



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
Πολυτεχνική Σχολή
Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών

ΟΛΟΚΛΗΡΩΜΕΝΟ ΣΥΣΤΗΜΑ ΥΠΟΣΤΗΡΙΞΗΣ
ΑΠΟΦΑΣΕΩΝ ΓΙΑ ΤΗ ΒΙΩΣΙΜΗ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΥΔΑΤΙΚΩΝ
ΠΟΡΩΝ, ΜΕΣΩ ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗΣ
ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗΣ ΚΑΙ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ
ΑΝΑΛΥΣΗΣ

Άγγελος Αλαμάνος

Διδακτορική Διατριβή που υποβλήθηκε στο Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών του
Πανεπιστημίου Θεσσαλίας

Βόλος, Φεβρουάριος 2019



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ

Πολυτεχνική Σχολή

Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών

Εργαστήριο Υδρολογίας και Ανάλυσης Υδατικών Συστημάτων

ΟΛΟΚΛΗΡΩΜΕΝΟ ΣΥΣΤΗΜΑ ΥΠΟΣΤΗΡΙΞΗΣ
ΑΠΟΦΑΣΕΩΝ ΓΙΑ ΤΗ ΒΙΩΣΙΜΗ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΥΔΑΤΙΚΩΝ
ΠΟΡΩΝ, ΜΕΣΩ ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗΣ
ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗΣ ΚΑΙ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ
ΑΝΑΛΥΣΗΣ

Άγγελος Αλαμάνος

Επταμελής εξεταστική επιτροπή:

Νικήτας Μυλόπουλος, Καθηγητής Π.Θ. (Επιβλέπων)
Αθανάσιος Λουκάς, Αναπληρωτής Καθηγητής Α.Π.Θ.
Διονύσιος Λατινόπουλος, Επίκουρος Καθηγητής Α.Π.Θ.
Στέφανος Ξενάριος, Αναπληρωτής Καθηγητής Ν.Υ.
Ελπίδα Κολοκυθά, Αναπληρώτρια Καθηγήτρια, Α.Π.Θ.
Δήμητρα Βαγιωνά, Αναπληρώτρια Καθηγήτρια, Α.Π.Θ.
Χρήστος Πεταλάς, Καθηγητής Δ.Π.Θ.

Βόλος
2019



UNIVERSITY OF THESSALY
Polytechnic School
Department of Civil Engineering
Laboratory of Hydrology and Aquatic Systems Analysis

INTEGRATED DECISION SUPPORT SYSTEM FOR
SUSTAINABLE WATER RESOURCES MANAGEMENT,
THROUGH HYDRO-ECONOMIC MODELING AND
MULTICRITERIA ANALYSIS

Angelos Alamanos

Advisors

Prof. Nikitas Mylopoulos (UTH) (Supervisor)
Assoc. Prof. Athanasios Loukas (AUTH)
Assist. Prof. Dionysios Latinopoulos (AUTH)

Examining Committee

Prof. Nikitas Mylopoulos (UTH) (Supervisor)
Assoc. Prof. Athanasios Loukas (AUTH)
Assist. Prof. Dionysios Latinopoulos (AUTH)
Assoc. Prof. Stefanos Xenarios (N.U.)
Assoc. Prof. Elpida Kolokytha (AUTH)
Assoc. Prof. Dimitra Vagiona (AUTH)
Prof. Christos Petalas (DUTH)

Volos
2019

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η διδακτορική αυτή διατριβή εκπονήθηκε στο Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών της Πολυτεχνικής Σχολής του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας από το Νοέμβριο του 2014 έως τα τέλη του 2018. Αποτελεί το επιστέγασμα της προσπάθειάς μου να συνεισφέρω στην έρευνα με καινοτόμα στοιχεία, και σηματοδοτεί τη συνεργασία μου με τον επιβλέποντα καθηγητή κ. Νικήτα Μυλόπουλο, Καθηγητή του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών του Π.Θ., ο οποίος επιτέλεσε και επιβλέπων της διπλωματικής εργασίας μου. Τον ευχαριστώ για την καθοδήγηση και τον τρόπο που μου στάθηκε όλα αυτά τα χρόνια. Ήδη, ολοκληρώνοντας τη διπλωματική μου εργασία είχαμε αρχίσει να συζητάμε για τη συνέχειά της, με θέμα το υδρευτικό νερό της Σκιάθου. Στην πορεία τα ερευνητικά μας ενδιαφέροντα προσανατολίστηκαν στην τιμολόγηση του αρδευτικού νερού. Με την ευκαιρία που μου δόθηκε να εργαστώ στο Νορβηγικό Ινστιτούτο Βιοοικονομίας (NIBIO) το έτος 2015-16, υπό τα πλαίσια Κρατικής υποτροφίας, η έρευνα στράφηκε στην υδρο-οικονομική μοντελοποίηση. Η διατριβή μπόρεσε πρακτικά να συνεχιστεί μέσω μίας ακόμα υποτροφίας από το Ίδρυμα Κρατικών Υποτροφιών, στα τέλη του 2017. Καθοριστική για την τελική διαμόρφωση του θέματος της διατριβής ήταν η συμβολή του κ. Αθανάσιου Λουκά, Καθηγητή του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών του Π.Θ. κατά την περίοδο εκπόνησης, και του κ. Διονύση Λατινόπουλου, Επίκουρου Καθηγητή του Τμήματος Μηχανικών Χωροταξίας και Ανάπτυξης του Α.Π.Θ., που συμπληρώνουν την τριμελή συμβουλευτική επιτροπή. Εντοπίζοντας την έλλειψη μιας ολοκληρωμένης μεθοδολογίας κοστολόγησης του αρδευτικού νερού, στοχεύσαμε στην ανάπτυξή της, εμπλουτίζοντας το θέμα και με άλλα στοιχεία, όπως η κλιματική αλλαγή και η Θεωρία Αποφάσεων. Η συνεχής επιστημονική υποστήριξη και των τριών, οι αξίες που μου μετέδωσαν, και οι αστείρευτες επιστημονικές γνώσεις τους με κάνουν να νιώθω πραγματικά τυχερός για όσα έμαθα και μαθαίνω δίπλα τους, και να τους θεωρώ «Δασκάλους». Η σύλληψη και η εφαρμογή αυτών των ιδεών αποτέλεσε μία επίπονη προσπάθεια συνοδευόμενη από το αίσθημά μου ότι πάντα κάτι λείπει και τη διαρκή επιθυμία μου για περεταίρω βελτίωση.

Σημαντική υπήρξε και η συμβολή του κ. Στέφανου Ξενάριου, Αναπληρωτή Καθηγητή του Public Policy School του Nazarbayev University, από τα πρώτα μου βήματα, καθώς ήρθαμε σε επαφή με αφορμή την παραμονή μου στο NIBIO, όπου τότε εργαζόταν εκεί ως ερευνητής. Η συνεργασία μας συνεχίστηκε τα επόμενα χρόνια, και παρόλο που δε συνυπήρξαμε ποτέ στον ίδιο εργασιακό χώρο, έδειχνε μεγάλο ενδιαφέρον και μου έδινε πολύτιμες συμβουλές. Είναι μεγάλη μου τιμή η εφταμελής επιτροπή να συμπληρώνεται από ονόματα εξαιρετικών επιστημόνων όπως η Ελπίδα Κολοκυθά, Αναπληρώτρια Καθηγήτρια της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών του Α.Π.Θ., η Δήμητρα Βαγιωνά, Αναπληρώτρια Καθηγήτρια του Τμήματος Μηχανικών Χωροταξίας και Ανάπτυξης του Α.Π.Θ., και ο Χρήστος Πεταλάς, Καθηγητής του Τμήματος Μηχανικών Περιβάλλοντος του Α.Π.Θ., τους οποίους και ευχαριστώ θερμά για τη στήριξή τους στην ιδέα της διατριβής.

