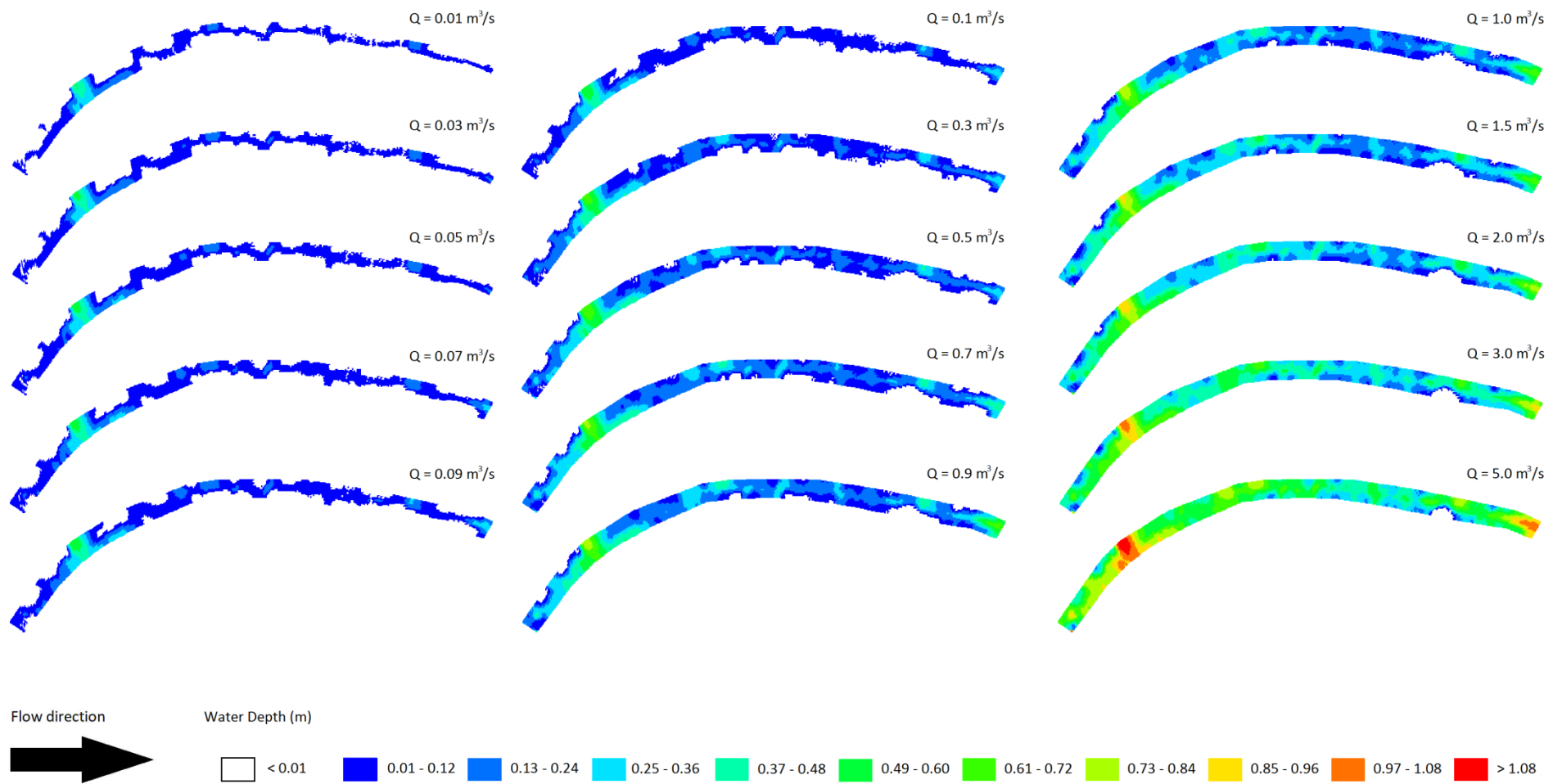
Όλες οι τιμές του δείκτη OFSi κανονικοποιήθηκαν σε μια κλίμακα από 0 έως 1 διαιρώντας τον κάθε δείκτη με την μέγιστη τιμή OFSi που έχει παρατηρηθεί.

Για τον υπολογισμό της οικολογικής παροχής κατασκευάστηκαν ένα ιστόγραμμα (OFSi-Q) βάσει της πενταβάθμιας κλίμακας που εφαρμόζεται στην Οδηγία Πλαίσιο για τα Νερά (ΟΠΥ) 2000/60/ΕΚ ($0 \leq \text{κακή} \leq 0.2$, $0.2 < \text{ελλιπής} \leq 0.4$, $0.4 < \text{μέτρια} \leq 0.6$, $0.6 < \text{καλή} \leq 0.8$; $0.8 < \text{υψηλή} \leq 1.0$) για την επιλογή των αποδεκτών σεναρίων παροχής (για κατηγορία καταλληλότητας ενδιαιτήματος καλή – υψηλή) και μία καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με $OFSi > 0.6$.

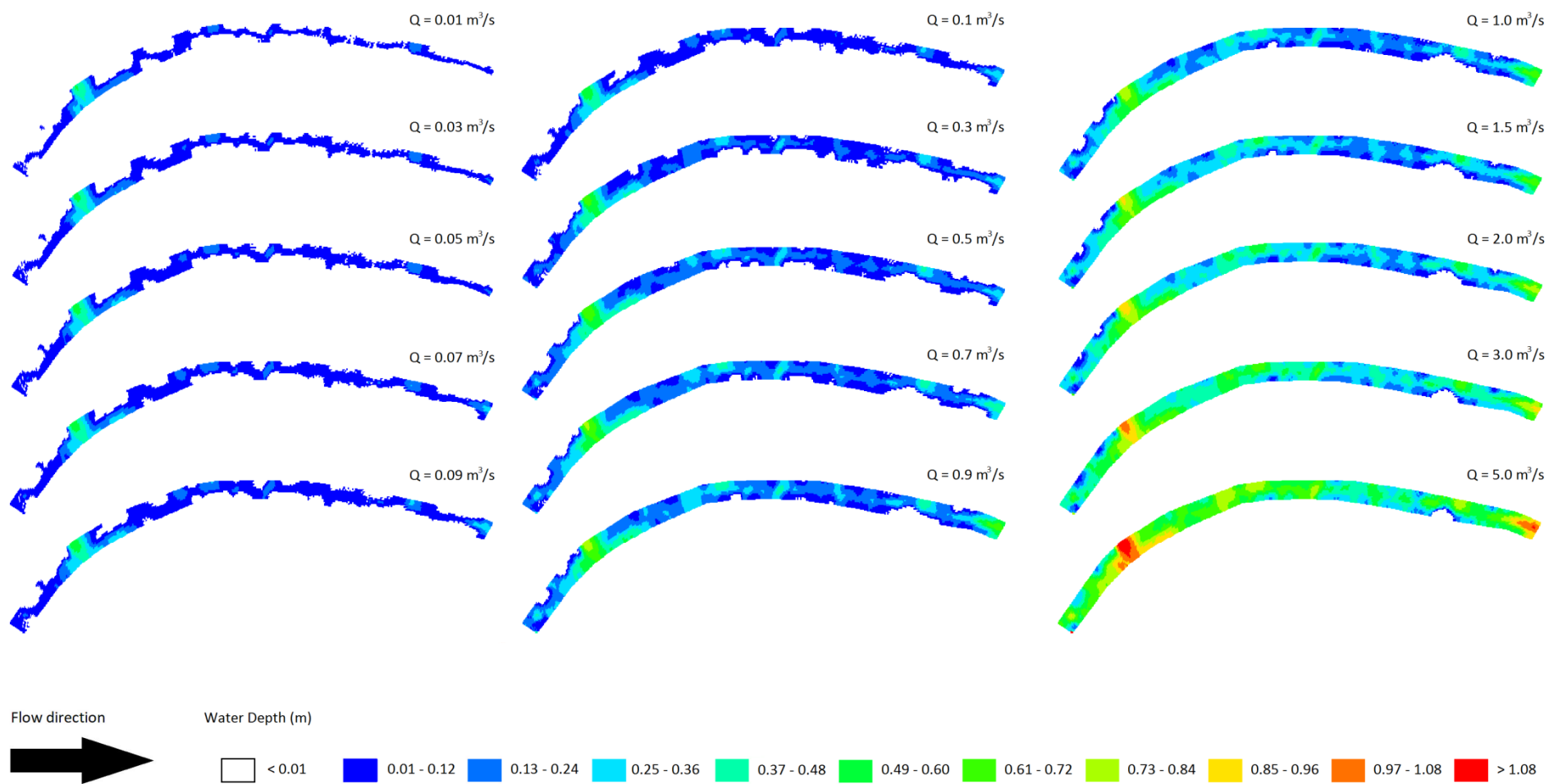
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1 Επίδραση της βλάστησης στην υδροδυναμική συμπεριφορά

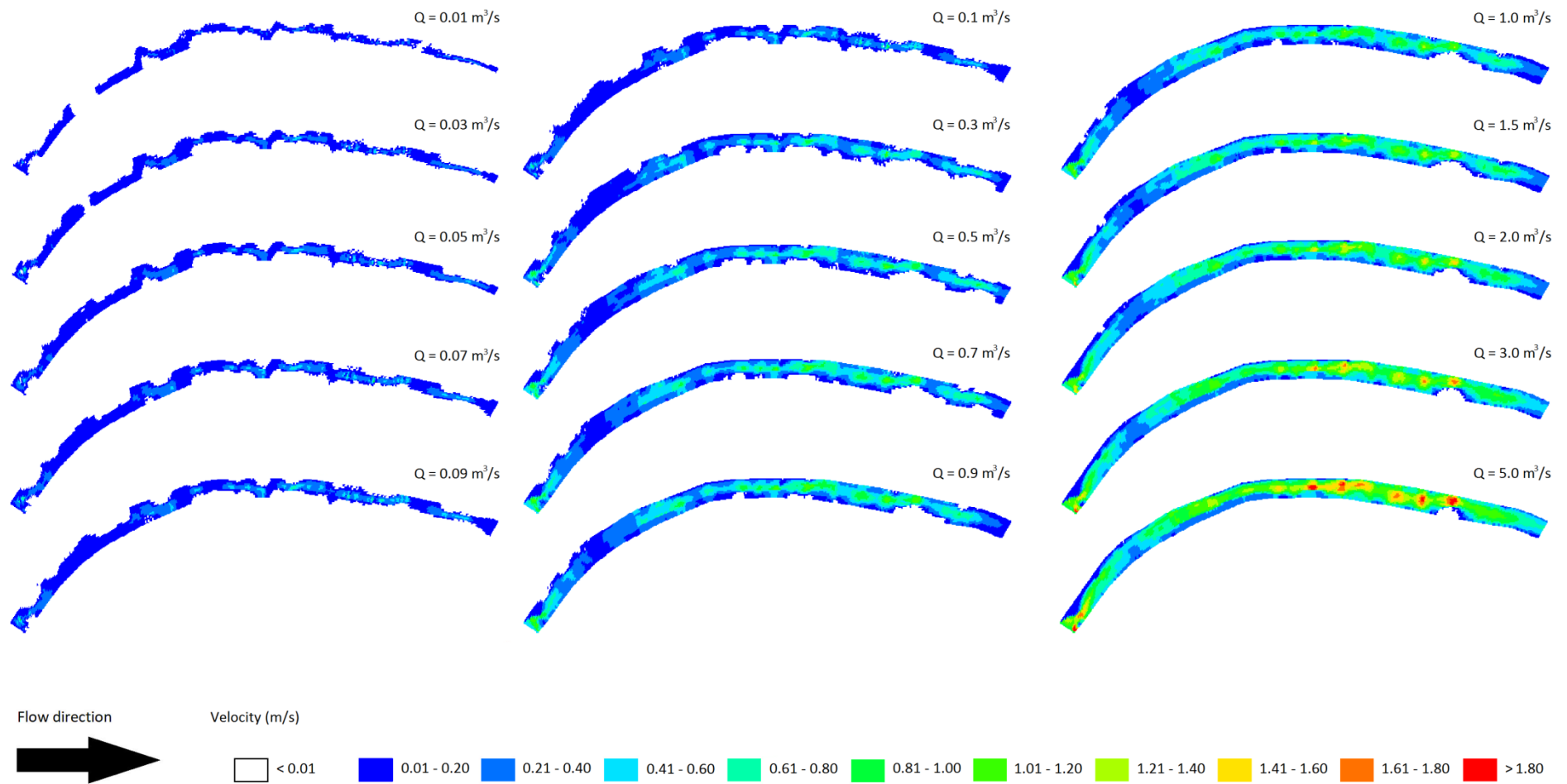
Τα αποτελέσματα βάθους νερού και ταχύτητας που λήφθηκαν με τη χρήση του υδροδυναμικού μοντέλου TELEMAC-2D, για κάθε σενάριο παροχής, απεικονίζονται στις παρακάτω εικόνες. Οι κατανομές της ταχύτητας και του βάθους ροής, στο υπολογιστικό πεδίο για κάθε σενάριο παροχής, γίνονται καλύτερα αντιληπτές με διαγράμματα τύπου «contour». Τα διαγράμματα αυτά απεικονίζουν τα δύο προαναφερθέντα μεγέθη για κάθε σενάριο παροχής στο τέλος της προσομοίωσης, όταν δηλαδή έχουν επέλθει μόνιμες συνθήκες ροής. Οι υπολογισμοί του βάθους νερού και της ταχύτητας πραγματοποιήθηκαν για προσομοίωση της περιοχής μελέτης με προσθήκη βλάστησης την περίοδο της άνοιξης και του καλοκαιριού για 15 σενάρια παροχής. Για την προσομοίωση χωρίς βλάστηση, για τα 15 σενάρια παροχής, τα αποτελέσματα λήφθηκαν από προηγούμενη έρευνα (Theodoropoulos et al., 2018a).



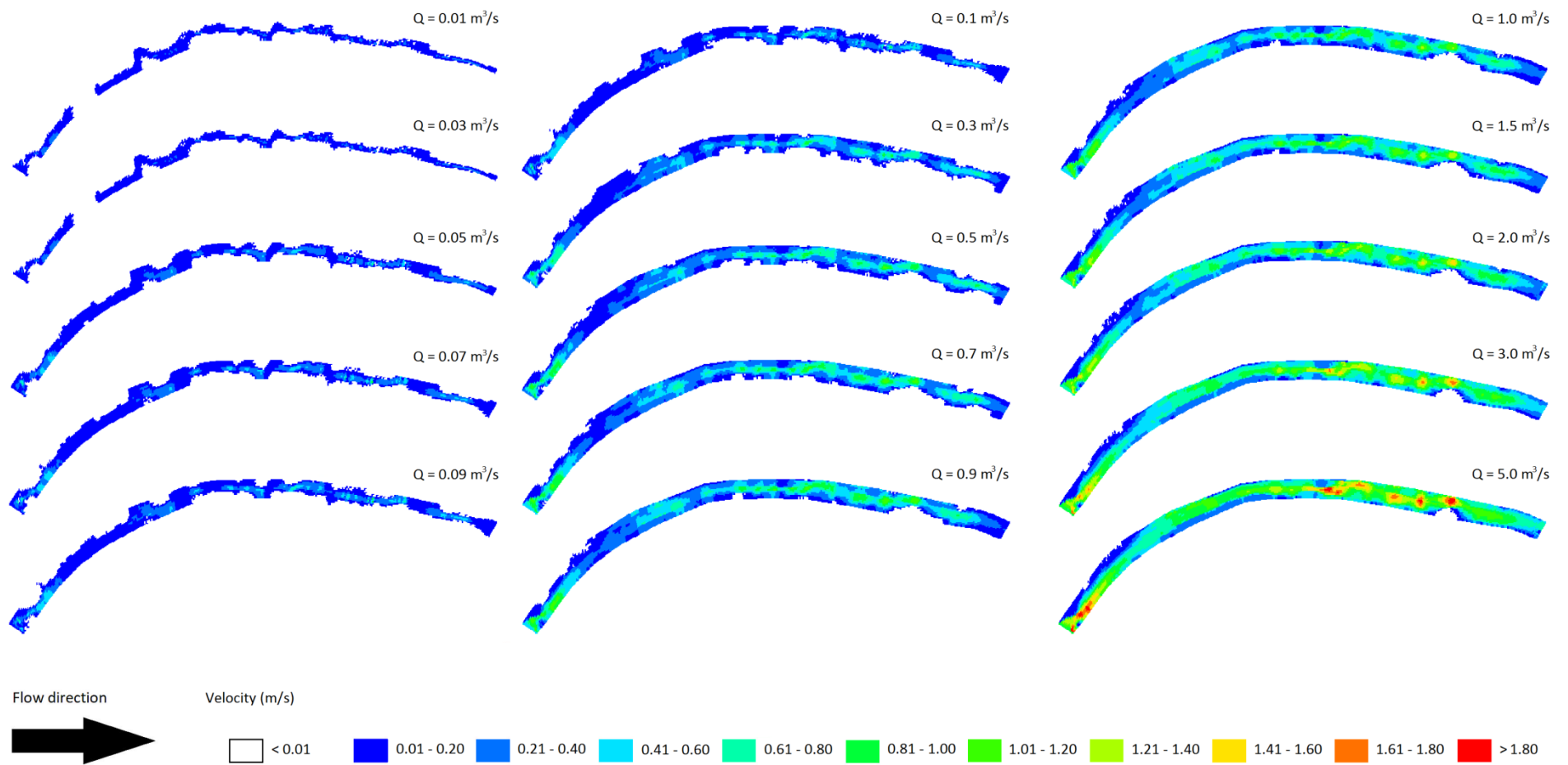
Εικόνα 3.1-1. Κατανομή του βάθους νερού (Water Depth) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης.



Εικόνα 3.1-2. Κατανομή του βάθους νερού (Water Depth) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού.

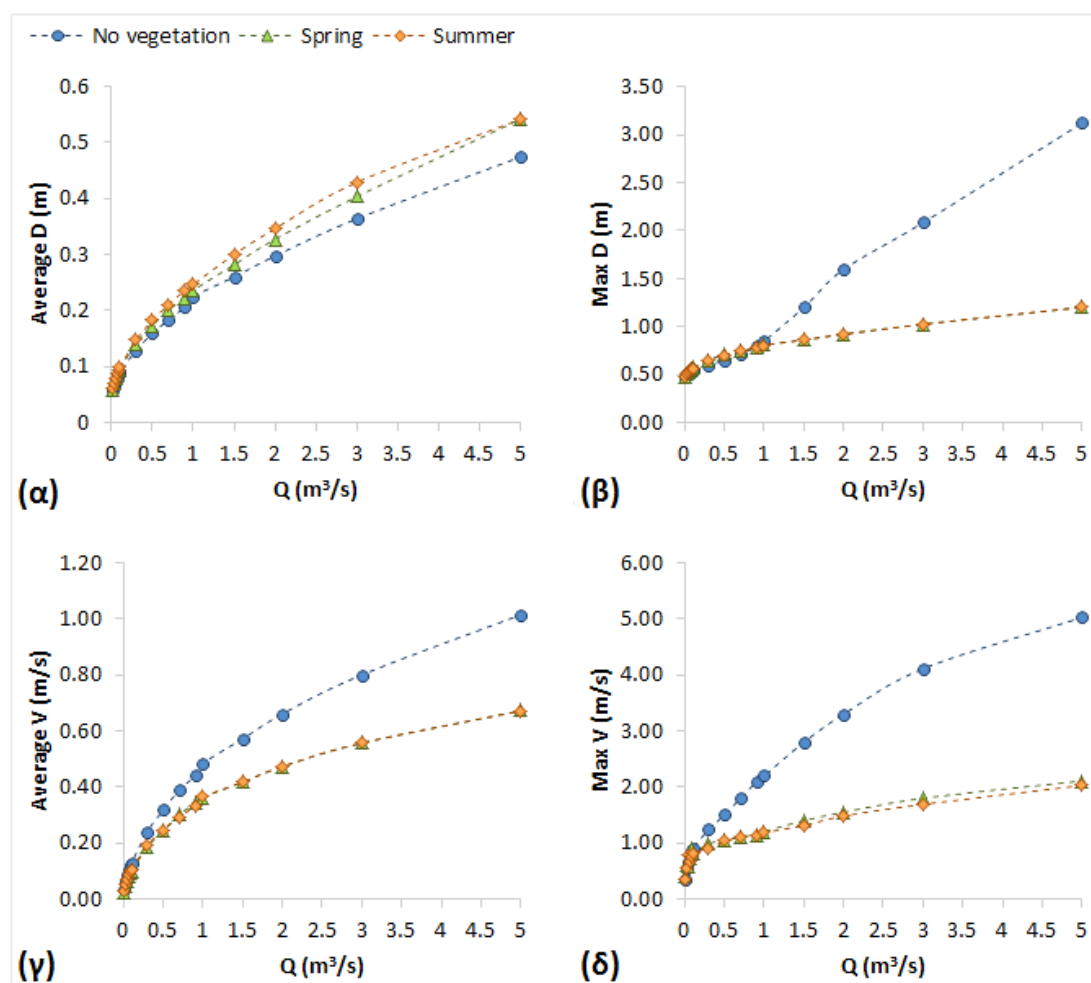


Εικόνα 3.1-3. Κατανομή της ταχύτητας ροής (Velocity) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης.



Εικόνα 3.1-4. Κατανομή της ταχύτητας ροής (Velocity) σε μόνιμες συνθήκες για τα 15 σενάρια παροχής (Q), για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού.

Με βάση τα παραπάνω αποτελέσματα, κατασκευάστηκαν διαγράμματα μέσου βάθους – παροχής (average D – Q), μεγίστου βάθους – παροχής (max D – Q), μέσης ταχύτητας – παροχής (average V – Q) και μέγιστης ταχύτητας – παροχής (max V – Q). Στόχος, η σύγκριση των αποτελεσμάτων των τριών περιπτώσεων προσομοίωσης της περιοχής μελέτης. Λόγω της διαφορετικής μορφολογίας που παρουσιάζει το υπόστρωμα της περιοχής μελέτης, όπως περιγράφεται στο Κεφάλαιο 2, τη διακρίνουμε σε τρία τμήματα (Εικόνα 2.1-1β). Έτσι, τα αποτελέσματα θα παρουσιαστούν ομαδοποιημένα ανά τμήμα.



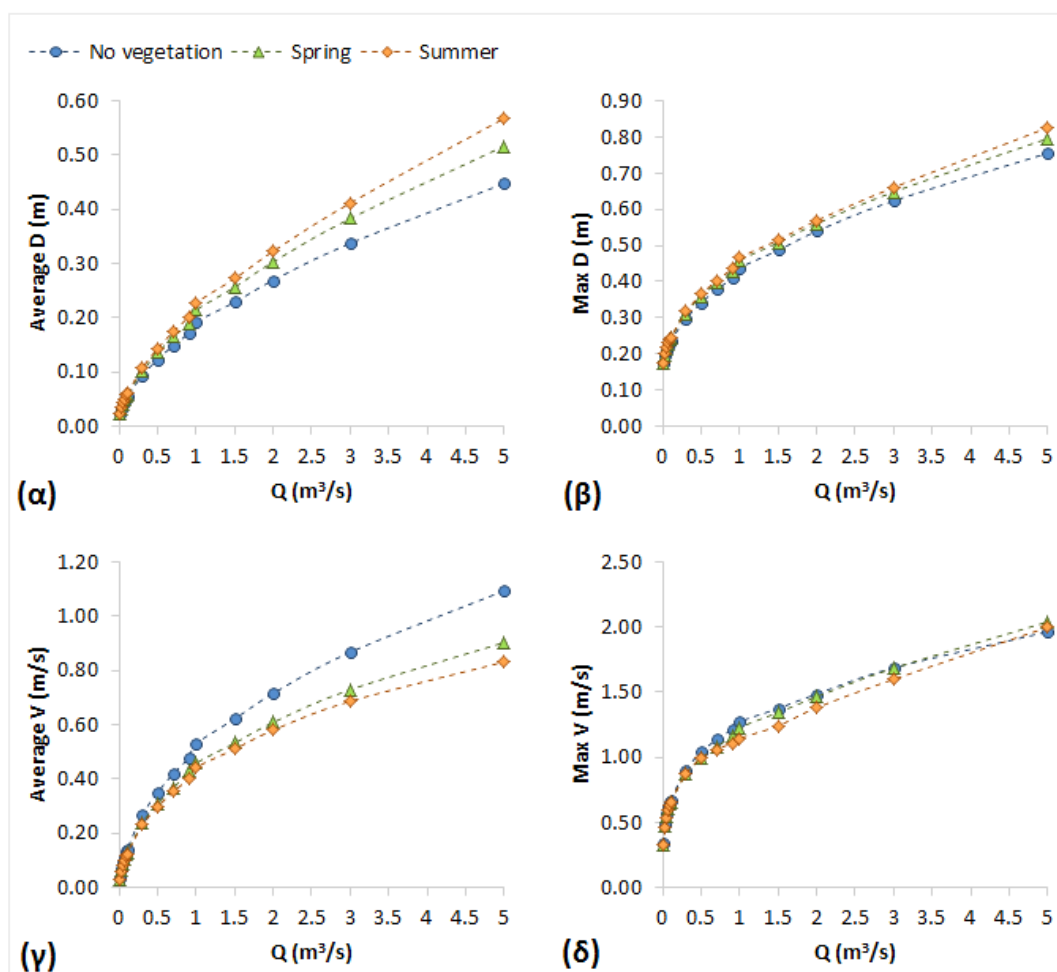
Εικόνα 3.1-5. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα (α) των μέσων βαθών νερού, (β) των μεγίστων βαθών νερού, (γ) των μέσων ταχυτήτων και (δ) των μεγίστων ταχυτήτων για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης, στο τμήμα Α.

Στο τμήμα Α, οι τιμές του μέσου βάθους νερού κυμαίνονται από 0.05 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.47 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.06 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.66 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.06 m ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.67 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Από τα αποτελέσματα καταλαβαίνουμε ότι η προσθήκη της βλάστησης στο μοντέλο οδήγησε σε μεγαλύτερα βάθη νερού στο τμήμα Α (Εικόνα 3.1-5α).

Οι τιμές του μεγίστου βάθους νερού κυμαίνονται από 0.47 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 3.12 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.48 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.20 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.48 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.20 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Παρατηρώντας κανείς το διάγραμμα (β) είναι ξεκάθαρο ότι μέχρι την παροχή $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ οι κατανομές των βαθών νερού κινούνται σε όμοιες τιμές, ενώ για μεγαλύτερες παροχές τα βάθη για την περίπτωση της προσομοίωσης χωρίς βλάστηση διαφοροποιούνται λαμβάνοντας υψηλότερες τιμές. Αυτό οφείλεται στην ύπαρξη συγκεκριμένης περιοχής εντός του τμήματος Α η οποία συγκεντρώνει μεγάλη ποσότητα νερού όταν δεν υπάρχει βλάστηση λόγω του βάθους της. Η παρουσία της βλάστησης σε αυτήν την περιοχή μειώνει το βάθος και εμποδίζει ποσότητα νερού να μετακινηθεί προς τα εκεί, λειτουργώντας ουσιαστικά ως «εμπόδιο» που αλλάζει την κίνηση του νερού προς άλλη κατεύθυνση. Αυτό γίνεται ιδιαίτερα εμφανές στις μεγαλύτερες παροχές (Εικόνα 3.1-5β).

Οι τιμές της μέσης ταχύτητας κυμαίνονται από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.02 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.02 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.67 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.67 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Η κατανομή με τις υψηλότερες τιμές μέσης ταχύτητας είναι αυτή της προσομοίωσης χωρίς τη βλάστηση (Εικόνα 3.1-5γ).

Οι τιμές της μέγιστης ταχύτητας κυμαίνονται από 0.35 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 5.03 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.41 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 2.11 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.34 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 2.03 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Στο διάγραμμα (δ) παρατηρούμε ότι αρχικά για παροχές από 0.01 m/s έως 0.10 m/s, η κατανομή της προσομοίωσης με βλάστηση την άνοιξη λαμβάνει τις ανώτερες τιμές συγκριτικά με τις άλλες κατανομές, ενώ για μεγαλύτερες τιμές παροχών η κατανομή της προσομοίωσης χωρίς βλάστηση λαμβάνει πολύ μεγαλύτερες τιμές. Έτσι, για παροχές άνω των $0.10 \text{ m}^3/\text{s}$ στο τμήμα Α, η βλάστηση παίζει καθοριστικό ρόλο στη διατήρηση χαμηλότερων ταχυτήτων του ποταμού (Εικόνα 3.1-5δ).



Εικόνα 3.1-6. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα (α) των μέσων βαθών νερού, (β) των μεγίστων βαθών νερού, (γ) των μέσων ταχυτήτων και (δ) των μεγίστων ταχυτήτων για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης, στο τμήμα Β.

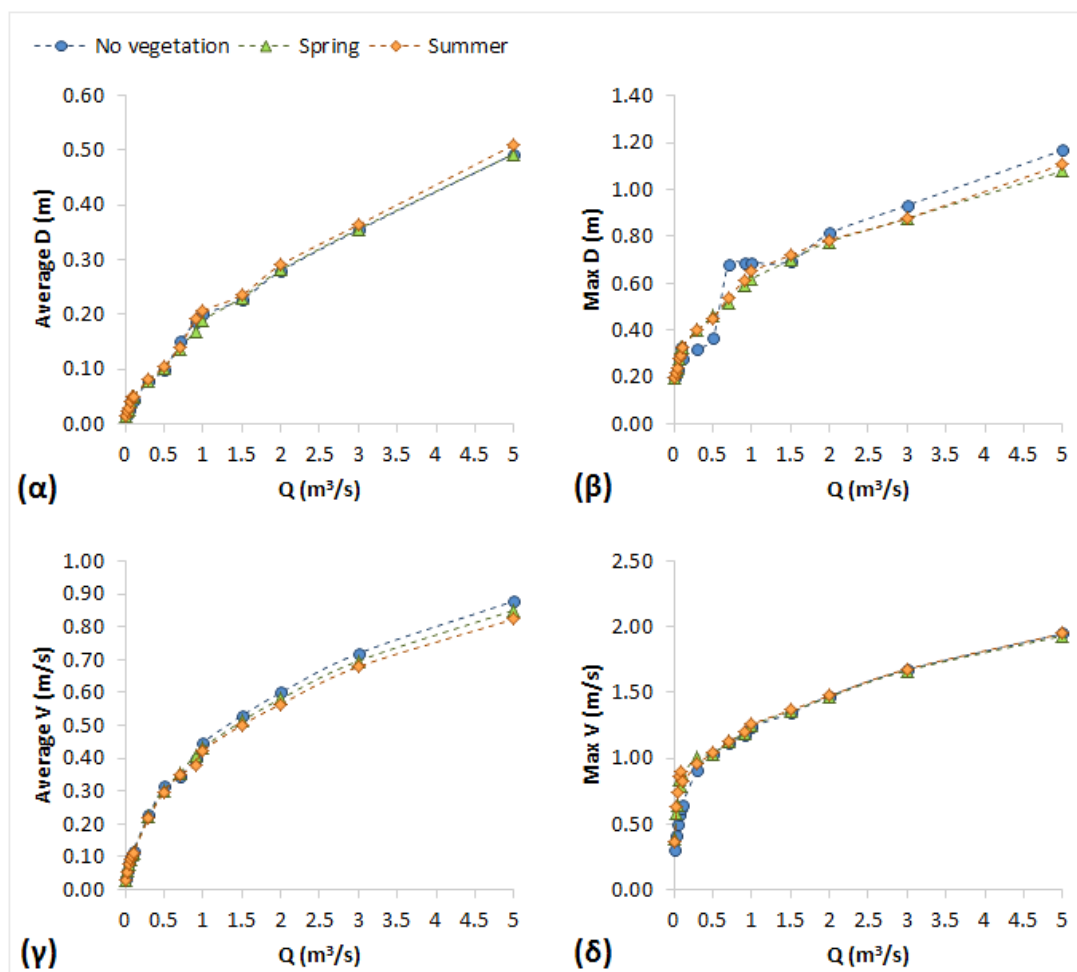
Στο τμήμα Β, οι τιμές του μέσου βάθους νερού κυμαίνονται από 0.02 ($Q = 0.01 m^3/s$) έως 0.45 m ($Q = 5.0 m^3/s$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.02 ($Q = 0.01 m^3/s$) έως 0.52 m ($Q = 5.0 m^3/s$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.02 ($Q = 0.01 m^3/s$) έως 0.57 m ($Q = 5.0 m^3/s$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Από τα αποτελέσματα μπορεί κανείς να διακρίνει ότι τα μέσα βάθη νερού για τις τρεις προσομοιώσεις ακολουθούν την ίδια κατανομή μέχρι την παροχή των $0.10 m^3/s$. Για μεγαλύτερες παροχές, η κατανομή της προσομοίωσης χωρίς βλάστηση ακολουθεί χαμηλότερες τιμές βαθών, ενώ η κατανομή της βλάστησης για το καλοκαίρι λαμβάνει συνολικά τις μεγαλύτερες τιμές βαθών (Εικόνα 3.1-6α).

Οι τιμές του μεγίστου βάθους νερού κυμαίνονται από 0.17 ($Q = 0.01 m^3/s$) έως 0.76 m ($Q = 5.0 m^3/s$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.17 ($Q = 0.01 m^3/s$) έως 0.80 m ($Q = 5.0 m^3/s$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.17 ($Q = 0.01 m^3/s$) έως 0.83 m ($Q = 5.0 m^3/s$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Παρατηρώντας το διάγραμμα (β), οι τρεις κατανομές λαμβάνουν όμοιες τιμές για όλα τα σενάρια παροχής. Στο τμήμα αυτό, δεν

βλέπουμε μεγάλη απόκλιση μεταξύ των αποτελεσμάτων για κάθε προσομοίωση. Το γεγονός αυτό είναι αποδεκτό, μιας και σε σύγκριση με το τμήμα Α, το τμήμα Β χαρακτηρίζεται από αραιά τοποθετημένα τμήματα βλάστησης, με αποτέλεσμα να μην παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στα βάθη για προσομοίωση με βλάστηση, συγκριτικά με την προσομοίωση χωρίς την προσθήκη της βλάστησης (Εικόνα 3.1-6β).