Χρέος μου θεωρώ να ευχαριστήσω τους συνεργάτες και τους φίλους που απέκτησα αυτά τα χρόνια στο Εργαστήριο Υδρολογίας και Ανάλυσης Υδατικών Συστημάτων. Οι Λάμπρος Βασιλειάδης, Μάριος Σπηλιωτόπουλος, Χρυσόστομος Φαφούτης και Παντελής Σιδηρόπουλος είναι άνθρωποι που συνεχίζουν να μου καλλιεργούν την επιστημονικότητα και το ήθος, και τους εκτιμώ ιδιαίτερα. Ένα μεγάλο μέρος της καθημερινότητας των τελευταίων ετών μοιραστήκαμε με τους Γιώργο Παπαϊωάννου και Γιώργο Τζιάτζιο, σε κλίμα συνεχιζόμενης αλληλοστήριξης και συνεργασίας, από την πρώτη μέρα, διευρύνοντας ταυτόχρονα τα επιστημονικά μας ενδιαφέροντα. Ευχαριστώ επίσης και τα υπόλοιπα μέλη του εργαστηρίου, Γιάννη Τζαμπύρα, Πόπη Μιχαηλίδου-Νοταρά και Κατερίνα Λύρα, αλλά και τον Per Stålnacke, διευθυντή του Τμήματος Soil and Environment του NIBIO, για την εμπιστοσύνη και τη βοήθεια

του κατά την προσαρμογή μου. Από τον πανεπιστημιακό αυτό κύκλο δε θα ήθελα να παραλείψω όλους τους φοιτητές με τους οποίους συνεργάστηκα στα πλαίσια των μαθημάτων και των διπλωματικών τους εργασιών. Η απόφαση του κ. Μυλόπουλου να μου δώσει από πολύ νωρίς τέτοιες ευκαιρίες, αποτέλεσε πολύτιμη εμπειρία ωρίμανσης.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στους γονείς μου Εύη και Σπύρο, και τον αδελφό μου Χρήστο για την αγάπη και την ανεκτίμητη στήριξή τους σε όλες μου τις προσπάθειες, και υπό οποιεσδήποτε συνθήκες. Ιδιαίτερως θα ήθελα να ευχαριστήσω τη σύντροφό μου Φλωρένια Γώγου, που μέσω της αισιοδοξίας, της συνεχούς συμπαράστασης και κατανόησης που μου παρέχει, αποτελεί κίνητρο και έμπνευση για να ανταπεξέρχομαι σε οποιαδήποτε κατάσταση και πρόκληση, και να γίνωμαι καλύτερος άνθρωπος.

Η διατριβή αυτή χρηματοδοτήθηκε:

- Τους πρώτους έξι μήνες μέσω της συμμετοχής μου στο ερευνητικό πρόγραμμα «ΥΔΡΟΜΕΝΤΩΡ»: *Ανάπτυξη ολοκληρωμένου συστήματος παρακολούθησης και διαχείρισης ποσότητας και ποιότητας υδατικών πόρων αγροτικών λεκανών απορροής υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής. Εφαρμογή στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας, Γ.Γ.Ε.Τ. Δράσης Εθνικής Εμβέλειας: «Συνεργασία» - Πράξη Ι, Συντονιστής: Καθηγητής Α. Λουκάς, Επιστημονικός Υπεύθυνος: Καθηγητής Ν. Μυλόπουλος.*
- Την περίοδο 1/9/2015 έως 30/9/2016 από το πρόγραμμα: *«Χορήγηση Υποτροφιών για Εκπόνηση Μεταδιδακτορικής έρευνας ή τμήματος Διδακτορικής διατριβής στις δότριες χώρες του χρηματοδοτικού μηχανισμού του Ευρωπαϊκού Οικονομικού Χώρου (ΕΟΧ) Νορβηγία, Ισλανδία, Λιχτενστάιν» Ακαδ. έτους 2014-2015, στο πλαίσιο του Έργου «Υποτροφίες ΙΚΥ στην Ολοκληρωμένη Διαχείριση Θαλάσσιων και Εσωτερικών Υδάτων» που συγχρηματοδοτήθηκε κατά 85% από πόρους του ΧΜ ΕΟΧ περιόδου 2009-2014 και κατά 15% από το Πρόγραμμα Δημοσίων Επενδύσεων.*
- Την περίοδο 15/5/2017 έως 31/12/2018, η διδακτορική διατριβή υλοποιήθηκε με υποτροφία του ΙΚΥ η οποία χρηματοδοτήθηκε από την Πράξη «Πρόγραμμα χορήγησης υποτροφιών για μεταπτυχιακές σπουδές δεύτερου κύκλου σπουδών» από τους πόρους του ΕΠ «Ανάπτυξη Ανθρώπινου Δυναμικού, Εκπαίδευση και Διά Βίου Μάθηση», 2014-2020 με τη συγχρηματοδότηση του Ευρωπαϊκού Κοινωνικού Ταμείου (Ε.Κ.Τ.) και του Ελληνικού Δημοσίου.

Αναγνωρίζεται επίσης η συνεισφορά των κ. Κωνσταντίνας Κονοβέση και κ. Αθανάσιου Λόη από τον Οργανισμό Πληρωμών και Ελέγχου Κοινοτικών Ενισχύσεων, Πληρωμών και Εγγυήσεων (ΟΠΕΚΕΠΕ), αλλά και των κ. Γεωργίας Παππά και κ. Ιωάννη Χρυσιάδου από το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων, όπου παρείχαν τα καλλιεργητικά δεδομένα της περιοχής μελέτης.

*Αφιερώνεται
Στην οικογένειά μου*

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ	xiv
ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΣΧΗΜΑΤΩΝ	xvi
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	xix
ABSTRACT	xxi
1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	23
1.1. Το πρόβλημα της λειψυδρίας	23
1.2. Ολοκληρωμένη και Βιώσιμη Διαχείριση Υδατικών Πόρων	25
1.3. Θεσμικά και Οικονομικά εργαλεία στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων	28
1.4. Η σημασία της διαχείρισης νερού στη γεωργία	30
1.5. Υδρο-οικονομική μοντελοποίηση – έννοιες και περιορισμοί	31
1.6. Το πλήρες κόστος του νερού ως αντικείμενο της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης	34
1.6.1. Ευρωπαϊκές προσεγγίσεις κοστολόγησης αρδευτικού νερού	38
1.6.2. Η ελληνική προσέγγιση κοστολόγησης αρδευτικού νερού	39
1.7. Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων	40
1.8. Διάρθρωση και στόχοι της διατριβής	42
2. ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ	47
2.1. Υδρολογική λεκάνη απορροής λίμνης Κάρλας	47
2.2. Ιστορικό αποξήρανσης και επανασύστασης της λίμνης Κάρλας	48
2.3. Κλιματικές – Υδρολογικές – Υδρογεωλογικές συνθήκες	53
2.4. Διαχείριση Υδατικών Πόρων στη λεκάνη απορροής της Κάρλας	55
2.5. Οικονομική διαχείριση αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της Κάρλας	58
3. ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗ ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗ ΥΠΟ ΣΥΝΘΗΚΕΣ ΕΛΛΕΙΨΗΣ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ	61
3.1. Σύντομη παρουσίαση των μοντέλων	61
3.2. Υδατικό Ισοζύγιο	62
3.2.1. Απολήψεις από ποταμό Πηνειό	62
3.2.2. Απολήψεις από υπόγειο υδροφόρα	64
3.2.3. Απολήψεις από ταμιευτήρα Κάρλας	65
3.2.4. Ζήτηση νερού	66
3.3. Κόστος άρδευσης	72
3.4. Ωφελιμότητα αγροτών	73

3.5.	Αξία αρδευτικού νερού	73
3.6.	Υδρο-οικονομικοί δείκτες	75
3.7.	Ανάλυση διαχειριστικών σεναρίων	75
3.8.	Προβλήματα Βελτιστοποίησης	77
3.9.	Κλιματικά σενάρια και Σενάρια τιμών προϊόντων	80
3.10.	Αποτελέσματα	82
4.	ΠΡΟΣΕΓΓΙΣΕΙΣ ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗΣ ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗΣ ΜΕ ΒΑΣΗ ΤΟ ΠΛΗΡΕΣ ΚΟΣΤΟΣ ΝΕΡΟΥ	99
4.1.	Προσεγγίσεις για την εκτίμηση του πλήρους κόστους νερού	99
4.1.1.	Χρηματοοικονομικό (άμεσο) κόστος	99
4.1.2.	Κόστος φυσικού πόρου και περιβαλλοντικό κόστος	100
4.2.	Ερευνητικές προσεγγίσεις	105
4.3.	Παραδείγματα από την ευρωπαϊκή εμπειρία	113
4.4.	Συμπεράσματα	117
5.	ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗ ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗ ΜΕ ΒΑΣΗ ΤΟ ΠΛΗΡΕΣ ΚΟΣΤΟΣ ΝΕΡΟΥ	121
5.1.	Ανάπτυξη υδρο-οικονομικού μοντέλου για την απεικόνιση της πλήρους αξίας νερού	121
5.1.1.	Υδατικό Ισοζύγιο	122
5.1.2.	Κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα	128
5.1.3.	Χρηματοοικονομικό κόστος	130
5.1.4.	Κόστος φυσικού πόρου	140
5.1.5.	Περιβαλλοντικό κόστος	145
5.2.	Σχολιασμός μεθοδολογίας και αποτελεσμάτων	151
6.	ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑΣ	155
6.1.	Οι αλλαγές του κλίματος μέσα από τα σενάρια πρόβλεψης	155
6.2.	Μοντέλα Παγκόσμιας Ατμοσφαιρικής Κυκλοφορίας	160
6.3.	Επιπτώσεις κλιματικής μεταβολής στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων	161
6.4.	Διαμόρφωση σεναρίων κλιματικής αλλαγής	162
6.5.	Σύντομη περιγραφή διαδικασίας εκτίμησης επιπτώσεων	167
6.6.	Επιπτώσεις στο υδατικό ισοζύγιο	168
6.7.	Επιπτώσεις στο καθαρό κέρδος	171
6.8.	Επιπτώσεις στο πλήρες κόστος νερού	179
6.9.	Συμπεράσματα	183
7.	ΟΛΟΚΛΗΡΩΜΕΝΟ ΣΥΣΤΗΜΑ ΥΠΟΣΤΗΡΙΞΗΣ ΑΠΟΦΑΣΕΩΝ	189

7.1. Προβλήματα πολυδιάστατων αποφάσεων – Η Διαχείριση Υδατικών Πόρων ως πρόβλημα Θεωρίας Αποφάσεων	190
7.2. Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων (Σ.Υ.Α.) – Εφαρμογές ΣΥΑ στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων	192
7.3. Ανάλυση του μελετώμενου προβλήματος	195
7.4. Θεωρία Χρησιμότητας – Μέθοδος MAUT (Multi-Attribute Utility Theory)	198
7.5. Θεωρία Ιεράρχησης – Μέθοδος AHP (Analytic Hierarchic Process)	202
7.6. Θεωρία Σχέσεων Υπεροχής - Η μέθοδος ELECTRE I (ELimination Et Choix Traduisant la REalité – ELimination and Choice Expressing REality)	206
7.7. Θεωρία Ταξινόμησης – Μέθοδος TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution)	209
7.8. Αποτελέσματα	211
7.8.1. Αποτελέσματα από τη μέθοδο MAUT	212
7.8.2. Αποτελέσματα από τη μέθοδο AHP	213
7.8.3. Αποτελέσματα από τη μέθοδο ELECTRE I	215
7.8.4. Αποτελέσματα από τη μέθοδο TOPSIS	216
7.8.5. Συνολικά αποτελέσματα	218
7.9. Συμπεράσματα	218
7.9.1. Μέθοδοι	219
7.9.2. Ομάδες ερωτώμενων	221
8. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ	223
8.1. Γενικά αποτελέσματα/συμπεράσματα της διδακτορικής διατριβής	224
8.2. Ειδικά αποτελέσματα/συμπεράσματα της διδακτορικής διατριβής	227
8.3. Καινοτομίες και αδυναμίες της έρευνας	228
8.4. Προτάσεις για περαιτέρω έρευνα	233
ΔΙΕΘΝΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	238
ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	274

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 2. 1. Χαρακτηριστικά λειτουργίας του νέου ταμιευτήρα Κάρλας.....	51
Πίνακας 3. 1. Δυναμικότητα του συστήματος με βάση τις μέγιστες παροχές και τις προτεινόμενες από μελέτες απολήψεις του Τ.Ο.Ε.Β. Πηνειού (Πηγή: Υδρομέντωρ, 2015).	64
Πίνακας 3. 2. Ποσοστιαία μηνιαία διακύμανση ζήτησης αστικού νερού.....	66
Πίνακας 3. 3. Συντελεστές προσαύξησης υδατικών απαιτήσεων λόγω απωλειών άρδευσης.....	722
Πίνακας 3. 4. Αντιστοίχιση αρδευόμενων και ξηρικών καλλιεργειών. Με πλάγια γραμματοσειρά είναι αυτές που χρησιμοποιήθηκαν στο παρόν μοντέλο	74
Πίνακας 3. 5. Περιγραφή των προβλημάτων βελτιστοποίησης που εξετάστηκαν (Alamanos et al., 2017a).	799
Πίνακας 3. 6. Τα κλιματικά σενάρια που διαμορφώθηκαν (Alamanos et al., 2016). Και εδώ, στην ονομασία των σεναρίων με 1 συμβολίζεται η υφιστάμενη κατάσταση και με 2 η μελλοντική κατάσταση λειτουργίας ταμιευτήρα.	81
Πίνακας 3. 7. Οι Διεθνής Τιμές Προϊόντος σε (€/kg) των σεναρίων που διαμορφώθηκαν (Alamanos et al., 2017b).....	82
Πίνακας 3. 8. Συνολικά αποτελέσματα του μοντέλου υπό τα μελετώμενα διαχειριστικά σενάρια (Alamanos et al., 2019a).....	855
Πίνακας 3. 9. Αποτελέσματα διαδικασίας υπολογισμού κόστους χρήσης αρδευτικού νερού, για το Σενάριο 1.	92
Πίνακας 3. 10. Αποτελέσματα σεναρίων ΔΤΠ πάνω στην ωφελιμότητα των αγροτών, για κάθε μία από τις κύριες καλλιέργειες που μελετήθηκαν.	944
Πίνακας 5. 1. Υδρολογικό ισοζύγιο λεκάνης απορροής Κάρλας μετά την εφαρμογή του UTHBAL για την υδρολογική περίοδο Οκτ. 2007 - Σεπ. 2009 (Υδρομέντωρ, 2015).	12424
Πίνακας 5. 2. Τιμές φυτικού συντελεστή Kc (FAO, 1998).	126
Πίνακας 5. 3. Σύγκριση των κοινών αποτελεσμάτων των δύο εκδοχών του υδρο-οικονομικού μοντέλου: ζήτηση νερού και έλλειμμα υδατικού ισοζυγίου (Alamanos et al., 2019b).	128
Πίνακας 5. 4. Τελικά αποτελέσματα υδατικού ισοζυγίου για κάθε ΥΣ (εξυπηρετούμενη ζώνη), για κάθε διαχειριστικό σενάριο.....	128
Πίνακας 5.5. Δεδομένα για τον υπολογισμό του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα (Πηγές: δεδομένα αγροτικών συνεταιρισμών, οδηγιών παραγωγής και επενδύσεων σε καλλιέργειες και πρωτογενή δεδομένα καλλιεργητών).	1299
Πίνακας 5.6. Τελικά αποτελέσματα καθαρού κέρδους για κάθε εξυπηρετούμενη ζώνη, για κάθε διαχειριστικό σενάριο.....	13030
Πίνακας 5.7. Στοιχεία υπολογισμού κόστους υλικών εγκατάστασης στάγδην άρδευσης, για το τυπικό στρέμμα (προσαρμοσμένα από Καζαντζή, 2009).	1377
Πίνακας 5.8. Οι συνιστώσες του χρηματοοικονομικού κόστους για τους δύο ΤΟΕΒ σε τιμές 2014 (σε χιλιάδες ευρώ) (Alamanos et al., 2019a).	1399
Πίνακας 5.9. Κατηγοριοποίηση και περιγραφή σημαντικότερων συναρτήσεων που ελέγχθηκαν.	1488
Πίνακας 5. 10. Συνολικά αποτελέσματα των συναρτήσεων απορρόπησης για την εξαγωγή του ετήσιου περιβαλλοντικού κόστους.	1499
Πίνακας 5. 11. Σύγκριση αποτελεσμάτων του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού μεταξύ του ΥΠΕΚΑ (α), και της προτεινόμενης μεθοδολογίας (β), ενδεικτικά πάνω στην κατάσταση (Σενάριο 1).	1522
Πίνακας 6. 1. Τα RCMs που χρησιμοποιήθηκαν για κάθε GCM.	165
Πίνακας 6. 2. Η ετήσια ζήτηση αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας, υπό τα σενάρια κλιματικής αλλαγής (Alamanos et al., 2019c).	1688
Πίνακας 6. 3. Τα υδατικά ισοζύγια κάθε διαχειριστικού σεναρίου, υπό κλιματική αλλαγή, για τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από επιφανειακά ύδατα του ΤΟΕΒ Πηνειού.	1699