Οι τιμές της μέσης ταχύτητας κυμαίνονται από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.10 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.90 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.83 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Από τα αποτελέσματα μπορεί κανείς να διακρίνει ότι οι τιμές της μέσης ταχύτητας για τις τρεις προσομοιώσεις ακολουθούν την ίδια κατανομή μέχρι την παροχή των $0.10 \text{ m}^3/\text{s}$. Για μεγαλύτερες παροχές η κατανομή της προσομοίωσης χωρίς βλάστηση ακολουθεί μεγαλύτερες τιμές, ενώ η κατανομή της βλάστησης για το καλοκαίρι λαμβάνει συνολικά τις χαμηλότερες τιμές μέσω των ταχυτήτων (Εικόνα 3.1-6γ).

Οι τιμές της μέγιστης ταχύτητας κυμαίνονται από 0.34 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.97 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.33 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 2.04 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.33 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 2.0 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Στο διάγραμμα (δ) παρατηρούμε ότι οι τρεις κατανομές είναι όμοιες έως την $Q = 0.10 \text{ m}^3/\text{s}$. Για μεγαλύτερες παροχές, η κατανομή της προσομοίωσης χωρίς βλάστηση λαμβάνει τις ανώτερες τιμές, συγκριτικά με τις άλλες κατανομές, ενώ για παροχές άνω των $2 \text{ m}^3/\text{s}$, η προσομοίωση χωρίς βλάστηση λαμβάνει τις κατώτερες τιμές δείχνοντας ότι για τις παροχές αυτές η βλάστηση δεν επηρεάζει την ταχύτητα. Συνολικά η προσομοίωση της βλάστησης για την περίοδο του καλοκαιριού λαμβάνει τις μικρότερες τιμές (Εικόνα 3.1-6δ).



Εικόνα 3.1-7. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα (α) των μέσων βαθών νερού, (β) των μεγίστων βαθών νερού, (γ) των μέσων ταχυτήτων και (δ) των μεγίστων ταχυτήτων για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης, στο τμήμα Γ.

Στο τμήμα Γ, οι τιμές του μέσου βάθους νερού κυμαίνονται από 0.01 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.49 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.01 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.49 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.01 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.51 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Από τα αποτελέσματα μπορεί κανείς να διακρίνει ότι τα μέσα βάθη νερού για τις τρεις προσομοιώσεις ακολουθούν την ίδια κατανομή για όλα τα σενάρια παροχών (Εικόνα 3.1-7α).

Οι τιμές του μεγίστου βάθους νερού κυμαίνονται από 0.20 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.17 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.20 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.08 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.20 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.11 m ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Παρατηρώντας το διάγραμμα (β), η κατανομή της προσομοίωσης χωρίς βλάστηση για παροχές από 0.70 έως 0.90 m^3/s λαμβάνει τις μεγαλύτερες τιμές σε σχέση με τις άλλες κατανομές στις αντίστοιχες παροχές. Για

παροχές υπό των $0.70 \text{ m}^3/\text{s}$ και άνω των $0.90 \text{ m}^3/\text{s}$ οι τρεις κατανομές λαμβάνουν όμοιες τιμές (Εικόνα 3.1-7β).

Οι τιμές της μέσης ταχύτητας κυμαίνονται από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.88 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.85 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης, από 0.03 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 0.82 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Από τα αποτελέσματα μπορεί κανείς να διακρίνει ότι οι μέση ταχύτητα για τις τρεις προσομοιώσεις ακολουθεί την ίδια κατανομή για όλα τα σενάρια παροχών (Εικόνα 3.1-7γ).

Οι τιμές της μέγιστης ταχύτητας κυμαίνονται από 0.30 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.95 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση χωρίς βλάστηση, από 0.38 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.93 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση τη περίοδο της άνοιξης, από 0.36 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$) έως 1.95 m/s ($Q = 5.0 \text{ m}^3/\text{s}$) για προσομοίωση με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού. Στο διάγραμμα (δ) παρατηρείται ότι η κατανομή για προσομοίωση χωρίς βλάστηση λαμβάνει τις χαμηλότερες τιμές μεγίστων ταχυτήτων για παροχές μικρότερες των $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$, ενώ για μεγαλύτερες παροχές οι τρεις προσομοιώσεις παρουσιάζουν όμοιες τιμές (Εικόνα 3.1-7δ). Αυτό παρατηρείται καθώς η βλάστηση λειτουργεί ως «εμπόδιο» που μειώνει την εισερχόμενη ταχύτητα ροής αλλά συχνά αυξάνει τις πλευρικές ταχύτητες ροής (αλλάζει την κατεύθυνση του νερού οδηγώντας νερό πλευρικά με συχνά αυξημένη ταχύτητα). Το φαινόμενο αυτό είναι εντονότερο σε χαμηλές παροχές αλλά εξομαλύνεται όσο αυξάνεται η παροχή, καθώς η βλάστηση δεν είναι πλέον ικανή να εκτρέψει τις όλο και μεγαλύτερες ποσότητες νερού.

Τα αποτελέσματα των παραπάνω διαγραμμάτων δείχνουν ότι μεταβολές των υδροδυναμικών χαρακτηριστικών με την προσθήκη της βλάστησης, εξαρτώνται από το είδος και την διάταξη αυτής. Συγκρίνοντας τα τρία διαφορετικά τμήματα της περιοχής μελέτης είναι ξεκάθαρο ότι στο τμήμα Α (υπόστρωμα με μεγάλο μεγέθους χαλίκια, πυκνή ποώδης και αρκετή ξυλώδης, βυθισμένη και αναδυόμενη βλάστηση που σχεδόν μπαίνει μέσα στην κοίτη του ποταμού) είναι εμφανής η επίδραση της βλάστησης καθώς λαμβάνει τη σημαντικότερη μείωση της μέσης ταχύτητας και αντίστοιχα αύξηση του μέσου βάθους. Το τμήμα Β (υπόστρωμα με μεγάλες πέτρες, εύκαμπτη βλάστηση εντός της κοίτης σε αραιή διάταξη και άκαμπτη βλάστηση στις όχθες) παρουσιάζει αντίστοιχα μείωση της μέσης ταχύτητας και αύξηση των βαθών, όμως σε μικρότερο βαθμό συγκριτικά με το τμήμα Α. Το τμήμα Γ (υπόστρωμα με βράχους / ογκολίθους, περιορισμένη εύκαμπτη βλάστηση) αν και χαρακτηρίζεται από έλλειψη βλάστησης λαμβάνει χαμηλότερες ταχύτητες και μεγαλύτερα ή/ και όμοια βάθη συγκριτικά με το τμήμα Β. Αυτό αποδίδεται στο γεγονός ότι αποτελεί το τμήμα με το πιο τραχύ υπόστρωμα με αποτέλεσμα, αν και η επίδραση της βλάστησης είναι μικρή, να αποδίδει όμοιες τιμές με το τμήμα Β. Εν κατακλείδι, η επίδραση της βλάστησης είναι περισσότερο εμφανής στο τμήμα Α, στο τμήμα Β είναι λιγότερο εμφανής και στο τμήμα Γ είναι αμελητέα.

3.2 Επίδραση της βλάστησης στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος

3.2.1 Προσομοίωση χωρίς βλάστηση

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος, όπως αυτά παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2-1, οι μέγιστες τιμές συνεκτικότητας ενδιαιτήματος (C), διαθεσιμότητας (A) και nHSI καταγράφηκαν στην παροχή $Q = 0.5 \text{ m}^3/\text{s}$, καθιστώντας την παροχή αυτή ως βέλτιστη. Η μεγαλύτερη τιμή του HSI εντοπίζεται στην παροχή $Q = 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$, ακολουθούμενη από τις παροχές $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ και $Q = 0.9 \text{ m}^3/\text{s}$. Τα μεγαλύτερα ποσοστά βρεχόμενων κόμβων (W) παρατηρήθηκαν στις υψηλότερες τιμές παροχών, κάτι το οποίο ήταν αναμενόμενο, ενώ η διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος έλαβε τις μέγιστες τιμές της στην παροχή $Q = 0.5 \text{ m}^3/\text{s}$, ακολουθούμενη από τις παροχές $Q = 0.7 \text{ m}^3/\text{s}$ και $Q = 0.3 \text{ m}^3/\text{s}$.

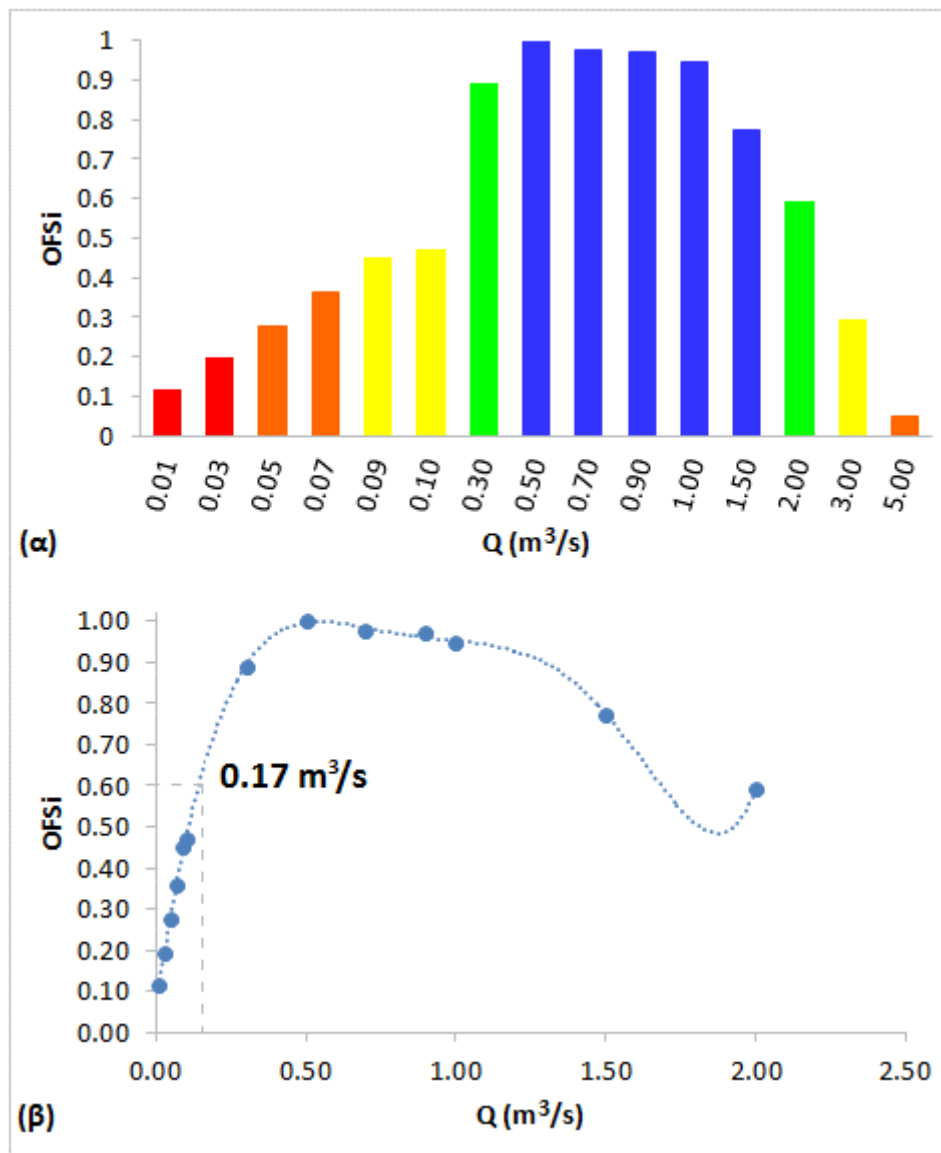
Πίνακας 3.2-1. Οι δείκτες του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε σενάριο παροχής. Ο υπολογισμός τους διευκολύνει την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου παροχής. Οι υψηλότερες τιμές για κάθε δείκτη έχουν γραμμοσκιαστεί με γκρι χρώμα.

Q (m ³ /s)	HSI	nHSI	W (%)	C (%)	COP (%)	A (%)
0.01	1005.131	0.671	41.39	90	82	18
0.03	1255.029	0.635	50.15	92	84	25
0.05	1414.633	0.651	55.2	92	85	31
0.07	1542.871	0.66	59.35	93	87	36
0.09	1673.573	0.666	63.81	94	87	41
0.1	1684.227	0.671	63.83	94	88	42
0.3	2126.507	0.689	78.34	96	89	61
0.5	2267.52	0.694	83	96	88	65
0.7	2344.797	0.671	88.75	95	88	62
0.9	2409.26	0.668	91.6	95	88	60
1	2424.688	0.662	93.04	93	90	58
1.5	2379.135	0.638	94.67	92	90	49
2	2293.715	0.605	96.32	91	88	40
3	2041.351	0.529	98	87	89	23
5	1674.186	0.431	98.67	72	82	6

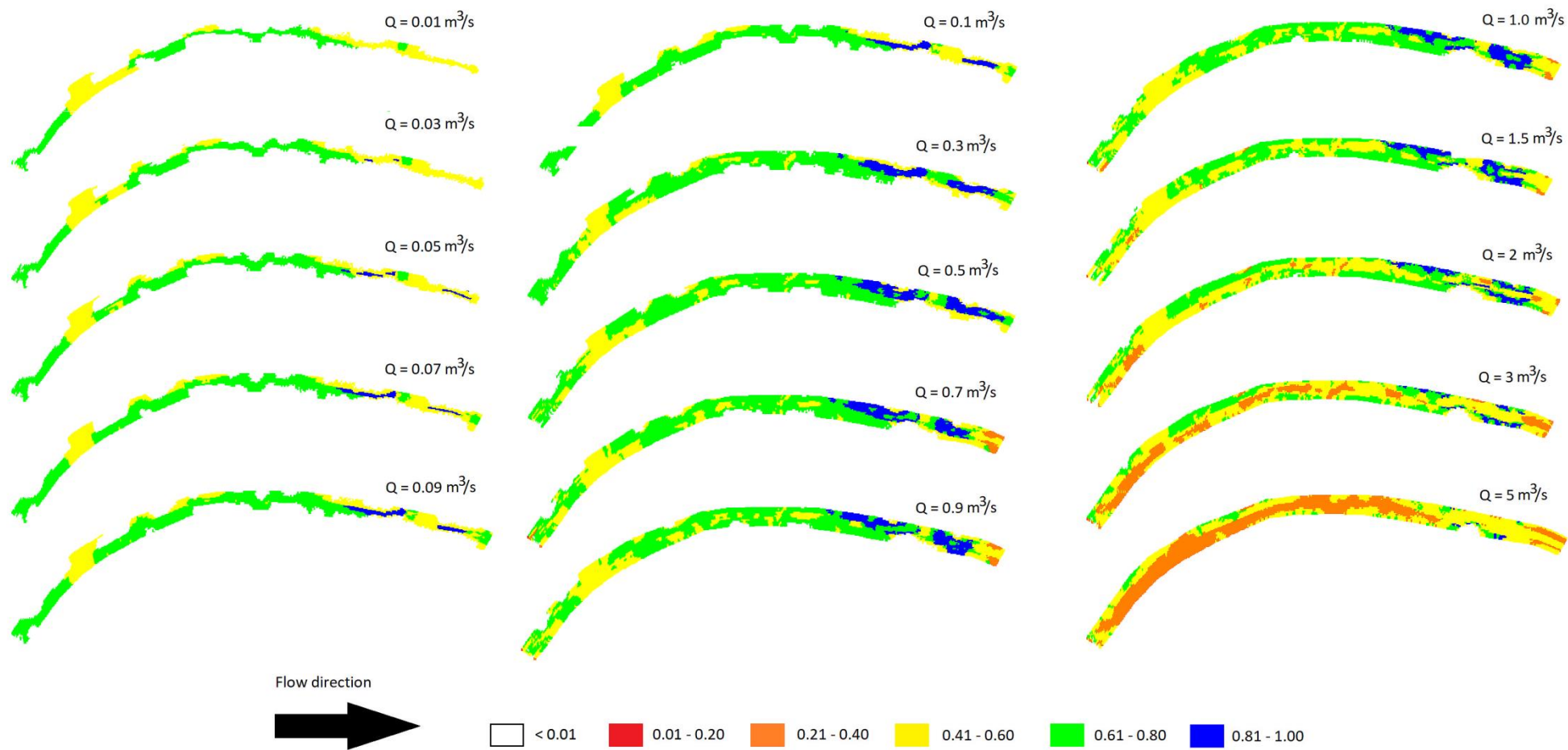
Q: παροχή, HSI: συνολικός δείκτης καταλληλότητας, nHSI: μέσος όρος του HSI, W: ποσοστό βρεχόμενων κόμβων, C: συνεκτικότητα ενδιαιτήματος, A: διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος, COP: βεβαιότητα πρόβλεψης.