Πίνακας 6. 4. Τα υδατικά ισοζύγια κάθε διαχειριστικού σεναρίου, υπό κλιματική αλλαγή, για τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από υπόγεια ύδατα.	1699
Πίνακας 6. 5. Τα υδατικά ισοζύγια κάθε διαχειριστικού σεναρίου, υπό κλιματική αλλαγή, για τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από επιφανειακά ύδατα του νέου ταμιευτήρα Κάρλας.	17070
Πίνακας 6. 6. Γραμμικές σχέσεις μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των μετεωρολογικών δεδομένων.	17474
Πίνακας 6. 7. Πολυωνυμικές σχέσεις μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των μετεωρολογικών δεδομένων.	17676
Πίνακας 6. 8. Πολυωνυμικές σχέσεις θερμοκρασίας μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των μετεωρολογικών δεδομένων.	176
Πίνακας 6. 9. Οι νέες μέσες στρεμματικές αποδόσεις των μελετώμενων καλλιεργειών υπό τα τρία σενάρια κλιματικής αλλαγής (ήπιο, μέσο, δυσμενές) (Alamanos et al., 2019c).	177
Πίνακας 6. 10. Τα αποτελέσματα του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα, υπό τα τρία σενάρια κλιματικής αλλαγής, και για κάθε διαχειριστικό σενάριο (Alamanos et al., 2019c).	1788
Πίνακας 6. 11. Τα αποτελέσματα του κόστους φυσικού πόρου κάθε ΥΣ για κάθε διαχειριστικό και κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής.	180
Πίνακας 6. 12. Τα αποτελέσματα του περιβαλλοντικού κόστους κάθε ΥΣ για κάθε διαχειριστικό και κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής.	1822
Πίνακας 6. 13. Συνολικά αποτελέσματα περιβαλλοντικού κόστους της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας για κάθε διαχειριστικό σενάριο, υπό κλιματική αλλαγή.	18383
Πίνακας 6. 14. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα της επίδρασης της κλιματικής αλλαγής στο πλήρες κόστος αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας.	18383
Πίνακας 7. 1. Οι επιδόσεις των εναλλακτικών ως προς κάθε υποκριτήριο (Alamanos et al., 2018b).	201201
Πίνακας 7. 2. Επιλογές βαθμολόγησης κατά τη μέθοδο AHP (Saaty, 1980).	203
Πίνακας 7. 3. Οι τιμές του δείκτη τυχαιότητας R.I. (random consistency index), ανάλογα με τον αριθμό κριτηρίων.	205
Πίνακας 7. 4. Τα χαρακτηριστικά και η περιγραφή κάθε μεθόδου (Alamanos et al., 2018b).	21111
Πίνακας 7. 5. Οι βαρύτητες των κυρίων κριτηρίων για τις δύο ομάδες του δείγματος.	214
Πίνακας 7. 6. Οι βαρύτητες σημαντικότητας των κυρίων κριτηρίων για τις δύο ομάδες του δείγματος.	214
Πίνακας 7. 7. Πίνακας στάθμισης βαρυτήτων για το σύνολο του δείγματος.	21616
Πίνακας 7. 8. Δείκτες εγγύτητας και τελικά αποτελέσματα για το σύνολο του δείγματος.	217
Πίνακας 7. 9. Μέση εγγύτητα κάθε εναλλακτικής από τη θεωρούμενη ιδανική λύση του προβλήματος, όπως προέκυψε από το σύνολο των 60 αποτελεσμάτων της μεθόδου TOPSIS.	217
Πίνακας 7. 10. Συνολικά αποτελέσματα των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν, για το σύνολο του δείγματος.	21818

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

Σχήμα 2. 1. Υδρολογική λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας (Σιδηρόπουλος, 2014).	488
Σχήμα 2. 2. Διακυμάνσεις της έκτασης που καταλάμβανε η λίμνη στις αρχές του 20 ^{ου} αιώνα.	499
Σχήμα 2. 3. Τα έγα επανασύστασης, ο νέος ταμιευτήρας της Κάρλας και οι περιοχές που θα εξυπηρετούνται στο μέλλον από αυτόν (Σιδηρόπουλος, 2014).	52
Σχήμα 2. 4. α) Το ετήσιο προβλεπόμενο ισοζύγιο του ταμιευτήρα, σε σύγκριση με: β) Το ετήσιο υφιστάμενο ισοζύγιο του ταμιευτήρα.	53
Σχήμα 2. 5. Χάρτης γεωλογικών σχηματισμών της λεκάνης (Σιδηρόπουλος, 2014)	54
Σχήμα 2. 6. Εγγειοβελτιωτικά έργα ΤΟΕΒ Πηνειού: α) Αντλιοστάσιο Α, β) Ρουφράκης Γυρτώνης, γ) Ταμιευτήρες Ελευθερίου 1 και Ελευθερίου 2, δ) Αντλιοστάσιο Πηνειού - Κάρλας	566
Σχήμα 2. 7. Περιοχή δικαιοδοσίας των ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας (Τσιούστα, 2015).	577
Σχήμα 3. 1. Τα αποτελέσματα (outrputs) του υδρο-οικονομικού μοντέλου.	611
Σχήμα 3. 2. Έργα απολήψεων ΤΟΕΒ Πηνειού (Πηγή: Υδρομέντωρ, 2015)	63
Σχήμα 3. 3. Χάρτης χρήσεων γης λεκάνης απορροής λίμνης Κάρλας: α) το έτος 2007 β) το έτος 2012.	67
Σχήμα 3. 4. Οι ζώνες άρδευσης που χρησιμοποιήθηκαν α) στην κατάσταση (Σενάριο 1) χωρίς λειτουργία ταμιευτήρα και β) στην κατάσταση λειτουργίας του νέου ταμιευτήρα (Σενάριο 2). Η μόνη διαφορά των δύο καταστάσεων είναι ότι οι εκτάσεις που αρχικά εξυπηρετούνται από τον υπόγειο υδροφόρο, στο μέλλον (με πορτοκαλί χρώμα) θα εξυπηρετούνται από τον ταμιευτήρα, μόλις αυτός λειτουργήσει (Πηγή: Alamanos et al., 2016).	688
Σχήμα 3. 5. Οι ζώνες άρδευσης στην κατάσταση λειτουργίας του νέου ταμιευτήρα (Σενάριο 2). (Πηγή: Alamanos et al., 2017b).	69
Σχήμα 3. 6. Τα δεδομένα εισόδου του προγράμματος CROPWAT.	70
Σχήμα 3. 7. Ενδεικτικά αποτελέσματα υδατικών απαιτήσεων σε mm νερού ανά δεκαήμερο του προγράμματος CROPWAT.	71
Σχήμα 3. 8. Το πλήρες υδρο-οικονομικό μοντέλο.	833
Σχήμα 3. 9. Το μοντέλο ισοζυγίου WEAP (Schematic View). Με κόκκινο απεικονίζονται οι κόμβοι ζήτησης (ανά ζώνη), και με πράσινο οι πηγές προσφοράς (από Πηνειό, υπόγειο υδροφόρο και ταμιευτήρα Κάρλας). Τα βέλη δείχνουν την πορεία με την οποία γίνεται η τροφοδοσία νερού (Alamanos et al., 2016).	84
Σχήμα 3. 10. α) Οι ζώνες, β) καθαρά κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα, γ) υδατικές απαιτήσεις, δ) αξία αρδευτικού νερού.	86
Σχήμα 3. 11. Υδατικές απαιτήσεις για κάθε διαχειριστικό σενάριο.	888
Σχήμα 3. 12. Καθαρά κέρδη για κάθε διαχειριστικό σενάριο.	899
Σχήμα 3. 13. Αξία αρδευτικού νερού για κάθε διαχειριστικό σενάριο.	91
Σχήμα 3. 14. Τα αποτελέσματα των κλιματικών σεναρίων πάνω στο κόστος άρδευσης.	93
Σχήμα 4.1. Οι συνιστώσες του χρηματοοικονομικού κόστους.	100
Σχήμα 5. 1. Η δομή του υδρο-οικονομικού μοντέλου που αναπτύχθηκε.	1222
Σχήμα 5. 2. α) Ο διαχωρισμός της λεκάνης σε ζώνες άρδευσης, όπως θεωρήθηκε στην πρώτη εκδοχή του μοντέλου και β) ο διαχωρισμός της λεκάνης ανά εξυπηρετούμενες εκτάσεις από κάθε ΥΣ (Πηνειό, υπόγειο υδροφόρο και μελλοντικά από τον ταμιευτήρα της Κάρλας).	12323
Σχήμα 5.3. Το σχηματικό (schematic view) του WEAP σύμφωνα με α) τις ζώνες άρδευσης, και β) τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από κάθε ΥΣ.	1277
Σχήμα 5. 4. Το ετήσιο χρηματοοικονομικό κόστος (σύνολο των συνιστωσών του) ως άθροισμα των κόστων από τον ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας υπό τα διαχειριστικά σενάρια (τιμές 2017) (Alamanos et al., 2019a).	1399
Σχήμα 5. 5. Το ετήσιο κόστος φυσικού πόρου, σύμφωνα με τη μεθοδολογία των διαφυγόντων κερδών, υπό τα διαχειριστικά σενάρια.	1411
Σχήμα 5. 6. Διακυμάνσεις εκτάσεων των μελετώμενων καλλιεργειών που εξυπηρετούνται από α) υπόγειο ύδατα, β) επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Πηνειού και γ) μελλοντικά από το νέο ταμιευτήρα της Κάρλας	