Ωστόσο, με βάση την πενταβάθμια κλίμακα που εφαρμόζεται στην ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ (European Union Council, 2000) και σε συνδυασμό με την πολυωνυμική καμπύλη ($Q - OFSi$), αποδεκτές μπορούν να θεωρηθούν οι τιμές της παροχής, που κυμαίνονται από 0.17 έως $2.0 \text{ m}^3/\text{s}$ ($OFSi > 0.6$, για κατηγορία καταλληλότητας ενδιαιτήματος καλή – υψηλή) (Εικόνα 3.2-1). Οι προσομοιωμένες τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος,

σε κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος και σε κάθε σενάριο παροχής, απεικονίζονται στην Εικόνα 3.2-2.



Εικόνα 3.2-1. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q). (α) Οι τιμές των αποδεκτών σεναρίων παροχής κυμαίνονται από 0.3 έως 2.0 m³/s σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. (β) Διάγραμμα OFSi – Q και καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με OFSi > 0.6 (0.17 m³/s).



Εικόνα 3.2-2. Οι τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής χωρίς παρουσία βλάστησης. Οι τιμές που είναι μεγαλύτερες από 0.6 θεωρούνται αποδεκτές σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.

3.2.2 Προσομοίωση με βλάστηση την άνοιξη

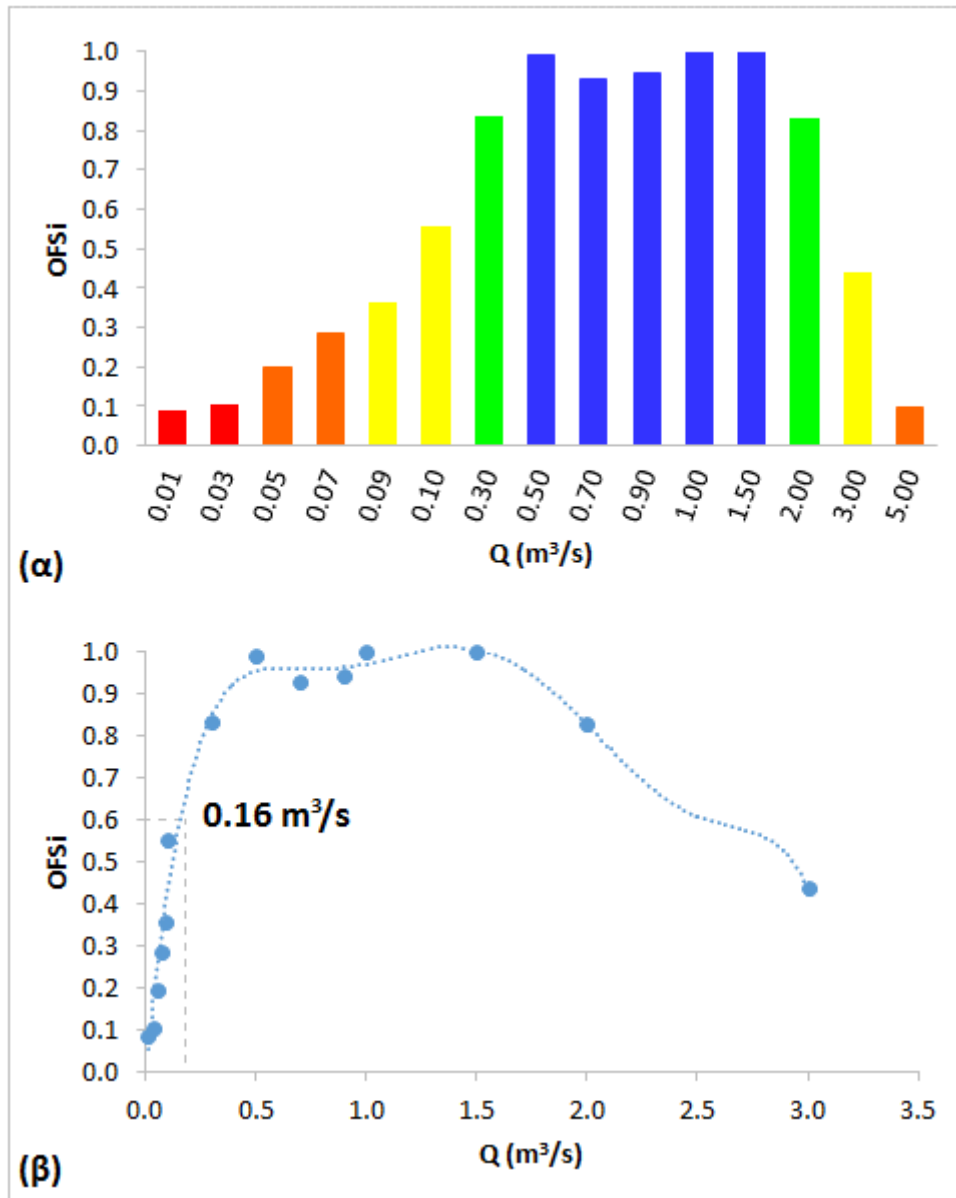
Σύμφωνα με τα αποτελέσματα του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος, όπως αυτά παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2-2, οι μέγιστες τιμές συνεκτικότητας ενδιαιτήματος (C), διαθεσιμότητας (A) και nHSI καταγράφηκαν στην παροχή $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, καθιστώντας την παροχή αυτή ως βέλτιστη οικολογική παροχή. Η μεγαλύτερη τιμή του HSI εντοπίζεται στην παροχή $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, ακολουθούμενη από τις παροχές $Q = 2.0 \text{ m}^3/\text{s}$ και $Q = 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$. Τα μεγαλύτερα ποσοστά βρεχόμενων κόμβων (W) παρατηρήθηκαν στις υψηλότερες τιμές παροχών, κάτι το οποίο ήταν αναμενόμενο, ενώ η διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος έλαβε τις μέγιστες τιμές της στην παροχή $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, ακολουθούμενη από τις παροχές $Q = 2.0 \text{ m}^3/\text{s}$ και $Q = 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Πίνακας 3.2-2. Οι δείκτες του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε σενάριο παροχής. Ο υπολογισμός τους διευκολύνει την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου παροχής. Οι υψηλότερες τιμές για κάθε δείκτη έχουν γραμμοσκιαστεί με γκρι χρώμα.

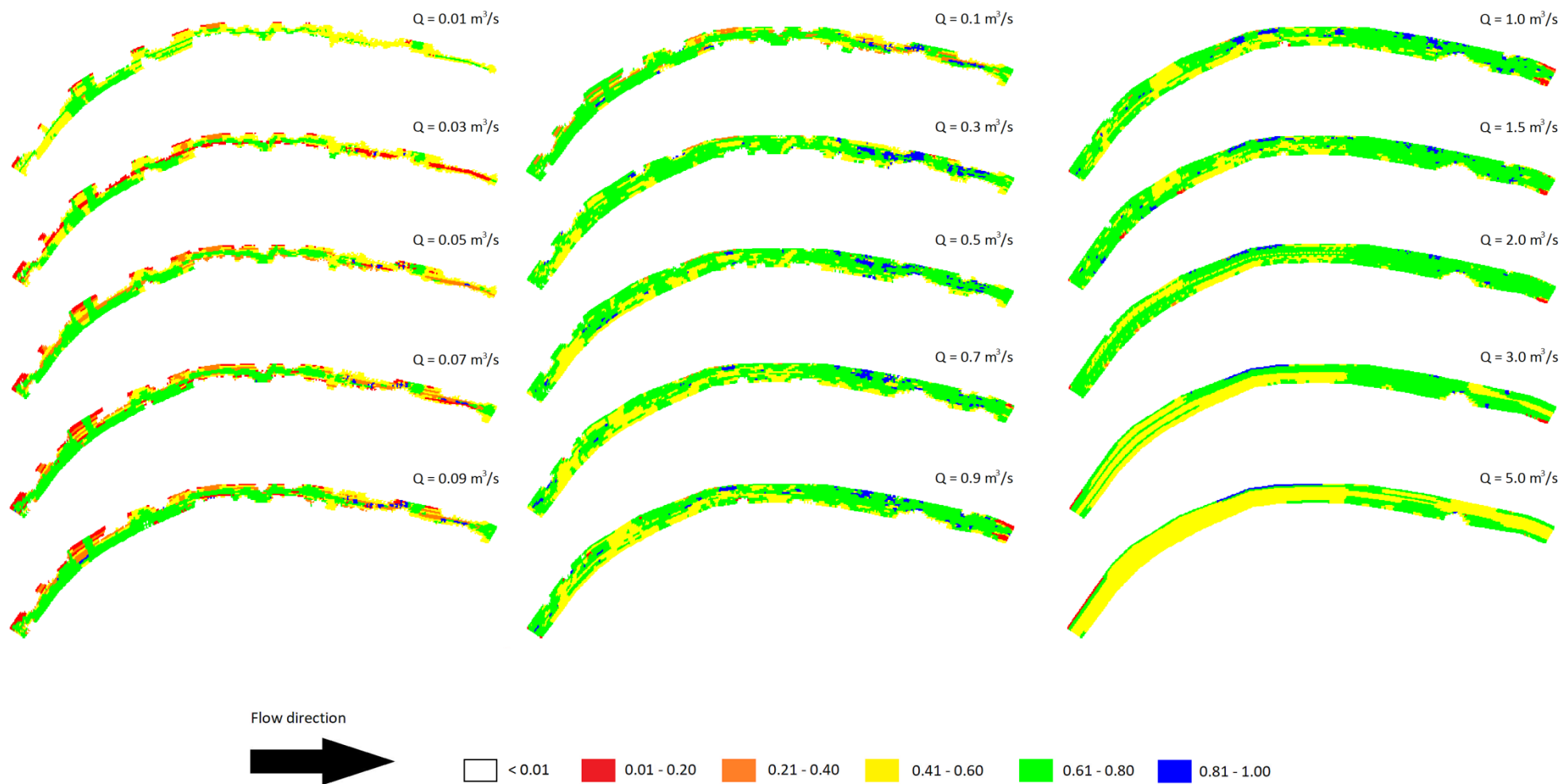
Q (m^3/s)	HSI	nHSI	W (%)	C (%)	COP (%)	A (%)
0.01	1097.641	0.548	50.86	80	70	14
0.03	1103.878	0.474	59.12	83	71	16
0.05	1363.066	0.549	63.03	87	73	23
0.07	1456.272	0.547	67.6	89	74	30
0.09	1620.369	0.58	71	89	74	34
0.1	1869.165	0.657	72.27	92	74	44
0.3	2226.883	0.675	83.72	91	77	54
0.5	2398.06	0.686	88.72	92	77	59
0.7	2461.307	0.678	92.15	92	73	57
0.9	2518.827	0.676	94.64	93	67	61
1	2590.488	0.686	95.88	94	64	65
1.5	2690.852	0.702	97.28	94	56	73
2	2688.061	0.697	97.97	94	46	72
3	2517.718	0.649	98.55	98	32	56
5	2230.229	0.573	98.91	97	17	27

Q: παροχή, HSI: συνολικός δείκτης καταλληλότητας, nHSI: μέσος όρος του HSI, W: ποσοστό βρεχόμενων κόμβων, C: συνεκτικότητα ενδιαιτήματος, A: διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος, COP: βεβαιότητα πρόβλεψης.

Ωστόσο, με βάση την πενταβάθμια κλίμακα που εφαρμόζεται στην ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ (European Union Council, 2000), σε συνδυασμό με την πολυωνυμική καμπύλη ($Q - OFSi$), αποδεκτές μπορούν να θεωρηθούν οι τιμές της παροχής, που κυμαίνονται από 0.16 έως 2.0 m^3/s ($OFSi > 0.6$, για κατηγορία καταλληλότητας ενδιαιτήματος καλή – υψηλή) (Εικόνα 3.2-3). Οι προσομοιωμένες τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος, σε κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος και σε κάθε σενάριο παροχής, απεικονίζονται στην Εικόνα 3.2-4.



Εικόνα 3.2-3. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q). (α) Οι τιμές των αποδεκτών σεναρίων παροχής κυμαίνονται από 0.3 έως 2.0 m³/s σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. (β) Διάγραμμα OFSi – Q και καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με OFSi > 0.6 (0.16 m³/s).



Εικόνα 3.2-4. Οι τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής με βλάστηση την άνοιξη. Οι τιμές που είναι μεγαλύτερες από 0.6 θεωρούνται αποδεκτές σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.

3.2.3 Προσομοίωση με βλάστηση το καλοκαίρι

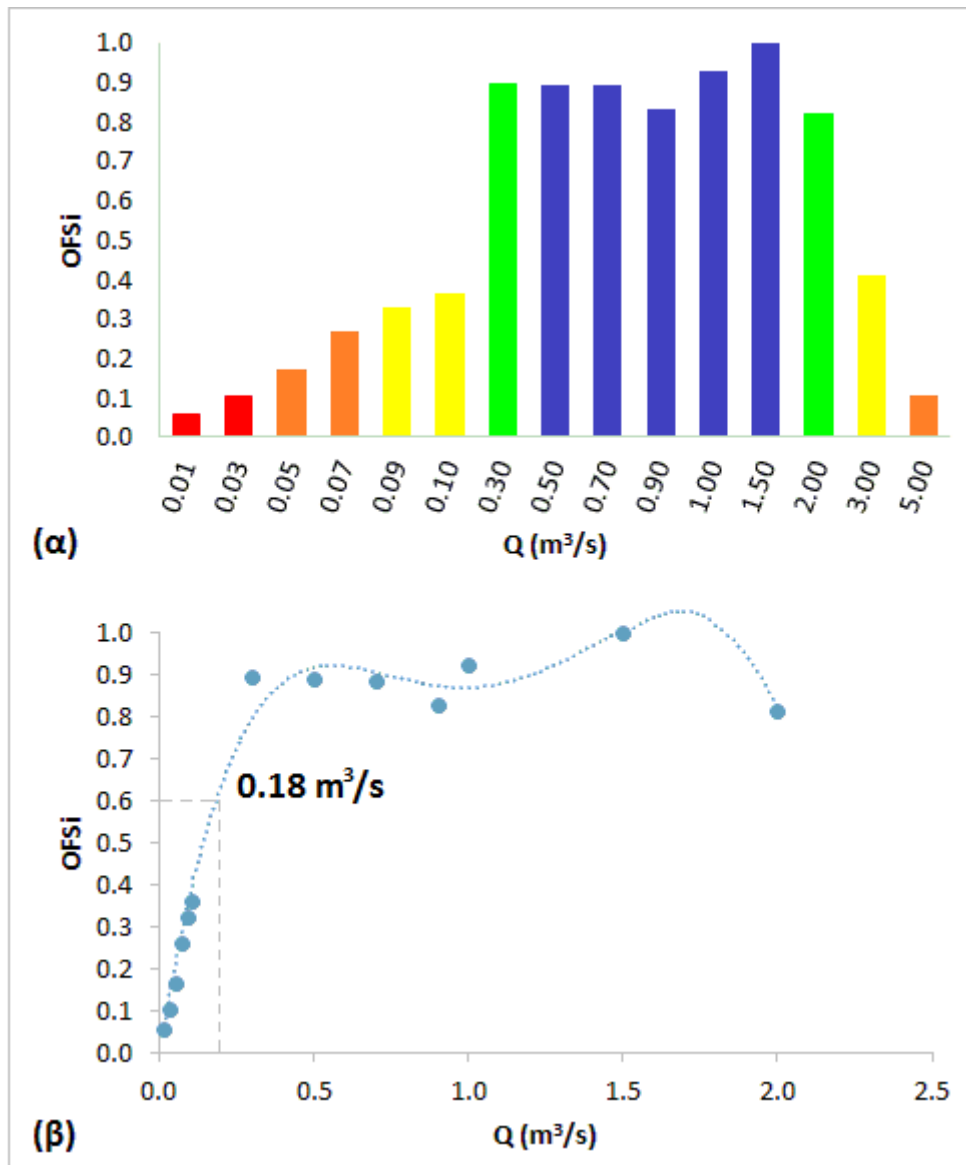
Σύμφωνα με τα αποτελέσματα του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος, όπως αυτά παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2-3, οι μέγιστες τιμές συνεκτικότητας ενδιαιτήματος (C), διαθεσιμότητας (A) και nHSI καταγράφηκαν στην παροχή $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, καθιστώντας την παροχή αυτή ως βέλτιστη οικολογική παροχή. Η μεγαλύτερη τιμή του HSI εντοπίζεται στην παροχή $Q = 2.0 \text{ m}^3/\text{s}$, ακολουθούμενη από τις παροχές $Q = 3.0 \text{ m}^3/\text{s}$ και $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$. Τα μεγαλύτερα ποσοστά βρεχόμενων κόμβων (W) παρατηρήθηκαν στις υψηλότερες τιμές παροχών, κάτι το οποίο ήταν αναμενόμενο, ενώ η διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος έλαβε τις μέγιστες τιμές της στην παροχή $Q = 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, ακολουθούμενη από τις παροχές $Q = 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ και $Q = 0.9 \text{ m}^3/\text{s}$.

Πίνακας 3.2-3. Οι δείκτες του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε σενάριο παροχής. Ο υπολογισμός τους διευκολύνει την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου παροχής. Οι υψηλότερες τιμές για κάθε δείκτη έχουν γραμμοσκιαστεί με γκρι χρώμα.