(προσωρινά εξυπηρετούνται από υπόγεια ύδατα, όμως εξετάζεται η μεταβολή των εκτάσεων αυτής της περιοχής για τα σενάρια της κατάστασης 2).	14343
Σχήμα 5. 7. Το ετήσιο κόστος φυσικού πόρου, σύμφωνα με τη μεθοδολογία της διαφοράς οφέλους από τη βέλτιστη χρήση.	14444
Σχήμα 5. 8. Το ετήσιο κόστος φυσικού πόρου, συγκριτικά από τις δύο προτεινόμενες μεθοδολογίες.	145
Σχήμα 5. 9. Συνολικά τελικά αποτελέσματα ετήσιου περιβαλλοντικού κόστους, για κάθε διαχειριστικό σενάριο.	150
Σχήμα 5. 10. Τα καθαρά κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα στη λεκάνη, σε σύγκριση με το πλήρες κόστος νερού που υπολογίστηκε.	1522
Σχήμα 6. 1. Οι εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα από ορυκτά καύσιμα και τσιμέντο σύμφωνα με την πέμπτη αξιολόγηση του IPCC για τα σενάρια RCP2.6, RCP4.5, RCP6 και RCP8.5. Η μαύρη γραμμή σηματοδοτεί τις ιστορικές παρατηρήσεις. Στο τέλος κάθε προβολής φαίνεται η αύξηση της θερμοκρασίας που θα προκληθεί (Fuss et al., 2014).	1588
Σχήμα 6. 2. Προβλεπόμενες αλλαγές στην ετήσια (αριστερά) και καλοκαιρινή (δεξιά) βροχόπτωση (σε ποσοστά) κατά την περίοδο 2071-2100 σε σύγκριση με την περίοδο βάσης 1971-2000 για το σενάριο RCP 8.5. Οι προσομοιώσεις μοντέλων βασίζονται στο μέσο όρο του συνόλου των προσομοιώσεων RCM από τη βάση δεδομένων EURO-CORDEX (Jacob et al., 2014).	1599
Σχήμα 6. 3. Η παγκόσμια άνοδος της στάθμης της θάλασσας για τον 21 ^ο αιώνα. Οι μπλε και κόκκινες καμπύλες εμφανίζουν προβολές για σενάρια RCP2.6 και RCP8.5, αντίστοιχα. Η σκίαση υποδεικνύει το πιθανό εύρος αβεβαιότητας (66-100%). Οι μπάρες στα δεξιά δείχνουν τους μέσους όρους της περιόδου 2081-2000 για τα τέσσερα σενάρια (IPCC, 2014).	159
Σχήμα 6. 4. Η αντιπροσωπευτική περιοχή για την οποία ελήφθησαν τα δεδομένα υψηλής χωρικής ανάλυσης (10x10 km ²) θερμοκρασίας και βροχόπτωσης. Το μπλε σημείο αντιπροσωπεύει το κέντρο (γεωγραφικό μήκος και πλάτος) της περιοχής μελέτης. Τα κλιματικά μοντέλα έχουν επιλύσει τις προγνωστικές εξισώσεις για κάθε κελί πλέγματος (δεδομένα σε grid), ώστε τα αποτελέσματα να είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε φαντίο. Ενδεικτικά εδώ η κόκκινη κουκίδα απεικονίζει το κέντρο του σημείου πλέγματος που είναι πλησιέστερο στην τοποθεσία που ζητήθηκε (Πηγή: Δεδομένα από DEAR - Clima, 2017).	165
Σχήμα 6. 5. Διάγραμμα ροής για τον υπολογισμό του αντίκτυπου των κλιματικών μεταβολών στο υδρο-οικονομικό μοντέλο.	16767
Σχήμα 6. 6. Τα υδατικά ισοζύγια για το σύνολο της λεκάνης απορροής της Κάρλας για κάθε διαχειριστικό σενάριο, υπό τα τρία σενάρια κλιματικής αλλαγής.	17070
Σχήμα 6. 7. Γραφική παράσταση μέσης στρεμματικής απόδοσης με τις μετεωρολογικές παραμέτρους, σε γραμμική μορφή (ενδεικτικά για καλλιέργειες σιταριού, ζαχαρότευλων και κηπευτικών).	17373
Σχήμα 6. 8. Γραφική παράσταση μέσης στρεμματικής απόδοσης με τις μετεωρολογικές παραμέτρους, σε πολωνυμική μορφή δευτέρου βαθμού (ενδεικτικά για καλλιέργειες βαμβακιού, σιταριού και αμπελώνων).	1755
Σχήμα 6. 9. Οι ποσοστιαίες μεταβολές του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα λόγω κάθε σεναρίου κλιματικής αλλαγής, σε σχέση με την υφιστάμενη κατάσταση.	178
Σχήμα 6. 10. Κόστος φυσικού πόρου για το σύνολο της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας, υπό κάθε διαχειριστικό και σενάρια κλιματικής αλλαγής.	18181
Σχήμα 6. 11. Παράδειγμα κλιμάκωσης της αβεβαιότητας στις προβλέψεις της μελλοντικής θερμοκρασίας (Hawkins, 2013; Knutti and Sedláček, 2013).	18585
Σχήμα 6. 12. Οι πηγές αβεβαιότητας στις παγκόσμιες προβολές της δεκαδικής θερμοκρασίας, εκφραζόμενες ως «πλούμιο» με τη σχετική συμβολή στη συνολική αβεβαιότητα. Οι σκιασμένες περιοχές αντιπροσωπεύουν διαστήματα εμπιστοσύνης 90% (Hawkins, 2013).	18585
Σχήμα 6. 13. Παράδειγμα αύξησης των μεταβολών των αποτελεσμάτων, ενδεικτικά, στα στάδια υπολογισμού του υδατικού ισοζυγίου.	1866
Σχήμα 6. 14. Η αύξηση του φάσματος της αβεβαιότητας από διάφορες πηγές, από τη μελλοντική κοινωνία έως την απόκριση προσαρμογής (Πηγή: Wilby and Dessai, 2010).	18787
Σχήμα 7. 1. Διάγραμμα ροής της μεθοδολογίας που ακολουθήθηκε για την υποστήριξη αποφάσεων.	1988
Σχήμα 7. 2. Ποσοστιαία εύρη βαρυτήτων κάθε υποκριτηρίου: α) από την ομάδα των ειδικών και β) από τους ιθύνοντες.	212
Σχήμα 7. 3. Συνολικά αποτελέσματα της μεθόδου MAUT.	213

Σχήμα 7. 4. Τα εύρη των τιμών χρησιμότητας (utility values) των εναλλακτικών, που προέκυψαν από α) την ομάδα των ειδικών και β) την ομάδα των ιθυνόντων.	213
Σχήμα 7. 5. Εύρη βαρυτήτων εναλλακτικών: α) από την ομάδα των ειδικών και β) από του ιθύνοντες.	214
Σχήμα 7. 6. Συνολικά αποτελέσματα της μεθόδου AHP.	215
Σχήμα 7. 7. Τα εύρη των βαρυτήτων που έδωσαν στα κριτήρια α) οι ειδικοί και β) οι ιθύνοντες.	216

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα διατριβή προτείνεται ένα καινοτόμο εργαλείο υποστήριξης αποφάσεων για τη βελτίωση της διαχείρισης των υδατικών πόρων σε τοπικό επίπεδο. Το σύστημα αναπτύχθηκε αρχικά στοχεύοντας στη διαχείριση λεκανών απορροής με χρήση ελλιπών δεδομένων, ενώ στη συνέχεια προσεγγίστηκε με τέτοιο τρόπο ώστε να εξάγει το πλήρες κόστος νερού (ως άθροισμα χρηματοοικονομικού, κόστους πόρου και περιβαλλοντικού κόστους, σύμφωνα με την Οδηγία 2000/60/EK). Το προτεινόμενο εργαλείο απαρτίζεται από συνδυασμένα μοντέλα για την προσομοίωση των υδατικών συστημάτων και της οικονομικής λειτουργίας της περιοχής. Ως υπόδειγμα εφαρμογής χρησιμοποιείται η λεκάνη απορροής της πρώην λίμνης Κάρλας. Το υδατικό δυναμικό της λεκάνης βρίσκεται σε κατάσταση υπερεκμετάλλευσης, λόγω της εντατικής γεωργικής χρήσης νερού, όπου σε συνδυασμό με τον περιορισμένο οικονομικό και διαχειριστικό έλεγχο, δημιουργεί μη βιώσιμες συνθήκες.

Το υπόψη σύστημα χρησιμοποιείται αρχικά για την περιγραφή της κατάστασης μέσω υδρολογικών και οικονομικών παραμέτρων. Αναπτύσσεται ένα υδρο-οικονομικό μοντέλο, προσανατολισμένο στις ανάγκες περιοχών με ελλιπή δεδομένα, χρησιμοποιώντας απλούς όρους. Ταυτόχρονα αναπτύσσεται και ένας αριθμός εναλλακτικών πολιτικών διαχείρισης της ζήτησης. Το εργαλείο αυτό είναι εύχρηστο ώστε να συμβάλει στην αναβάθμιση και τη βελτίωση της τοπικής διαχείρισης, να ενισχύσει την παρακολούθηση όλων αυτών των παραμέτρων, εκπληρώνοντας τις επιταγές της ευρωπαϊκής νομοθεσίας για την ολοκληρωμένη διαχείριση σε επίπεδο λεκάνης απορροής.

Με αφορμή τις επιταγές της ευρωπαϊκής Οδηγίας 2000/60 για την πλήρη κοστολόγηση νερού, και τη μικρή πρόοδο που έχει σημειωθεί στα Κράτη-μέλη αναφορικά με την εφαρμογή της στο αρδευτικό νερό, το υδρο-οικονομικό μοντέλο που προτάθηκε, χρησιμοποιείται ως βάση για μια πιο ολοκληρωμένη προσέγγιση. Αναπτύσσεται μια καινοτόμα μεθοδολογία ώστε να λαμβάνεται υπόψη και το πλήρες κόστος του αρδευτικού νερού. Το μοντέλο εμπεριέχει πλέον και στοιχεία λογιστικής (για την εκτίμηση του χρηματοοικονομικού κόστους), στοιχεία περιβαλλοντικής οικονομίας και ποιότητας νερού (για την εκτίμηση του κόστους πόρου και του περιβαλλοντικού κόστους), καθώς και μια σειρά διαχειριστικών σεναρίων (εναλλακτικών μέτρων-πολιτικών διαχείρισης). Τα χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης, και ιδιαίτερα η χρήση τόσο επιφανειακών όσο και υπόγειων υδάτων για την κάλυψη των υδατικών αναγκών, διαμορφώνουν ένα πολύπλοκο πρόβλημα, και ταυτόχρονα καθιστούν τη μεθοδολογία ολοκληρωμένη, ρεαλιστική και εφαρμόσιμη σε οποιοσδήποτε συνθήκες.

Τα βασικά αποτελέσματα του όλου συστήματος (υδατικό ισοζύγιο, καθαρά κέρδη και πλήρες κόστος νερού) εξετάζονται υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής, χρησιμοποιώντας αντιπροσωπευτικά σενάρια που διαμορφώθηκαν βασισμένα στα Representative Concentration Pathways (RCPs) του IPCC.

Τέλος, διαμορφώνεται ένα Σύστημα Υποστήριξης Αποφάσεων, συνδυάζοντας τα διαχειριστικά σενάρια – πολιτικές, ως εναλλακτικές λύσεις προς αξιολόγησης, και τα αποτελέσματα του υδρο-οικονομικού μοντέλου ως κριτήρια. Γίνεται χρήση τεσσάρων βασικών τεχνικών Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, εφαρμοζόμενες σε ένα δείγμα που απαρτίζεται από ειδικούς σε θέματα διαχείρισης υδατικών πόρων και από τις αρμόδιες αρχές της ευρύτερης περιοχής. Η επιτυχής εφαρμογή του προτεινόμενου μεθοδολογικού πλαισίου ενισχύει τη συνεργασία ειδικών και ιθυνόντων για την ολοκληρωμένη διαχείριση και τη χάραξη βιώσιμης υδατικής πολιτικής.

ABSTRACT

This study proposes an innovative decision support tool to improve water management at local level. The system was originally developed focusing on river basin management using incomplete data, and subsequently the approach modified in a way it explored the full cost of water (as sum of monetary, natural resource cost and environmental cost, according to the Directive 2000/60/EC). The proposed tool consists of combined models for the simulation of the aquatic system and the economic operation of the area. The former Lake Karla watershed is used as a case study application. The water potential of the basin is overexploited due to the intensive agricultural water use, which, combined with the poor economic and managerial control, creates unsustainable conditions.

This system is initially used to describe the situation through hydrological and economic parameters. A hydro-economic model is developed, oriented to the needs of data-scarce areas, using simple terms. At the same time, a number of alternative demand management policies were developed. This tool is handy to help the local management to upgrade and improve, to strengthen the monitoring of all these parameters, meeting the requirements of European legislation on integrated river basin management.

With regard to the requirements of the European Directive 2000/60 on costing the full water value, and the poor progress made in Member-States on its application to the irrigation sector, the proposed hydro-economic model is used to set the bases for a more integrated approach. An innovative methodology is developed to take into account the full cost of irrigation water. The model also includes elements of accounting (for estimating of the monetary cost), environmental economics and water quality (for estimating resource costs and environmental costs), as well as a set of management scenarios (alternative management policy measures). The characteristics of the study area, and in particular the use of both surface and groundwater to meet water needs, create a complex problem, and at the same time make the methodology integrated, realistic and applicable in any case.

The basic results of the entire system (water balance, net profits and full water costs) are examined under climate change conditions using scenarios based on the IPCC's Representative Concentration Paths (RCPs).

Finally, a Decision Support System is formulated, combining the above management scenarios - policies, as alternatives to evaluation, and the results of the hydro-economic model as criteria. Four basic Multicriteria Analysis techniques are used, applied to a sample of water resource management experts and the relevant authorities of the wider region. The successful implementation of the proposed methodological framework strengthens the cooperation of experts and decision-makers for integrated management and sustainable water policy-making.