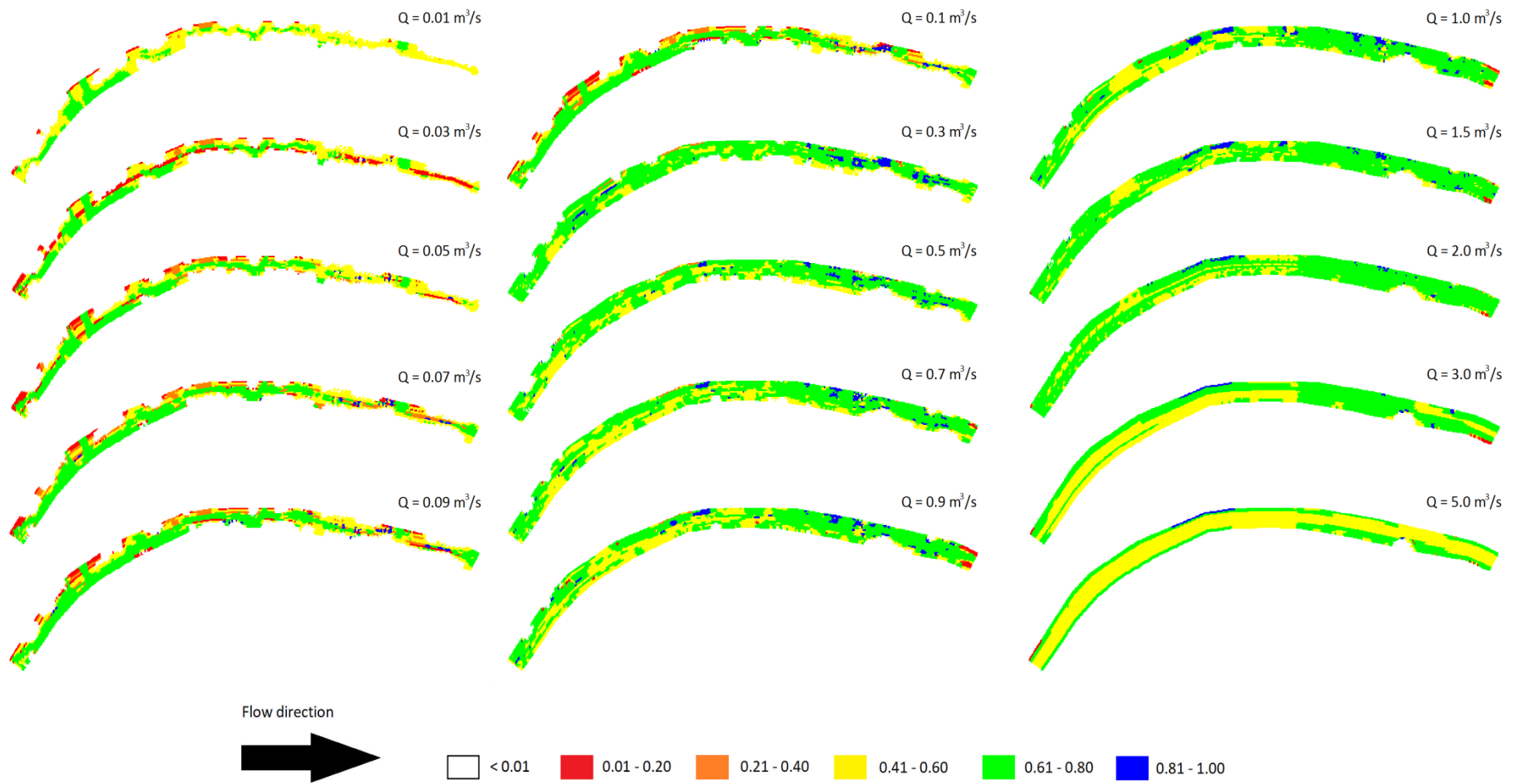
Q (m^3/s)	HSI	nHSI	W (%)	C (%)	COP (%)	A (%)
0.01	1078.664	0.536	51.07	80	71	10
0.03	1115.472	0.48	59.04	83	73	17
0.05	1321.201	0.54	63.05	86	73	22
0.07	1524.793	0.575	67.29	88	75	29
0.09	1625.406	0.582	70.9	88	74	34
0.1	1680.737	0.59	72.32	89	74	36
0.3	2265.72	0.688	83.72	93	77	61
0.5	2391.498	0.683	88.9	92	76	59
0.7	2448.378	0.675	92.08	92	74	59
0.9	2499.34	0.673	94.36	92	69	58
1	2587.446	0.688	95.48	94	66	64
1.5	2674.191	0.699	97.13	95	59	74
2	2703.975	0.701	97.99	95	75	47
3	2521.041	0.649	98.6	98	57	32
5	2260.395	0.581	98.85	97	17	30

Q: παροχή, HSI: συνολικός δείκτης καταλληλότητας, nHSI: μέσος όρος του HSI, W: ποσοστό βρεχόμενων κόμβων, C: συνεκτικότητα ενδιαιτήματος, A: διαθεσιμότητα ενδιαιτήματος, COP: βεβαιότητα πρόβλεψης.

Ωστόσο, με βάση την πενταβάθμια κλίμακα που εφαρμόζεται στην ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ (European Union Council, 2000), σε συνδυασμό με την πολυωνυμική καμπύλη ($Q - OFSi$), αποδεκτές μπορούν να θεωρηθούν οι τιμές της παροχής, που κυμαίνονται από 0.18 έως 2.0 m^3/s ($OFSi > 0.6$, για κατηγορία καταλληλότητας ενδιαιτήματος καλή – υψηλή) (Εικόνα 3.2-5). Οι προσομοιωμένες τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος, σε κάθε κόμβο του υπολογιστικού πλέγματος και σε κάθε σενάριο παροχής, απεικονίζονται στην Εικόνα 3.2-6.



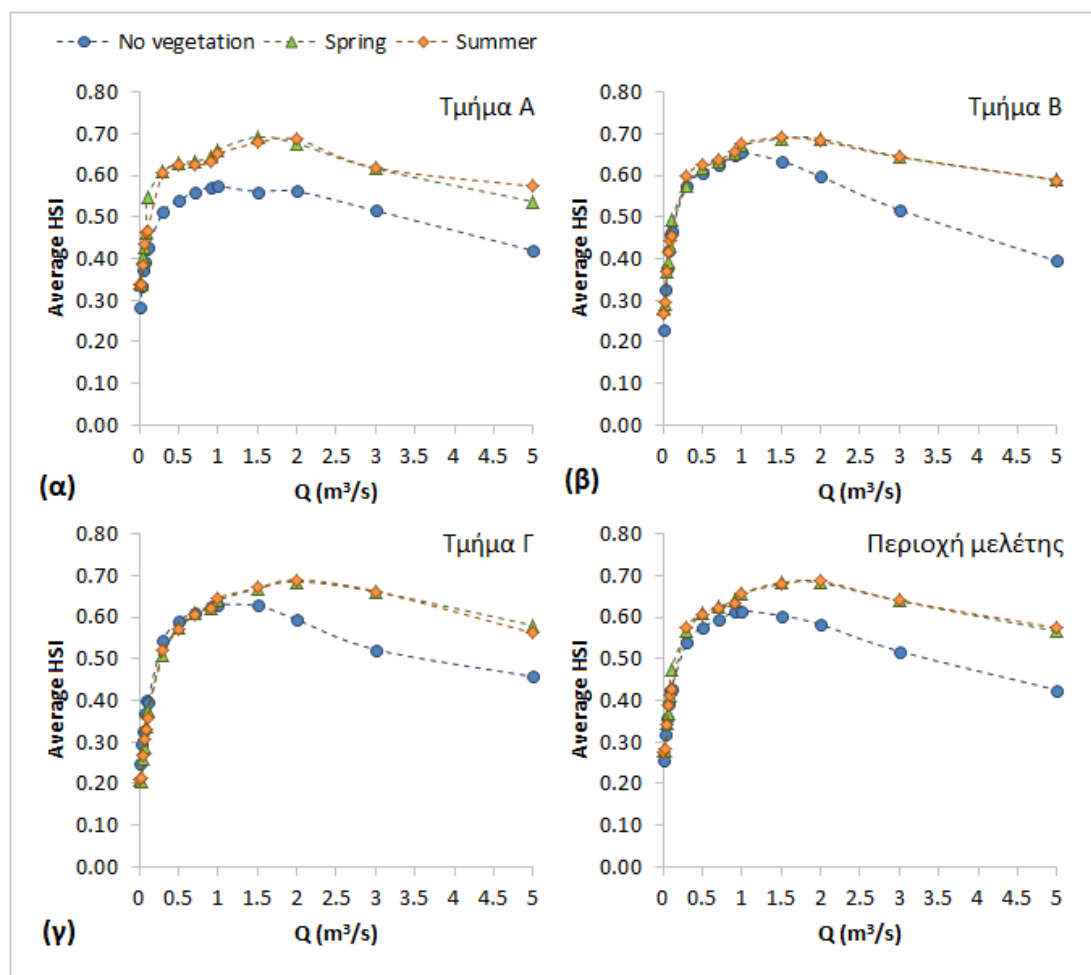
Εικόνα 3.2-5. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q). (α) Οι τιμές των αποδεκτών σεναρίων παροχής κυμαίνονται από 0.3 έως 2.0 m³/s σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. (β) Διάγραμμα OFSi – Q και καμπύλη πολυωνυμικής συσχέτισης για την επιλογή της ελάχιστης παροχής με OFSi > 0.6 (0.18 m³/s).



Εικόνα 3.2-6. Οι τιμές καταλληλότητας ενδειατήματος για κάθε προσομοιωμένο σενάριο παροχής με βλάστηση το καλοκαίρι. Οι τιμές που είναι μεγαλύτερες από 0.6 θεωρούνται αποδεκτές σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.

3.2.4 Συγκριτικά αποτελέσματα

Οι μέσοι όροι του συνολικού δείκτη καταλληλότητας για προσομοίωση χωρίς βλάστηση (VEG_0), με βλάστηση την περίοδο της άνοιξης (VEG_{SP}) και με βλάστηση την περίοδο του καλοκαιριού (VEG_{SU}), για κάθε σενάριο παροχής, παρουσιάζονται συγκεντρωτικά στην Εικόνα 3.2-7, διακριτοποιημένοι ανά ζώνη διαφορετικού υποστρώματος.



Εικόνα 3.2-7. Ο μέσος όρος συντελεστή καταλληλότητας ενδιαιτήματος (nHSI) για κάθε σενάριο παροχής συγκεντρωτικά και για τις τρεις προσομοιώσεις (α) στο τμήμα Α, (β) στο τμήμα Β, (γ) στο τμήμα Γ και (δ) συνολικά στην περιοχή μελέτης.

Στο τμήμα Α, οι τιμές του nHSI για τις VEG_{SP} και VEG_{SU} κυμαίνονται στα ίδια επίπεδα, με τις δύο προσομοιώσεις να εμφανίζουν τις υψηλότερες τους τιμές για παροχές από 0.3 έως 3.0 m³/s. Για τη VEG_0 , οι τιμές του nHSI είναι μικρότερες και μετά την παροχή 0.1 m³/s απομειώνονται σημαντικά σε σύγκριση με τις άλλες δύο προσομοιώσεις (Εικόνα 3.2-7α).

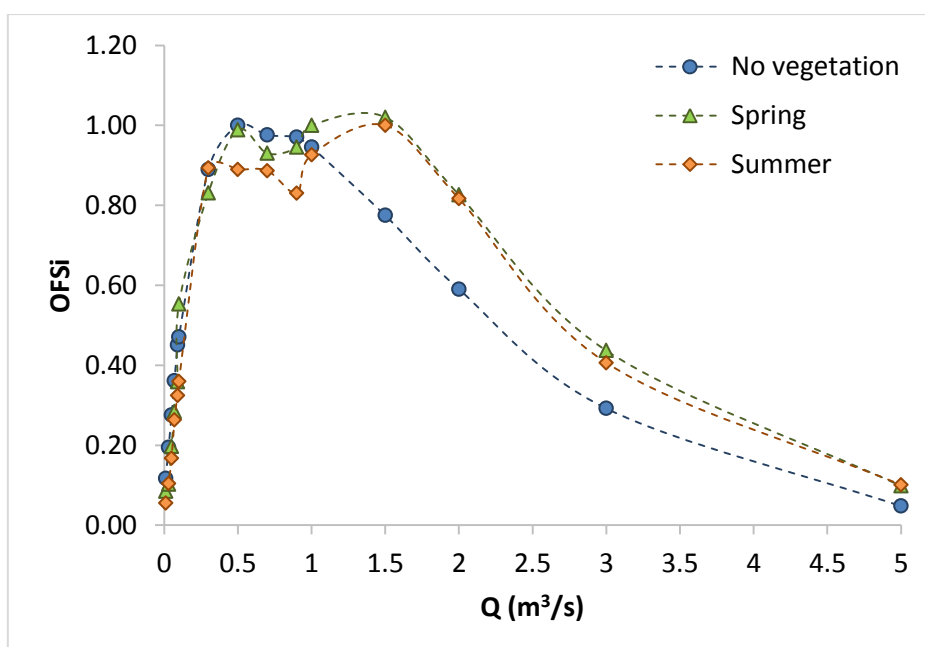
Στο τμήμα Β, για παροχές κάτω των 1.5 m³/s οι τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης παρουσιάζουν όμοιες κατανομές. Για παροχές από 1.5 έως 5.0 m³/s οι VEG_{SP} και VEG_{SU} διατηρούν μεγαλύτερες τιμές του nHSI συγκριτικά με την VEG_0 , η οποία απομειώνεται σημαντικά. Η VEG_0 λαμβάνει τις μεγαλύτερες τιμές nHSI για παροχές

από 0.5 έως 2.0 m³/s, η VEG_{SP} για παροχές από 0.5 έως 3.0 m³/s και VEG_{SU} για παροχές από 0.3 έως 3.0 m³/s (Εικόνα 3.2-7β).

Στο τμήμα Γ, η VEG_O λαμβάνει μεγαλύτερες τιμές συγκριτικά με τις VEG_{SP} και VEG_{SU} που λαμβάνουν όμοιες τιμές, για τις παροχές από 0.01 έως 0.3 m³/s. Για παροχές από 0.5 έως 1.0 m³/s οι τρεις προσομοιώσεις λαμβάνουν όμοιες τιμές, ενώ για μεγαλύτερες παροχές η VEG_O απομειώνεται και οι προσομοιώσεις με βλάστηση λαμβάνουν τις υψηλότερες τους τιμές. Η VEG_O λαμβάνει τις μεγαλύτερες τιμές ηHSI για παροχές από 0.5 έως 2.0 m³/s και οι προσομοιώσεις με βλάστηση για παροχές από 0.7 έως 3.0 m³/s (Εικόνα 3.2-7γ).

Λαμβάνοντας υπόψη τις τιμές του ηHSI συνολικά για ολόκληρη την περιοχή μελέτης, ο ηHSI για τη VEG_O λαμβάνει τις ανώτερες τιμές του για παροχές από 0.7 έως 1.5 m³/s και οι VEG_{SP} και VEG_{SU} για παροχές από 0.5 έως 3.0 m³/s. Το μεγαλύτερο εύρος κατάλληλων παροχών παρουσιάζεται στις προσομοιώσεις με βλάστηση, ενώ η VEG_O για παροχές κάτω των 1.5 m³/s ακολουθεί τις άλλες δύο κατανομές, ενώ για μεγαλύτερες παροχές απομειώνεται. Σε σύγκριση με την VEG_O, οι προσομοιώσεις με βλάστηση λαμβάνουν μεγαλύτερες τιμές ηHSI για παροχές άνω των 1.5 m³/s (Εικόνα 3.2-7δ).

Τα συγκεντρωτικά αποτελέσματα του δείκτη βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για τις τρεις προσομοιώσεις απεικονίζονται στην Εικόνα 3.2-8. Οι VEG_O, VEG_{SP} και VEG_{SU} παρουσιάζουν αποδεκτές τιμές του OFSi (OFSi > 0.6) για παροχές από 0.3 έως 2.0 m³/s. Η VEG_O λαμβάνει τη μέγιστη τιμή OFSi για Q = 0.5 m³/s, η VEG_{SP} για Q = 1.0 m³/s και η VEG_{SU} για Q = 1.5 m³/s.



Εικόνα 3.2-8. Ο δείκτης βέλτιστου σεναρίου παροχής (OFSi) για κάθε σενάριο παροχής (Q) συγκεντρωτικά και για τις τρεις προσομοιώσεις.

Με βάση τα παραπάνω, για κάθε προσομοίωση, αποδεκτές βάσει της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ θεωρούνται οι τιμές παροχής που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2-4. Οι τελικές οικολογικές παροχές που θα επιλεγθούν για κάθε προσομοίωση συνοψίζονται στον Πίνακα 3.2-5. Για κάθε περίπτωση προσομοίωσης, ως οικολογική παροχή επιλέχθηκε η ελάχιστη, αποδεκτή παροχή, η οποία έχει τη δυνατότητα να διατηρήσει την ισορροπία του υδάτινου οικοσυστήματος με δείκτη τα βενθικά μακροασπόνδυλα.

Πίνακας 3.2-4. Εύρος αποδεκτών τιμών παροχής για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης.