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1. Το πρόβλημα της λειψυδρίας

«Δεν έχει σημασία ποιοι είμαστε, πού ζούμε, τι κάνουμε, όλοι εξαρτόμαστε απ' το νερό. Το χρειαζόμαστε κάθε μέρα, με πάρα πολλούς τρόπους. Το χρειαζόμαστε για να είμαστε υγιείς, το χρειαζόμαστε για να παράγουμε την τροφή μας, για τις μεταφορές, την άρδευση και τη βιομηχανία. Το χρειαζόμαστε για τα ζώα και τα φυτά, για να αλλάζουν οι εποχές και τα χρώματα. Ωστόσο, παρά τη σημασία των αποθεμάτων του νερού για τη ζωή και την ύπαρξή μας, δείχνουμε μια συνεχώς αυξανόμενη έλλειψη σεβασμού για τα αποθέματα αυτά. Τα σπαταλούμε, τα λεηλατούμε, τα μολύνουμε, ξεχνώντας πόσο απαραίτητα είναι για την επιβίωσή μας». Αυτό το απόσπασμα από την ανακήρυξη του 2003, σαν παγκόσμιου έτους για τα Νερά, από τον Ο.Η.Ε., τονίζει τη σημασία του νερού σε όλους τους τομείς με τους οποίους συνδέεται (άμεσα ή έμμεσα) και υποδεικνύει την ανάγκη για ορθολογική διαχείρισή του. Αυτή η ανάγκη γεννάται από το πρόβλημα της λειψυδρίας. Η έννοια της λειψυδρίας περιλαμβάνει όλους εκείνους τους παράγοντες που δυσχεραίνουν την πρόσβαση σε νερό για την κάλυψη των αναγκών. Πιο αναλυτικά, η λειψυδρία μπορεί να είναι είτε φυσική, είτε οικονομική, είτε ποιοτική (Κουτσογιάννης, 2007).

Φυσική λειψυδρία είναι η κατάσταση κατά την οποία η διαθέσιμη ποσότητα νερού δεν επαρκεί για την κάλυψη όλων των απαιτήσεων. Η διαθεσιμότητα του νερού στη γη, ως φυσική προσφορά, ρυθμίζεται από τον υδρολογικό κύκλο. Κάθε χρήση νερού αλλά και κάθε ανθρώπινη παρέμβαση μπορεί να επηρεάσει τον υδρολογικό κύκλο, συνήθως αρνητικά. Η κύρια συνέπεια της φυσικής λειψυδρίας είναι η περιβαλλοντική υποβάθμιση (αποξήρανση ποταμών, λιμνών, πτώση στάθμη υπόγειων υδροφορέων, ρύπανση, κλπ.). *Η οικονομική λειψυδρία* είναι συνώνυμη με την έλλειψη των απαραίτητων επενδύσεων για την κάλυψη των υδατικών απαιτήσεων. Εξ'ατίας περιορισμένων οικονομικών, ανθρώπινων ή θεσμικών ικανοτήτων, αρκετοί άνθρωποι ζουν σε συνθήκες σπανιότητας νερού, ή αδυνατούν να έχουν πρόσβαση σε επαρκή ποσότητα και κατάλληλη ποιότητα νερού. Ακόμα και όταν υπάρχει φυσική διαθεσιμότητα νερού, συμβαίνει θεσμικοί ή πολιτικοί παράγοντες να καθιστούν την εκμετάλλευσή της δύσκολη έως αδύνατη, ή ακόμα και ομάδες χρηστών να ευνοούνται εις βάρος άλλων. Οι συνέπειες της οικονομικής λειψυδρίας, είναι ουσιαστικά περιπτώσεις κακής ή μη διαχείρισης των υδατικών πόρων. Τέτοιες περιπτώσεις είναι η ανεπαρκής ανάπτυξη των υποδομών, κακή ή ελλιπής συντήρησή τους, υψηλή ευαισθησία στις εποχιακές διακυμάνσεις του νερού (πλημμύρες, ξηρασίες) και άνιση κατανομή του νερού, ακόμη και αν υπάρχει υποδομή. *Η ποιοτική λειψυδρία*, έχει να κάνει με την περίπτωση όπου το νερό δεν είναι κατάλληλο για χρήση, λόγω κακής χημικής κατάστασης. Θα μπορούσε να θεωρηθεί υπο-κατηγορία της οικονομικής λειψυδρίας, καθώς το νερό απαιτεί επενδύσεις και υποδομή για την βελτίωση της ποιότητάς του. Παραδείγματος χάριν, το πόσιμο νερό πρέπει να υποστεί επεξεργασία

μέχρι την επίτευξη ενός υψηλού επιπέδου ποιότητας και την παροχή του σε βαθμό αξιόπιστο, πράγμα που συνεπάγεται κόστος, ή μέτρα αποφυγής της ρύπανσης.

Ποσοτικοποιώντας τις επιπτώσεις της φυσικής και της οικονομικής λειψυδρίας, αρχικά θα πρέπει να ληφθεί υπόψη η κατανομή του νερού στη γη. Το 97,2% του συνολικού όγκου νερού του πλανήτη είναι αλμυρό, ενώ το υπόλοιπο 2,8% είναι γλυκό, και ουσιαστικά συντηρεί τη ζωή όλων των οικοσυστημάτων και των ανθρώπων. Από αυτό το ποσοστό, ένα πολύ μικρό μέρος είναι τελικά εκμεταλλεύσιμο από τον άνθρωπο, αφού το 71% αυτού είναι δεσμευμένο στα παγόβουνα, στους παγετώνες στους δύο πόλους, σε μόνιμο χιόνι στις κορυφές των βουνών, καθιστώντας το αδύνατο να χρησιμοποιηθεί. Το 0,77% του συνολικού όγκου του νερού βρίσκεται στις λίμνες, τα ποτάμια, το έδαφος, το υπέδαφος και την ατμόσφαιρα. Από αυτό το γλυκό νερό που απομένει, το υπόγειο νερό καταλαμβάνει το 0,63%, όμως το μισό βρίσκεται σε ασύμφορα βάθη. Τελικά από το συνολικό όγκο νερού μόνο το 0,02% είναι το επιφανειακό. Το νερό λοιπόν δεν είναι ανεξάντλητος πόρος, και επομένως απαιτείται ορθολογική διαχείρισή του, προσανατολισμένη στην εκμετάλλευση των ανανεώσιμων από τον υδρολογικό κύκλο αποθεμάτων του. Επιπλέον, οι άνθρωποι που δεν έχουν πρόσβαση σε καλής ποιότητας νερό, ή εγκαταστάσεις υγιεινής, γίνονται όλο και περισσότεροι. Το 2008 πάνω από 1,54 δισεκατομμύρια άνθρωποι υπέφεραν από έλλειψη νερού (<1000 κυβικά/άτομο/έτος), ενώ το 2030 υπολογίζεται ότι θα είναι 3,3 δισεκατομμύρια (World Bank, 2016). Όλα τα παραπάνω ενισχύονται και από τους ακόλουθους παράγοντες:

- Τη χωρική ανισοκατανομή του πόρου, αφού υπάρχει περισσότερο νερό στα βουνά, ενώ στα πεδινά όπου λαμβάνουν χώρα οι περισσότερες δραστηριότητες, εντοπίζεται κυρίως η σπανιότητά του.
- Τη χρονική ανισοκατανομή του πόρου, με ξηρά καλοκαίρια όπου η ζήτηση είναι μεγαλύτερη, και υγρούς χειμώνες.
- Τη γενικότερη ποιοτική υποβάθμιση των διαθέσιμων υδατικών πόρων και την υφαλμύριση των υπόγειων υδάτων, λόγω υπεράντλησης και ανεξέλεγκτης διάθεσης αποβλήτων.
- Την κλιματική αλλαγή. Οι προβλέψεις για το μέλλον της ανθρωπότητας τα επόμενα 100 περίπου χρόνια δείχνουν ότι εξαιτίας των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου η θερμοκρασία θα αυξηθεί και η βροχόπτωση θα μειωθεί. Με την αύξηση των ακραίων φαινομένων η τελική προσφορά νερού θα περιοριστεί, και η κάλυψη των αυξανόμενων αναγκών θα γίνει ακόμα δυσκολότερη.