Προσομοίωση	Παροχές (m ³ /s)
χωρίς βλάστηση	0.17 - 2.0
με βλάστηση την άνοιξη	0.16 - 2.0
με βλάστηση το καλοκαίρι	0.18 - 2.0

Πίνακας 3.2-5. Τα βέλτιστα σενάρια οικολογικής παροχής, όπως αυτά επιλέχθηκαν βάσει της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ.

Προσομοίωση	Παροχές (m ³ /s)
χωρίς βλάστηση	0.17
με βλάστηση την άνοιξη	0.16
με βλάστηση το καλοκαίρι	0.18

Τέλος, παρατηρήθηκε ότι αν και οι προσομοιώσεις με βλάστηση έδωσαν αποδεκτές τιμές δείκτη καταλληλότητας σε μεγαλύτερο εύρος παροχών συγκριτικά με την προσομοίωση χωρίς βλάστηση, με αποτέλεσμα η καταλληλότητα ενδιαιτήματος των ΒΜ να λαμβάνει υψηλές τιμές ακόμα και σε μεγάλες παροχές (πλημμυρικές ροές), η τελική επιλογή οικολογικής παροχής κινείται σε όμοια επίπεδα και στις τρεις προσομοιώσεις, μειώνοντας τελικώς τις μεταξύ τους διαφορές. Έτσι, η οικολογική παροχή είναι όμοια σε όλες τις περιπτώσεις προσομοίωσης.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4: ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Τα αποτελέσματα της έρευνας ανέδειξαν τη σημαντική συμβολή της βλάστησης στη μεταβολή των υδροδυναμικών χαρακτηριστικών του ρέματος. Παρατηρήθηκε λογική διακύμανση των εξεταζόμενων παραμέτρων καθώς κινούμαστε από περιοχές με πυκνότερη βλάστηση (Τμήμα Α) σε περιοχές με αραιή (Τμήμα Β) και περιορισμένη βλάστηση (Τμήμα Γ).

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα των VEG_{SP} και VEG_{SU} με την VEG_O , για χαμηλές παροχές ($Q = 0.01 - 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$) το μέσο βάθος και η μέση ταχύτητα έλαβαν όμοιες τιμές στις τρεις προσομοιώσεις, το οποίο οδηγεί στο συμπέρασμα ότι για χαμηλές παροχές η βλάστηση δεν ασκεί σημαντική επίδραση. Για υψηλές παροχές και πλημμύρες ($Q = 0.3 - 5 \text{ m}^3/\text{s}$) τα αποτελέσματα συμφωνούν με αυτά της διεθνούς βιβλιογραφίας (Chow, 1959; Järvelä, 2004a; Franklin et al., 2008; Sun et al., 2010; Bronte, 2013; Hession and Curran, 2013; Clement et al., 2016; Marjoribanks et al., 2016) που δείχνει αύξηση του μέσου βάθους και μείωση της μέσης ταχύτητας παρουσία βλάστησης. Παρατηρήθηκε συνολική αύξηση του μέσου βάθους από 6.34% έως 15.60% για χαμηλές παροχές και από 24.54% έως 40.22% για υψηλές και πλημμυρικές παροχές και μείωση της μέσης ταχύτητας από 15.55% έως 17.85% για χαμηλές παροχές και από 20.75% έως 33.75% για υψηλές και πλημμυρικές παροχές σε σχέση με τη VEG_O . Το παραπάνω φαινόμενο ήταν εντονότερο στο τμήμα Α, που αποτελείται από πυκνή, άκαμπτη και εύκαμπτη βλάστηση, λιγότερο εμφανές στο τμήμα Β με αραιή, εύκαμπτη και άκαμπτη βλάστηση και σχεδόν αμελητέο στο τμήμα Γ με περιορισμένη, εύκαμπτη βλάστηση.

Βάσει των αποτελεσμάτων, η παρουσία υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης μπορεί τοπικά να σχηματίσει βαθιά νερά μικρών ταχυτήτων, προκαλώντας δυσμενείς υδραυλικές επιπτώσεις για τον άνθρωπο, όπως τοπικές πλημμύρες όταν επικρατούν υψηλές παροχές (Bronte, 2013; Benifei et al., 2015). Επιπλέον, στο τμήμα Α που το παραπάνω φαινόμενο είναι εντονότερο, για τις προσομοιώσεις με βλάστηση, η διατήρηση χαμηλότερων ταχυτήτων σε υψηλές και πλημμυρικές παροχές συγκριτικά με την περίπτωση προσομοίωσης χωρίς βλάστηση, αναδεικνύει τη συμβολή της άκαμπτης βλάστησης (θάμνοι, δέντρα) στη διατήρηση της γεωμορφολογικής σταθερότητας στα υδάτινα σώματα (Brooks et al. 2003; Bronte 2013).

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα βάσει εποχικότητας, η VEG_{SP} παρουσίασε μεγαλύτερες τιμές μέσης ταχύτητας σε σύγκριση με τη VEG_{SU} . Το αποτέλεσμα αυτό ήταν αναμενόμενο γιατί το καλοκαίρι έχουμε πυκνότερη διάταξη βλάστησης (Xu et al. 2012), η οποία οδήγησε σε μεγαλύτερες τιμές συντελεστή τριβής σε σχέση με αυτές της άνοιξης και κατά συνέπεια σε μεγαλύτερη μείωση της ταχύτητας. Παρατηρώντας κανείς τις Εικόνες 3.1-3 και 3.1-4 μπορεί να διακρίνει την ταχύτητα να λαμβάνει τις μικρότερες τιμές της κοντά στις όχθες, ενώ εντός της κοίτης να λαμβάνει τις υψηλότερες τιμές της, αναδεικνύοντας τη σημαντική συμμετοχή της παρόχθιας βλάστησης στην απομείωση των ταχυτήτων σε υψηλές και πλημμυρικές παροχές. Ταυτόχρονα, στις Εικόνες 3.1-3 και 3.1-4 είναι εμφανές ότι η βλάστηση αλλάζει την κατεύθυνση ροής, μειώνοντας την ταχύτητα στις περιοχές όπου αυτή κατανέμεται (Sun et al. 2010).

Όσον αφορά την προσομοίωση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος των βενθικών μακροασπονδύλων, η μέθοδος ασαφούς λογικής επιλέχθηκε καθώς αποτελεί την ακριβέστερη μέθοδο υπολογισμού της καταλληλότητας για τα βενθικά μακροασπόνδυλα (Theodoropoulos et al., 2018b). Η ένταξη της βλάστησης μέσω των ταχυτήτων και των βαθών, όπως μπορεί να διακρίνει κανείς στις Εικόνες 3.2-2, 3.2-4 και 3.2-6, οδήγησε στην αύξηση των περιοχών εντός της περιοχής μελέτης που λαμβάνουν αποδεκτές τιμές δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος. Λαμβάνοντας υπόψη τις μέσες τιμές του HSI, το μεγαλύτερο εύρος κατάλληλων παροχών παρουσιάζεται κατά την θερινή περίοδο και στην συνέχεια κατά τη περίοδο της άνοιξης. Η VEG₀ μέχρι την παροχή των 1.5 m³/s ακολουθεί τις άλλες δύο κατανομές, ενώ στη συνέχεια απομειώνεται σημαντικά. Σε σύγκριση με την VEG₀, οι VEG_{SP} και VEG_{SU} λαμβάνουν μεγαλύτερες τιμές nHSI για παροχές άνω των 1.5 m³/s, καθιστώντας την ύπαρξη βλάστησης κατάλληλη για τη διατήρηση της λειτουργικότητας των κοινοτήτων BM σε μεγαλύτερο εύρος παροχών.

Τα αποτελέσματα δείχνουν ότι, η συνολική καταλληλότητα των BM επηρεάστηκε θετικά από την προσθήκη της βλάστησης, είτε άκαμπτης είτε εύκαμπτης. Ο nHSI έλαβε υψηλές τιμές σε υψηλές και πλημμυρικές παροχές σε κάθε τμήμα της περιοχής μελέτης για τις προσομοιώσεις με βλάστηση σε αντίθεση με την προσομοίωση χωρίς βλάστηση. Ωστόσο, σε χαμηλές παροχές, στο τμήμα Α (πυκνή διάταξη βλάστησης) ο nHSI αυξήθηκε και στα τμήματα Β (μέτρια διάταξη βλάστησης) και Γ (αραιή διάταξη βλάστησης) μειώθηκε. Τα τελικά αποτελέσματα της προσομοίωσης είναι αρκετά ενθαρρυντικά, μιας και δεν έχει υπάρξει παρόμοια μέθοδος ένταξης της βλάστησης σε μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος (HSMs), δηλαδή μέσω ταχυτήτων και βαθών, καθώς προτιμάται να εισάγεται ως τύπος υποστρώματος (Li et al., 2009).

Όσον αφορά την οικολογική παροχή, τα αποτελέσματα του βέλτιστου σεναρίου παροχής έδωσαν αποδεκτές τιμές σε μεγαλύτερο εύρος παροχών στις VEG_{SP} και VEG_{SU} συγκριτικά με την VEG₀, με αποτέλεσμα η καταλληλότητα ενδιαιτήματος των BM να λαμβάνει υψηλές τιμές ακόμα και σε υψηλές και πλημμυρικές παροχές. Θεωρητικά, βάσει της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ και σε συνδυασμό με τα αποτελέσματα που λήφθηκαν από το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος, αποδεκτές για τις κοινότητες των βενθικών μακροασπονδύλων μπορούν να θεωρηθούν οι παροχές από 0.17 έως 2.0 m³/s για VEG₀, από 0.16 έως 2.0 m³/s για VEG_{SP} και από 0.18 έως 2.0 m³/s για VEG_{SU}. Στην πράξη, ωστόσο, η τελική επιλογή της οικολογικής παροχής σε μελέτες διαχείρισης των υδάτων, τείνει προς της επιλογή της ελάχιστης, αποδεκτής παροχής, η οποία έχει τη δυνατότητα να διατηρήσει την ισορροπία του υδάτινου οικοσυστήματος, σύμφωνα με τις απαιτήσεις της ΟΠΥ 2000/60/ΕΚ. Έτσι, τελικώς επιλέγεται ως οικολογική παροχή η Q = 0.17 m³/s για VEG₀, η Q = 0.16 m³/s για VEG_{SP} και η Q = 0.18 m³/s για VEG_{SU}, καταλήγοντας σε όμοιες τιμές οικολογικής παροχής μεταξύ των διαφορετικών περιπτώσεων προσομοίωσης.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

5.1 Συμπεράσματα

Στην παρούσα διπλωματική εργασία, μελετήθηκε η επίδραση της βλάστησης στην υδροδυναμική συμπεριφορά, την καταλληλότητα ενδιαιτήματος των βενθικών μακροασπονδύλων και την τελική εκτίμηση της οικολογικής παροχής στο ρέμα της Οινόης Αττικής. Τα συμπεράσματα που προκύπτουν έχουν ως εξής:

- Η προσομοίωση της χαμηλής εύκαμπτης βλάστησης (πόες και εύκαμπτοι θάμνοι) στο υδροδυναμικό μοντέλο TELEMAC-2D είναι εφικτή με την εισαγωγή χωρικά μεταβλητών συντελεστών τριβής n (Manning), που εκφράζουν κάθε τύπο βλάστησης.
- Η προσομοίωση άκαμπτης ξυλώδους βλάστησης (άκαμπτοι θάμνοι και δέντρα) στο υδροδυναμικό μοντέλο TELEMAC-2D είναι εφικτή με την εισαγωγή των παραμέτρων της απόστασης (s_p) και της διαμέτρου (d_p) κάθε μονάδας βλάστησης.
- Τα υδροδυναμικά χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης που μεταβάλλονται λόγω της επίδρασης της βλάστησης και μελετήθηκαν στην παρούσα έρευνα είναι οι ταχύτητες του πεδίου ροής και τα βάθη νερού. Αποτελούν δεδομένα εξόδου του TELEMAC-2D, είναι ικανοποιητικά και συμφωνούν με αυτά της διεθνούς βιβλιογραφίας, που δείχνει αύξηση του μέσου βάθους και μείωση της μέσης ταχύτητας παρουσία βλάστησης.
- Η συμβολή της βλάστησης στην μεταβολή των υδροδυναμικών χαρακτηριστικών μπορεί να γίνει αντιληπτή από την κατανομή αυτών σε κάθε τμήμα του ρέματος. Καθώς κινούμαστε από περιοχές με πυκνότερη βλάστηση (Τμήμα Α) σε περιοχές με αραιή (Τμήμα Β) και περιορισμένη βλάστηση (Τμήμα Γ) το φαινόμενο της αύξησης του μέσου βάθους και μείωσης της μέσης ταχύτητας είναι λιγότερο εμφανές, με αποτέλεσμα στο Τμήμα Γ οι τρεις προσομοιώσεις να παρουσιάζουν όμοια αποτελέσματα.
- Η βλάστηση δεν μπορεί ακόμα (λόγω έλλειψης σχετικών δεδομένων) να ενταχθεί άμεσα στο μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος HABFUZZ, όμως τα υδροδυναμικά χαρακτηριστικά που λαμβάνονται από το TELEMAC-2D και έχουν υπολογιστεί με την προσθήκη της βλάστησης δίνουν πολύ καλές τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος συγκριτικά με το μοντέλο που δεν περιλαμβάνει την βλάστηση. Έτσι, επαληθεύεται το ότι η μέθοδος που λάβαμε μπορεί να εντάξει την βλάστηση στο μοντέλο καταλληλότητας και να δώσει καλά αποτελέσματα.
- Βάσει των αποτελεσμάτων, η παρουσία της βλάστησης επιτρέπει στις κοινότητες των ΒΜ να είναι λειτουργικές για μεγαλύτερο εύρος παροχών. Επιπλέον, οι υψηλές τιμές που λαμβάνει η καταλληλότητα ενδιαιτήματος σε πλημμυρικές παροχές, καθιστούν τη βλάστηση σημαντικό παράγοντα για τη διαβίωση των ΒΜ.
- Το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος αν και δίνει ευνοϊκότερα αποτελέσματα για τις VEG_{SP} και VEG_{SU} συγκριτικά με τη VEG_O , τελικώς αποδίδει όμοιες τιμές οικολογικής παροχής και για τις τρεις περιπτώσεις προσομοίωσης.

- Η διαχείριση της βλάστησης είναι απαραίτητη και απαιτεί ακριβή προγραμματισμό της απομάκρυνσης/καθαρισμού της υδρόβιας και παρόχθιας βλάστησης σε περιοχές επιρρεπείς σε πλημμύρες, οδηγώντας σε μικρότερα βάθη νερού και μεγαλύτερες ταχύτητες.
- Η διαχείριση της βλάστησης απαιτεί τον ακριβή προγραμματισμό της αποκατάστασης της βλάστησης για την ενίσχυση της γεωμορφολογικής σταθερότητας, της καταλληλότητας, της ποικιλομορφίας και της ποιότητας των ενδιαιτημάτων αυξάνοντας τοπικά τα βάθη του νερού και μειώνοντας τις ταχύτητες ροής.
- Τελικώς, αν και τα υδραυλικά και περιβαλλοντικά καθεστώτα ροής δεν επηρεάστηκαν από τη βλάστηση σε χαμηλές παροχές, η βλάστηση είναι ένα βασικό στοιχείο για τη διατήρηση κατάλληλων ενδιαιτημάτων μακροασπονδύλων, παρέχοντας καταφύγια με χαμηλές συνθήκες ροής κατά τη διάρκεια υψηλών παροχών και πλημμυρών. Έτσι, η βλάστηση πρέπει να ενσωματωθεί σε οικοϋδραυλικά μοντέλα.

5.2 Προτάσεις για μελλοντική έρευνα

Όσων αφορά τη μελλοντική έρευνα προτείνονται τα εξής:

- Διεξοδική έρευνα της επίδρασης της βλάστησης στα υδροδυναμικά χαρακτηριστικά των ποταμών, με επιτόπια χαρτογράφηση της βλάστησης και χρήση τεχνικών τηλεπισκόπησης για μεγαλύτερη ακρίβεια.
- Εξατομίκευση του συντελεστή τριβής που εισάγεται στο υδροδυναμικό μοντέλο για κάθε είδος βλάστησης. Προσθήκη μέσω subroutines στο λογισμικό ανοιχτού κώδικα TELEMAC-2D πρόσθετων τύπων που αντλούνται από τη βιβλιογραφία (Κεφάλαιο 1.2) και υπολογίζουν το συντελεστή τριβής ξεχωριστά για κάθε τύπο βλάστησης. Με εξατομικευμένους συντελεστές το μοντέλο μπορεί να συμπεριλάβει τη γεωμετρία και τις μηχανικές ιδιότητες της βλάστησης.
- Χρήση τρισδιάστατου υδροδυναμικού μοντέλου με στόχο τη διερεύνηση της μεταβολής των ταχυτήτων κάθετα στη ροή. Είναι απαραίτητο για την περίπτωση βυθισμένης βλάστησης η οποία δημιουργεί δύο στρώσεις με διαφορετικές συνθήκες ροής.
- Μελέτη της παρουσίας της βλάστησης σε ποτάμια με διαφορετική γεωμετρία, μέγεθος και συνθήκες ροής, με στόχο τη συλλογή πληροφοριών για το πώς κατανέμεται και επιδρά η βλάστηση σε διαφορετικά περιβάλλοντα και σε μεγαλύτερο εύρος παροχών.
- Εφαρμογή του μοντέλου σε άλλες περιοχές μελέτης με διαθέσιμα πειραματικά στοιχεία και μετρήσεις βλάστησης, ώστε να μπορούν να επαληθευτούν τα αποτελέσματα.
- Συλλογή δειγμάτων και δημιουργία καμπυλών καταλληλότητας των ΒΜ που να περιλαμβάνουν τη βλάστηση. Ενσωμάτωση της βλάστησης σε οικοϋδραυλικά μοντέλα.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Παπαδάκη, Χ., Δημητρίου, Η., Martínez–Capel, F., Munoz-Mas, R., Ντοανίδης, Λ., Ζόγκαρης, Γ., Κοτίνας, Β., Ευελπίδου, Ν., Σταματάκης, Μ., Καρκάνη, Ε., Καμπόλης, Ι., Ιορδάνης, Κ. και Γιόξας, Γ. (2015). Δείκτες καταλληλότητας οικοτόπων και οι σχετικοί αλγόριθμοι για την ανάπτυξη του υδροοικολογικού μοντέλου. ΕΛΚΕΘΕ– Ινστιτούτο Θαλασσίων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων.
- Παπαδονικολάκη, Γ. 2011. Μαθηματική προσομοίωση της ροής σε ποταμούς με στοιχεία βλάστησης. Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα.
- Χριστοφίδου, Δ. (2017). Αξιολόγηση μεθόδων εκτίμησης των περιβαλλοντικών ροών με συνδυασμένη χρήση υδρολογικών, υδραυλικών και βιοτικών δεδομένων. Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα.
- 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. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31653.96481>
- Aberle, J., and Järvelä, J. (2015). Hydrodynamics of Vegetated Channels. In P. Rowinski, and A. Radecki-Pawlik (Eds.), *Rivers Physical, Fluvial and Environmental processes*, 519-541. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-17719-9_21
- Acreman, M., Arthington, A. H., Colloff, M. J., Couch, C., Crossman, N. D., Dyer, F., Overton, I., Pollino, C. A., Stewardson, M. J., and Young, W. (2014). Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 466–473. <https://doi.org/10.1890/130134>
- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, É., Thiémonge, N., and Bobée, B. (2006). A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications*, 22(5), 503–523. <https://doi.org/10.1002/rra.918>
- Arcement, G. J., and Schneider, V. R. (1989). Guide for selecting Manning’s roughness coefficients for natural channels and flood plains (Paper No. 2339). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/wsp2339>
- Baptist, M. J., Babovic, V., Rodríguez Uthurburu, J., Keijzer, M., Uittenbogaard, R. E., Mynett, A., and Verwey, A. (2007). On inducing equations for vegetation resistance. *Journal of Hydraulic Research*, 45(4), 435–450. <https://doi.org/10.1080/00221686.2007.9521778>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., and Stribling, J. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadable rivers: Periphyton, benthic invertebrates and fish (Second Edition)*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 841-B-99-002.
- Benifei R., Solari L., Vargas-Luna A., Geerling G. and Van Oorschot M. (2015), Effect of vegetation on floods: the case of the river Magra. E-proceedings of the 36th IAHR World Congress. 28 June – 3 July 2015, The Hague, Netherlands.
- Brieman, L., Friedman, J. H., Olshen, R. A., and Stone, C. J. (1984). *Classification and regression trees*. CA: Wadsworth and Brooks/ Cole Advanced Book and Software.

- Bronte S. (2013). The role of vegetation in catastrophic floods: A spatial analysis. Bachelor of Environmental Science (Honours): *School of Earth & Environmental Science, University of Wollongong*, 2013.
- Brooks, A. P., Brierley, G. J., and Millar, R. G. (2003). The long-term control of vegetation and woody debris on channel and flood-plain evolution: Insights from a paired catchment study in southeastern Australia. *Geomorphology*, 51(1), 7–29. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00323-9](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00323-9)
- Bogut, I., Vidaković, J., Palijan, G., and Čerba, D. (2007). Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia*, 62(5). <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0118-0>
- Bovee, K. D. (1986). Development and Evaluation of Habitat Suitability Criteria for Use in the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper 21*. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep., 86(7). 235.
- Chambers, Patricia and Lacoul, Paresh and Murphy, Kevin and Thomaz, Sidinei. (2008). Chambers P., Lacoul P., Murphy K.J. and Thomaz, S.M. (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9 – 26. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- Cheng, N.-S. (2011), Representative roughness height of submerged vegetation, *Water Resour. Res.*, 47, W08517, <https://doi.org/10.1029/2011WR010590>
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill, New York.
- Clement, B., Claude, N., Antoine, G., and Duclercq, M. (2016). Development of a dynamic riparian vegetation model in TELEMAC-2D. In: Bourban, Sébastien (Hg.): Proceedings of the XXIIIrd TELEMAC-MASCARET User Conference 2016, 11 to 13 October 2016, Paris, France. Oxfordshire: HR Wallingford. S. 119–126. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/104527>
- Coon, W. F. (1995). *Estimates of Roughness Coefficients for Selected Natural Stream Channels with Vegetated Banks in New York (Open-File Report No. 93–161)*. U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/wsp2339>
- Cowan, W. L. (1956). *Estimating hydraulic roughness coefficients*. *Agricultural Engineering* 37, 473–475.
- Dar, N. A., Pandit, A. K., and Ganai, B. A. (2014). Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnological Review*, 14(2), 75–81. <https://doi.org/10.2478/limre-2014-0008>
- Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T. (2008), A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77: 802–813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x>
- European Union Council. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 43(L327).
- Finnigan, J. (2000). Turbulence in Plant Canopies. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 32(1), 519–571. <https://doi.org/10.1146/annurev.fluid.32.1.519>
- Fischenich, C. (2000). Resistance Due to Vegetation. *EMRRP Technical Notes Collection (ERDC TN-EMRRP-SR-07)*. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/emrrp

- Folke, F., Attieh, M., and Kopmann, R. (2019a). In search of friction laws for vegetated flow within 2D large-scale applications. 5527-5536. <https://doi.org/10.3850/38WC092019-0793>
- Folke, F., Kopmann, R., Dalledonne, G., and Attieh, M. (2019b). Comparison of different vegetation models using TELEMAC-2D.
- Franklin, P., Dunbar, M., and Whitehead, P. (2008). Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1–3), 369–378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.018>
- Freeman, G.E., Rahmeyer, W.H., and Copeland, R.R. (2000). Determination of resistance due to shrubs and woody vegetation. Technical Report, ERDC/CHLTR-00-25, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Friedman, J. H. (1991). Multivariate Adaptive Regression Splines. *Annals of Statistics*, 19(1), 1–67. <https://doi.org/10.1214/aos/1176347963>
- Galland, J.-C., Goutal, N., and Hervouet, J.-M. (1991). TELEMAC: A new numerical model for solving shallow water equations. *Advances in Water Resources*, 14(3), 138–148. [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(91\)90006-A](https://doi.org/10.1016/0309-1708(91)90006-A)
- Gezie, A., Mulat, W. L., Anteneh, W., Dejen, E., Kloos, H., and Mereta, S. T. (2020). Habitat Suitability Modelling of Benthic Macroinvertebrate Community in Wetlands of Lake Tana Watershed, Northwest Ethiopia. *Wetlands*, 40(4), 853–864. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01231-1>
- Gosselin, F. P. (2019). Mechanics of a plant in fluid flow. *Journal of Experimental Botany*, 70(14), 3533–3548. <https://doi.org/10.1093/jxb/erz288>
- Gregg, W. W., and Rose, F. L. (1982). The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquatic Botany*, 14, 309–324. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90105-X](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90105-X)
- Gregg, W. W., and Rose, F. L. (1985). Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia*, 128(1), 45–56. <https://doi.org/10.1007/BF00008939>
- Hastie, T.J. and Tibshirani, R.J. (1990) *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall, New York.
- Hastie, T., Tibshirani, R., and Buja, A. (1994). Flexible Discriminant Analysis by Optimal Scoring. *Journal of the American Statistical Association*, 16.
- Hession, W. C., and Curran, J. C. (2013). 12.6 The Impacts of Vegetation on Roughness in Fluvial Systems. *Treatise on Geomorphology*, 75–93. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00323-7>
- Humphries, P. (1996). Aquatic macrophytes, macroinvertebrate associations and water levels in a lowland Tasmanian river. *Kluwer Academic Publishers*, 321, 219–233. <https://doi.org/10.1007/BF00143752>
- Hutchinson, G. E. (1975). *A Treatise on Limnology: Vol. III*. John Wiley & Sons Inc.
- Huthoff, F., Augustijn, D. C. M., and Hulscher, S. J. M. H. (2007). Analytical solution of the depth-averaged flow velocity in case of submerged rigid cylindrical vegetation: ANALYTICAL SOLUTION OF FLOW THROUGH VEGETATION. *Water Resources Research*, 43(6). <https://doi.org/10.1029/2006WR005625>
- Järvelä, J. (2004a). *Flow resistance in environmental channels: Focus on vegetation*, 54. Helsinki University of Technology.

- Järvelä, J. (2004b). Determination of flow resistance caused by non-submerged woody vegetation. *International Journal of River Basin Management*, 2(1), 61–70. <https://doi.org/10.1080/15715124.2004.9635222>
- Joao, C., Perez-Bilbao, A., and Garrido, J. (2012). Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters: 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts, 95-122. *Ecological Water Quality—Water Treatment and Reuse*.
- Jowett, I.G. (2003), Hydraulic constraints on habitat suitability for benthic invertebrates in gravel-bed rivers. *River Res. Applic.*, 19: 495-507. <https://doi.org/10.1002/rra.734>
- Khudhair, N., Yan, C., Liu, M., and Yu, H. (2019). Effects of Habitat Types on Macroinvertebrates Assemblages Structure: Case Study of Sun Island Bund Wetland. *BioMed Research International*, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2019/2650678>
- Kouwen, N. (1988). Field estimation of the biomechanical properties of grass. *J. Hydraul. Res.* 26 (5): 559–568. <https://doi.org/10.1080/00221688809499193>.
- Kouwen, N., and Fathi-Moghadam, M. (2000). Friction Factors for Coniferous Trees along Rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 126(10), 732–740. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2000\)126:10\(732\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2000)126:10(732))
- Kouwen, N. and Li, R. (1980) Biomechanics of Vegetative Channel Linings. *Journal of Hydraulics Division*, ASCE, 106, 1085-1103.
- Li, F., Cai, Q., Fu, X., and Liu, J. (2009). Construction of habitat suitability models (HSMs) for benthic macroinvertebrate and their applications to instream environmental flows: A case study in Xiangxi River of Three Gorges Reservoir region, China. *Progress in Natural Science*, 19(3), 359–367. <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2008.07.011>
- Lindner, K. (1982). Der Stromungswiderstand von Pflanzenbeständen. Lindner, K., Der Stromu Mitteilungen, Leichtweiss-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig, Heft 75.
- Luhar, M., and Nepf, H. M. (2013). From the blade scale to the reach scale: A characterization of aquatic vegetative drag. Department of Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology, 77 Massachusetts Avenue, #48-216, Cambridge, MA 02139, USA.
- Maddock, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health: Physical habitat assessment. *Freshwater Biology*, 41(2), 373–391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>
- Maji, S., Hanmaiahgari, P. R., Balachandar, R., Pu, J. H., Ricardo, A. M., and Ferreira, R. M. L. (2020). A Review on Hydrodynamics of Free Surface Flows in Emergent Vegetated Channels. *Water*, 12(4), 1218. <https://doi.org/10.3390/w12041218>
- Marjoribanks, T. I., Hardy, R. J., Lane, S. N., and Tancock, M. J. (2016). Patch-scale representation of vegetation within hydraulic models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(5), 699–710. <https://doi.org/10.1002/esp.4015>
- McCullagh, P., and Nelder, J. A. (1989). *Generalized Linear Models (2nd ed.)*. Chapman and Hall/CRC.
- Mouton, A. M., Alcaraz-Hernández, J. D., De Baets, B., Goethals, P. L. M., and Martínez-Capel, F. (2011). Data-driven fuzzy habitat suitability models for

- brown trout in Spanish Mediterranean rivers. *Environmental Modelling & Software*, 26(5), 615–622. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.12.001>
- Nestler, J. M., Milhous, R. T., Payne, T. R., and Smith, D. L. (2019). History and review of the habitat suitability criteria curve in applied aquatic ecology: Review of Habitat Suitability Criteria in Aquatic Ecology. *River Research and Applications*, 35(8), 1155–1180. <https://doi.org/10.1002/rra.3509>
- Niyogi, P., Chakrabartty, S. K., and Laha, M. K. (2006). *Introduction to Computational Fluid Dynamics: Pearson Education India*. <https://books.google.gr/books?id=z3I8BAAAQBAJ>
- O’Hare, M. T. (2015). Aquatic vegetation – a primer for hydrodynamic specialists. 53(6), 13.
- Papas, P. (2007). Effect of macrophytes on aquatic invertebrates – a literature review. <https://doi.org/10.13140/2.1.1176.0327>
- Pasche, E., and Rouve, G. (1984). Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeiten ihrer mathematischen Erfassung. Pasche, R., Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeiten ihrer m Mitteilungen, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TH Aachen, Heft 52.
- Pearl, J. (1988). *Probabilistic reasoning in intelligent systems: Networks of plausible inference*. Morgan Kaufmann Publishers Inc.
- Poznańska, M., Kobak, J., Wolnomiejski, N., and Kakareko, T. (2009). Shallow-water benthic macroinvertebrate community of the limnic part of a lowland Polish dam reservoir. *Limnologica*, 39(2), 163–176. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.10.001>
- Pu, J. H., Hussain, A., Guo, Y., Vardakastanis, N., Hanmaiahgari, P. R., and Lam, D. (2019). Submerged flexible vegetation impact on open channel flow velocity distribution: An analytical modelling study on drag and friction. *Water Science and Engineering*, 12(2), 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2019.06.003>
- Ree, W. (1954). *Handbook of channel design for soil and water conservation. Soil conservation service*. Washington, DC: USDA.
- Rejmánková, Eliska. (2011). The role of macrophytes in wetland ecosystems. *Journal of Ecology and Field Biology*. 34. 333-345. <https://doi.org/10.5141/JEFB.2011.044>
- Rew, J., Cho, Y., Moon, J., and Hwang, E. (2020). Habitat Suitability Estimation Using a Two-Stage Ensemble Approach. *Remote Sensing*, 12(9), 1475. <https://doi.org/10.3390/rs12091475>
- Riadh, A. (2018). *Telemac2d User Manual Version v7p3*.
- Rios, S. L., and Bailey, R. C. (2006). Relationship between Riparian Vegetation and Stream Benthic Communities at Three Spatial Scales. *Hydrobiologia*, 553(1), 153–160. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0868-z>
- Ross, T. J. (2010). *Fuzzy Logic with Engineering Applications (1st ed.)*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119994374>
- Scheffer, M., Achterberg, A. A., and Beltman, B. (1984.), Distribution of macroinvertebrates in a ditch in relation to the vegetation. *Freshwater Biology*, 14(4), 367-370. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00160.x>
- Shearer, K. A., Hayes, J. W., Jowett, I. G. and Olsen, D. A. (2015). Habitat suitability curves for benthic macroinvertebrates from a small New Zealand river. *New*

- Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 49(2), 178-191, <https://doi.org/10.1080/00288330.2014.988632>
- Shields, F. D., Coulton, K. G., and Nepf, H. (2017). Representation of Vegetation in Two-Dimensional Hydrodynamic Models. *Journal of Hydraulic Engineering*, 143(8), 02517002. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001320](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001320)
- Stamou, A., Polydera, A., Papadonikolaki, G., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Papadaki, Ch., Zogaris, S., Bui, M.-D., Rutschmann, P., and Dimitriou, E. (2018). Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach. *Journal of Environmental Management*, 209, 273–285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.038>
- Stamou, A. (2017). Ecological modeling of surface waters—Notes. *Technical University of Munich*.
- Stamou, A., Papadonikolaki, G., and Gkesouli, A. (2013). Modeling the effect of vegetation on river floodplain hydraulics. *Global NEST Journal*, 14(3), 371–377. <https://doi.org/10.30955/gnj.000883>
- Stoesser, T., Wilson, C. A. M. E., Bates, P. D., and Dittrich, A. (2003). Application of a 3D numerical model to a river with vegetated floodplains. *Journal of Hydroinformatics*, 5(2), 99–112. <https://doi.org/10.2166/hydro.2003.0008>
- Sun, X., Shiono, K., Rameshwaran, P., and Chandler, J. H. (2010). Modelling vegetation effects in irregular meandering river. *Journal of Hydraulic Research*, 48(6), 775–783. <https://doi.org/10.1080/00221686.2010.531101>
- Szporak, S., Mirosław-Świątek, D., and Chormański, J. (2008). The flood extent in the lower Biebrza basin calculated by the 1D flow model for different land use scenarios. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW. Land Reclamation*, 40(1), 45–54. <https://doi.org/10.2478/v10060-008-0036-z>
- Theodoropoulos, C. A. (2020). Hydrodynamic habitat modelling based on freshwater macroinvertebrates. National Technical University of Athens.
- Theodoropoulos, C., Stamou, A., Vardakas, L., Papadaki, C., Dimitriou, E., Skoulikidis, N., and Kalogianni, E. (2020). River restoration is prone to failure unless pre-optimized within a mechanistic ecological framework | Insights from a model-based case study. *Water Research*, 173, 115550. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115550>
- Theodoropoulos, C., Georgalas, S., Mamassis, N., Stamou, A., Rutschmann, P., and Skoulikidis, N. (2018a). Comparing environmental flow scenarios from hydrological methods, legislation guidelines, and hydrodynamic habitat models downstream of the Marathon Dam (Attica, Greece): Hydrological & ecosystem-based eflows in the Marathon Reservoir. *Ecohydrology*, 11(8), e2019. <https://doi.org/10.1002/eco.2019>
- Theodoropoulos, C., Vourka, A., Skoulikidis, N., Rutschmann, P., and Stamou, A. I. (2018b). Evaluating the performance of habitat models for predicting the environmental flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Journal of Ecohydraulics*, 3(1), 30–44. <https://doi.org/10.1080/24705357.2018.1440360>
- Theodoropoulos C., Vourka A., Stamou A., Rutschmann P., and Skoulikidis N. (2017). Response of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydroecological approach. *Ecological Indicators*, 73, 432-442. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X16305970>

- Theodoropoulos, C., Skoulikidis, N., and Stamou, A. (2016). Habfuzz: A tool to calculate the instream hydraulic habitat suitability using fuzzy logic and fuzzy Bayesian inference. *Journal of Open Source Software*, 1(6), 82. <https://doi.org/10.21105/joss.00082>
- Theodoropoulos, C., Papadonikolaki, G., Stamou, A., Bui, M. D., Rutschmann, P., and Skoulikidis, N. (2015). A methodology for the determination of environmental flow releases from dams based on hydrodynamic habitat modelling and benthic macroinvertebrates. *Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Science & Technology*, 3, 30–44. <https://doi.org/10.1080/24705357.2018.1440360>
- Van Broekhoven, E., Adriaenssens, V., De Baets, B., and Verdonschot, P. F. M. (2006). Fuzzy rule-based macroinvertebrate habitat suitability models for running waters. *Ecological Modelling*, 198(1–2), 71–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoimodel.2006.04.006>
- Verschoren, V., Meire, D., Schoelynck, J., Buis, K., Bal, K. D., Troch, P., Meire, P., and Temmerman, S. (2016). Resistance and reconfiguration of natural flexible submerged vegetation in hydrodynamic river modelling. *Environmental Fluid Mechanics*, 16(1), 245–265. <https://doi.org/10.1007/s10652-015-9432-1>
- Wang, J., and Zhang, Z. (2019). Evaluating Riparian Vegetation Roughness Computation Methods Integrated within HEC-RAS. *Journal of Hydraulic Engineering*, 145(6). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001597](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001597)
- Watkins, C. E., Shireman, J. V., and Haller, W. T. (1983). The Influence of Aquatic Vegetation Upon Zooplankton and Benthic Macroinvertebrates in Orange Lake, Florida. *Aquatic Plant Management Society*, 21, 78–83.
- Whittaker, P., Wilson, C. A. M. E., and Aberle, J. (2015). An improved Cauchy number approach for predicting the drag and reconfiguration of flexible vegetation. *Advances in Water Resources*, 83, 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.05.005>
- Xu, W. G., Zhang, H. Y., Wang, Z. Y., and Huang, W. P. (2012). A Study of Manning Coefficient Related With Vegetation Density along the Vegetated Channel. *Applied Mechanics and Materials*, 212–213, 744–747. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.212-213.744>
- Yi, Y., Sun, J., Yang, Y., Zhou, Y., Tang, C., Wang, X., and Yang, Z. (2018). Habitat suitability evaluation of a benthic macroinvertebrate community in a shallow lake. *Ecological Indicators*, 90, 451–459. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.039>
- Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy sets. *Information and control*. (Vol. 8).

ΣΥΝΔΕΣΜΟΙ

- Cerema 2020. Accessed 8 January 2021. <http://prepro.fudaa.fr/>
- Electricite de France (EDF) 2020. Accessed 9 January 2021. www.opentelemac.org
- Google Earth Pro 2001. Accessed 8 January 2021. <https://www.google.com/earth/versions/#earth-pro>
- Government of Canada 2020. Accessed 8 January 2021. <https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers>

Hamburg University of Technology (TUHH) 2006. Accessed 21 December 2020. <http://daad.wb.tu-harburg.de>

NOAA – GLERL 2020. <https://search.usa.gov/search/images?affiliate=noaa-glerl&query=BENTHIC>

Optron Group 2018. Accessed 8 January 2021. <http://www.optron.com/spectra/products/Mobile-Mapper-10>

Salt Lake County (SLCo) 2013. Accessed 23 March 2020. <https://slco.org/watershed/streams-101/the-riparian-zone/>

Swoffer Instruments Inc. 2019. Accessed 8 January 2021. <https://www.swoffer.com/>

Tribble Inc. 2021. Accessed 12 April 2021. <https://spectrageospatial.com/sp60-gnss-receiver/>

West Virginia Department of Environmental Protection 2009. Accessed 27 November 2020. https://dep.wv.gov/WWE/watershed/bio_fish/PublishingImages/BugsInDishL.jpg

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

Πίνακας Π1. Σταθερές τιμές του πρόσθετου συντελεστή τριβής για κάθε τύπο υδρόβιας βλάστησης (Πηγή: USGS; Arcement and Schneider, 1989).

Small	0.002–0.010	Dense growths of flexible turf grass, such as Bermuda, or weeds growing where the average depth of flow is at least two times the height of the vegetation; supple tree seedlings such as willow, cottonwood, arrowweed, or saltcedar growing where the average depth of flow is at least three times the height of the vegetation.
Medium	0.010–0.025	Turf grass growing where the average depth of flow is from one to two times the height of the vegetation; moderately dense stemmy grass, weeds, or tree seedlings growing where the average depth of flow is from two to three times the height of the vegetation; brushy, moderately dense vegetation, similar to 1- to 2-year-old willow trees in the dormant season, growing along the banks, and no significant vegetation is evident along the channel bottoms where the hydraulic radius exceeds 2 ft.
Large	0.025–0.050	Turf grass growing where the average depth of flow is about equal to the height of the vegetation; 8- to 10-year-old willow or cottonwood trees intergrown with some weeds and brush (none of the vegetation in foliage) where the hydraulic radius exceeds 2 ft; bushy willows about 1 year old intergrown with some weeds along side slopes (all vegetation in full foliage), and no significant vegetation exists along channel bottoms where the hydraulic radius is greater than 2 ft.
Very large	0.050–0.100	Turf grass growing where the average depth of flow is less than half the height of the vegetation; bushy willow trees about 1 year old intergrown with weeds along side slopes (all vegetation in full foliage), or dense cattails growing along channel bottom; trees intergrown with weeds and brush (all vegetation in full foliage).

Πίνακας Π2. Σταθερές τιμές του πρόσθετου συντελεστή τριβής για κάθε τύπο παρόχθιας βλάστησης (Πηγή: USGS; Arcement and Schneider, 1989).

Small	0.001–0.010	Dense growth of flexible turf grass, such as Bermuda, or weeds growing where the average depth of flow is at least two times the height of the vegetation, or supple tree seedlings such as willow, cottonwood, arrowweed, or saltcedar growing where the average depth of flow is at least three times the height of the vegetation.
Medium	0.011–0.025	Turf grass growing where the average depth of flow is from one to two times the height of the vegetation, or moderately dense stemmy grass, weeds, or tree seedlings growing where the average depth of flow is from two to three times the height of the vegetation; brushy, moderately dense vegetation, similar to 1- to 2-year-old willow trees in the dormant season.
Large	0.025–0.050	Turf grass growing where the average depth of flow is about equal to the height of the vegetation, or 8- to 10-year-old willow or cottonwood trees intergrown with some weeds and brush (none of the vegetation in foliage) where the hydraulic radius exceeds 2 ft, or mature row crops such as small vegetables, or mature field crops where depth of flow is at least twice the height of the vegetation.
Very large	0.050–0.100	Turf grass growing where the average depth of flow is less than half the height of the vegetation, or moderate to dense brush, or heavy stand of timber with few down trees and little undergrowth where depth of flow is below branches, or mature field crops where depth of flow is less than the height of the vegetation.
Extreme	0.100–0.200	Dense bushy willow, mesquite, and saltcedar (all vegetation in full foliage), or heavy stand of timber, few down trees, depth of flow reaching branches.

Πίνακας Π3. Εμπειρικές τιμές της μέσης διαμέτρου (d_p) και της απόστασης μεταξύ μεμονωμένων μονάδων βλάστησης (a_x, a_y , κατά τις διευθύνσεις x, y , αντίστοιχα) για διάφορα είδη ξυλώδους βλάστησης (<http://daad.wb.tu-harburg.de>, TUHH).

Vegetation	Level of growth	d_p [m]	a_x [m]	a_y [m]
Cane brake	–	0,007	0,02	0,02
Bushes	one year	0,03	0,3	0,3
	more years	0,045	0,2	0,2
Reed	dense	0,01	0,05	0,05
Bushes, even distribution	small	0,3	1,5	1,5
	middle	0,4	3,0	3,0
	high	0,8	3,0	3,0
	spaced	0,1	4,0	4,0
	in small groups	0,5	6,0	6,0
	in large groups	1,0	7,0	7,0
	with treetop	0,03	0,15	0,15
Trees	spaced	0,5	10,0	10,0
	dense, young	0,2	5,0	5,0
	old	0,4	5,0	5,0
	dense, old	0,8	5,0	5,0

Πίνακας Π4. Οι τιμές που έλαβαν οι παράμετροι βλάστησης για την προσομοίωση VEG_{SP} και η ζώνη (Zone) στην οποία ανήκουν. Number: ο αριθμός που έχει αποδοθεί σε κάθε κλειστή γραμμή, n : ο συντελεστής τριβής Manning, d_p : μέση διάμετρος, s_p : μέση απόσταση μονάδων βλάστησης.

VEG _{SP}							
	Number	n_b	n_{veg}	n_{tot}	d_p (m)	s_p (m)	Zone
Woods	1	0.035	-	-	0.007	0.02	15
	2a	0.035	-	-	0.045	0.2	16
	2b	0.05	-	-	0.045	0.2	17
	3	0.035	-	-	0.5	10	18
	4a	0.035	0.11	0.145	-	-	4
	4b	0.05	0.11	0.16	-	-	5
	5	0.035	0.11	0.145	-	-	4
	6a	0.05	-	-	0.5	10	19
	6b	0.07	-	-	0.5	10	20
	7	0.05	-	-	0.01	0.05	21
8	0.05	-	-	0.045	0.2	17	

VEG _{SP}							
	Number	n _b	n _{veg}	n _{tot}	d _p (m)	s _p (m)	Zone
Grasses	1	0.035	0.06	0.095	-	-	6
	2	0.07	0.04	0.11	-	-	7
	3	0.05	0.06	0.11	-	-	7
	4	0.07	0.04	0.11	-	-	7
	5	0.05	0.06	0.11	-	-	7
	6	0.05	0.06	0.11	-	-	7
	7	0.035	0.04	0.075	-	-	8
	8	0.035	0.03	0.065	-	-	9
	9	0.035	0.025	0.06	-	-	10
	10	0.035	0.025	0.06	-	-	10
	11	0.035	0.025	0.06	-	-	10
	12	0.05	0.05	0.1	-	-	11
	13	0.07	0.05	0.12	-	-	12
	14	0.07	0.05	0.12	-	-	12
	15	0.035	0.025	0.06	-	-	10
	16	0.035	0.02	0.055	-	-	13
	17	0.035	0.02	0.055	-	-	13
	18a	0.035	0.02	0.055	-	-	13
	18b	0.05	0.02	0.07	-	-	3
	19	0.05	0.02	0.07	-	-	3
	20	0.05	0.05	0.1	-	-	11
	21	0.05	0.05	0.1	-	-	11
	22	0.07	0.01	0.08	-	-	14
23	0.05	0.03	0.08	-	-	14	

Πίνακας Π5. Οι τιμές που έλαβαν οι παράμετροι βλάστησης για την προσομοίωση VEG_{SU} και η ζώνη (Zone) στην οποία ανήκουν. Number: ο αριθμός που έχει αποδοθεί σε κάθε κλειστή γραμμή, n: ο συντελεστής τριβής Manning, d_p: μέση διάμετρος, s_p: μέση απόσταση μονάδων βλάστησης.

VEG _{SU}							
	Number	n _b	n _{veg}	n _{tot}	d _p (m)	s _p (m)	Zone
Woods	1	0.035	-	-	0.007	0.02	13
	2a	0.035	-	-	0.045	0.2	14
	2b	0.05	-	-	0.045	0.2	18
	3	0.035	-	-	0.5	10	15
	4a	0.035	0.15	0.185	-	-	12
	4b	0.05	0.15	0.2	-	-	4
	5	0.035	0.15	0.185	-	-	12

VEG _{SU}							
	Number	n _b	n _{veg}	n _{tot}	d _p (m)	s _p (m)	Zone
	6a	0.05	-	-	0.5	10	19
	6b	0.07	-	-	0.5	10	16
	7	0.05	-	-	0.01	0.05	17
	8	0.05	-	-	0.045	0.2	18
Grasses	1	0.035	0.07	0.105	-	-	5
	2	0.07	0.05	0.12	-	-	6
	3	0.05	0.06	0.11	-	-	7
	4	0.07	0.04	0.11	-	-	7
	5	0.05	0.06	0.11	-	-	7
	6	0.05	0.06	0.11	-	-	7
	7	0.035	0.05	0.085	-	-	8
	8	0.035	0.04	0.075	-	-	9
	9	0.035	0.035	0.07	-	-	3
	10	0.035	0.04	0.075	-	-	9
	11	0.035	0.04	0.075	-	-	9
	12	0.05	0.05	0.1	-	-	10
	13	0.07	0.05	0.12	-	-	6
	14	0.07	0.05	0.12	-	-	6
	15	0.035	0.04	0.075	-	-	9
	16	0.035	0.035	0.07	-	-	3
	17	0.035	0.025	0.06	-	-	11
	18	0.035	0.035	0.07	-	-	3
	19a	0.035	0.035	0.07	-	-	3
	19b	0.05	0.035	0.085	-	-	8
20	0.05	0.035	0.085	-	-	8	

Πίνακας Π6. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο της άνοιξης. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 16 ζώνες (no), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα (typeB/NDefB: MANN, rB) και τις όχθες (typeS). dp: μέση διάμετρος, sp: μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.

*	no	typeB	rB	NDefB	typeS	rS	NDefS	dp	sp
	1	MANN	0.05	MANN	0.05			0	0
	2	MANN	0.03	MANN	0.03			0	0
	3	MANN	0.06	MANN	0.06			0	0
	4	MANN	0.04	MANN	0.04			0	0
	5	MANN	0.015	MANN	0.015			0	0
	6	MANN	0.02	MANN	0.02			0	0
	7	MANN	0.025	MANN	0.025			0	0

*	no	typeB	rB	NDefB	typeS	rS	NDefS	dp	sp
	8	MANN	0.11	MANN	0.11			0	0
	9	MANN	0.035	MANN	0.035			0	0
	10	MANN	0.07	MANN	0.07			0	0
	11	MANN	0.035	MANN	0.035			0.007	0.02
	12	MANN	0.035	MANN	0.035			0.045	0.2
	13	MANN	0.035	MANN	0.035			0.5	10
	14	MANN	0.07	MANN	0.07			0.5	10
	15	MANN	0.05	MANN	0.05			0.01	0.05
	16	MANN	0.05	MANN	0.05			0.045	0.2

Πίνακας Π7. Ζώνες βλάστησης που χρησιμοποιήθηκαν για την προσομοίωση της κατανομής κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Συνολικά χρησιμοποιήθηκαν 14 ζώνες (no), με συγκεκριμένο συντελεστή Manning για τον πυθμένα (typeB/NDefB: MANN, rB) και τις όχθες (typeS). dp: μέση διάμετρος, sp: μέση απόσταση από στοιχεία τραχύτητας.

*	no	typeB	rB	NDefB	typeS	rS	NDefS	dp	sp
	1	MANN	0.06	MANN	0.06			0	0
	2	MANN	0.05	MANN	0.05			0	0
	3	MANN	0.04	MANN	0.04			0	0
	4	MANN	0.035	MANN	0.035			0	0
	5	MANN	0.025	MANN	0.025			0	0
	6	MANN	0.03	MANN	0.03			0	0
	7	MANN	0.07	MANN	0.07			0	0
	8	MANN	0.11	MANN	0.11			0	0
	9	MANN	0.035	MANN	0.035			0.007	0.02
	10	MANN	0.035	MANN	0.035			0.045	0.2
	11	MANN	0.035	MANN	0.035			0.5	10
	12	MANN	0.07	MANN	0.07			0.5	10
	13	MANN	0.05	MANN	0.05			0.01	0.05
	14	MANN	0.05	MANN	0.05			0.045	0.2