Μέχρι αυτό το σημείο αναφέρθηκαν μόνο οι δυσκολίες στην εκμετάλλευση της προσφερόμενης ποσότητας νερού. Ο δεύτερος μεγάλος πυλώνας της λειψυδρίας είναι η ζήτηση του νερού, και το πώς αυτή διαμορφώνεται και καθορίζεται. Από στοιχεία των παγκόσμιων οργανισμών, όπως η Διεθνής Τράπεζα, ο Οργανισμός Ηνωμένων Εθνών και άλλοι, έχει παρατηρηθεί αξιοσημείωτος ρυθμός αύξησης της χρήσης του νερού τον 20^ο αιώνα, κάτι το οποίο δε φαίνεται να σταματά στο μέλλον (Κολοκυθά, 1999). Αυξανόμενες παρουσιάζονται και οι διαφορές στην κατανομή του νερού. Αυτό γίνεται

εύκολα κατανοητό αν αναλογιστεί κανείς ότι για την επιβίωση ένα άτομο χρειάζεται 5 λίτρα/ημέρα, ενώ για πόση, μαγείρεμα, μπάνιο και υγιεινή 50 λίτρα/ημέρα. Στις Ηνωμένες Πολιτείες η μέση ημερήσια κατά κεφαλήν κατανάλωση είναι 250-300 λίτρα, στην Ολλανδία 104 λίτρα και στη Σομαλία 9 λίτρα (World Bank, 2016). Η ανισοκατανομή της ζήτησης επιδεινώνεται και από την ανάπτυξη υδροβόρων δραστηριοτήτων την ξηρή καλοκαιρινή περίοδο (άρδευση, τουρισμός, κλπ.), καθώς και από το γεγονός ότι όλες αυτές οι χρήσεις νερού γίνονται ανταγωνιστικές, με αποτέλεσμα την αδυναμία πλήρους ανταπόκρισης στις υδατικές ανάγκες.

Η διαχείριση υδατικών πόρων διαχρονικά χαρακτηρίστηκε από την ανάπτυξη χρησιμοθηρικών πολιτικών διαρκούς αναζήτησης νέων υδατικών αποθεμάτων προς εκμετάλλευση, πολλές φορές αδιαφορώντας για τις περιβαλλοντικές συνέπειες. Άρχισαν να χρησιμοποιούνται ύδατα που η πρόσβαση σε αυτά ήταν πιο εύκολη, μειώνοντας ή και εξαντλώντας αποθέματα ποταμών, λιμνών, και άλλων επιφανειακών αλλά και υπόγειων πόρων. Το περιβαλλοντικό και οικονομικό αδιέξοδο είναι βέβαιο, καθώς οι ούτως ή άλλως πεπερασμένοι υδατικοί πόροι αργά ή γρήγορα θα εξαντληθούν, ενώ το κόστος κάλυψης των αναγκών θα αυξάνεται, αφού θα προϋποθέτει την άντληση νερού από μεγαλύτερα βάθη, ή τη μεταφορά του από πιο μακριά. Το κόστος εκμετάλλευσης κάθε νέου κυβικού μέτρου νερού, θα στοιχίζει στο εξής τρεις φορές περισσότερο (World Bank, 2016). Το πρόβλημα κάλυψης των αυξανόμενων αναγκών με περιορισμένους και εξαντλήσιμους πόρους, είναι ουσιαστικά ταυτόσημο με το λεγόμενο «οικονομικό πρόβλημα», δηλαδή το κόστος και τη ζημία που δημιουργείται από τη σπανιότητα των αγαθών.

Για την Ελλάδα, δεν τίθεται θέμα φυσικής λειψυδρίας, λόγω της σχετικά μεγάλης ποσότητας των ανανεώσιμων υδατικών αποθεμάτων της. Τα βασικά της προβλήματα είναι η έντονη χωρική και χρονική ανισοκατανομή των βροχοπτώσεων της, η υφαλμύριση των παράκτιων και νησιωτικών περιοχών, η ρύπανση, η υποτιμολόγηση του νερού, η σαφής υποβάθμιση της ποιότητας και η πτώση της στάθμης των υδροφορέων (ΥΠΕΚΑ, 2013). Όλα αυτά, σε συνδυασμό με την απουσία ορθολογικής διαχείρισης και την υιοθέτηση των πολιτικών που προαναφέρθηκαν, δημιουργούν ενίοτε προβλήματα οικονομικής λειψυδρίας, κυρίως στον αγροτικό τομέα.

1.2. Ολοκληρωμένη και Βιώσιμη Διαχείριση Υδατικών Πόρων

Η τεχνοκρατική αντίληψη για τη ζωή και το μέλλον του πλανήτη, με τη χρησιμοθηρική προσέγγιση που οδήγησαν στο σημερινό αδιέξοδο, συνδέονται με τον κεφαλαιοκρατικό τρόπο ανάπτυξης των τελευταίων δεκαετιών. Κατά την άποψη αυτή το περιβάλλον αντιμετωπίζεται με νοοτροπία κατακτητή, και δεν έχει παρά να προσαρμόζεται στην ανάπτυξη προσφέροντας συνεχώς τις απαραίτητες πρώτες ύλες (Μυλόπουλος, 2006). Το αντίπαλο δέος σε αυτή την αντίληψη, αποτέλεσε η ανάπτυξη ακραίων οικολογικών απόψεων όπου καταδίκάζαν την τεχνολογική πρόοδο και την οικονομική ανάπτυξη, ως υπεύθυνες για την καταστροφή του περιβάλλοντος (Redclift, 1993). Μία ενδιάμεση προσέγγιση του προβλήματος αποτελεί η θεωρία της Ολοκληρωμένης και Βιώσιμης Διαχείρισης Υδατικών Πόρων, η οποία προάγει την επίτευξη των οικονομικών-

παραγωγικών στόχων, με περιβαλλοντικούς όμως περιορισμούς. Η θεωρία αυτή είναι απόρροια των διαπιστώσεων που αναλύθηκαν στο υποκεφάλαιο 1.1, οι οποίες ουσιαστικά υποδεικνύουν την ανάγκη επαναπροσδιορισμού των αρχών και των αντιλήψεων της υφιστάμενης υδατικής πολιτικής. Ακολούθως αναλύονται οι βασικές πτυχές αυτής της θεωρίας, η οποία συνεχώς αναπτύσσεται και προσαρμόζεται στις σύγχρονες ανάγκες.

Ο όρος "Διαχείριση Υδατικών Πόρων" εμπεριέχει το σύνολο των μεθόδων και δραστηριοτήτων που απαιτούνται για την ορθολογική αξιοποίηση του υδατικού δυναμικού, με στόχο την πληρέστερη δυνατή κάλυψη των αναγκών σε νερό (Μυλόπουλος, 2006). Περιλαμβάνει επομένως τόσο τις επιστημονικές μεθόδους και τεχνικές, όσο και τις επιχειρησιακές επεμβάσεις και τα διοικητικά μέτρα, που στοχεύουν στη μετατροπή της κατάστασης των υδατικών συστημάτων, προκειμένου να προκύπτει το μέγιστο δυνατό όφελος από την εκμετάλλευσή τους, σύμφωνα με τα κριτήρια, τις προτεραιότητες και τους στόχους που έχουν προκαθοριστεί (Serageldin, 1995). Η έννοια δεν περιορίζεται μόνο στο παραδοσιακό αντικείμενο της υδρολογίας, δηλαδή την παρακολούθηση και τη μελέτη της κατανομής και της διαθεσιμότητας των υδατικών πόρων στο χώρο και το χρόνο, αλλά χρησιμοποιεί τα αποτελέσματα αυτής της ανάλυσης επιχειρησιακά. Έτσι, το υδατικό δυναμικό μπορεί να αξιοποιηθεί με το βέλτιστο τρόπο, σε σχέση με τη διαθεσιμότητα και τα οφέλη που προκύπτουν από τη χρήση του. Ολοκληρώνονται έτσι η φυσική και η κοινωνικοοικονομική διάσταση, για να αποτελέσουν κριτήριο χάραξης της υδατικής πολιτικής, σύμφωνα με το οποίο επιζητείται το μέγιστο δυνατό όφελος. Σε αυτή τη διαδικασία εντάσσονται φυσικοί, οικονομικοί, κοινωνικοί, περιβαλλοντικοί και άλλοι παράγοντες, που χρησιμοποιούνται για την επίτευξη παραγωγικών ή συχνά και εθνικών στόχων. Γίνεται λοιπόν αντιληπτό ότι η Διαχείριση Υδατικών Πόρων είναι μία σύνθετη και διεπιστημονική διαδικασία, όπου εμπερικλείει κλάδους όπως η υδρολογία, η υδραυλική, η γεωλογία, η υδρογεωλογία, η εδαφολογία, η μορφολογία του εδάφους, η μετεωρολογία, η πληροφορική, η κοινωνιολογία, η πολιτική επιστήμη, τα οικονομικά, η νομική, η στατιστική και η θεωρία πιθανοτήτων, η επιχειρησιακή έρευνα και η ανάλυση συστημάτων (Βασιλειάδης, 2017), και στοχεύει στην εναρμόνιση των πρακτικών αντιθέσεων που εμφανίζονται, ώστε να διευκολύνει την εύρεση βέλτιστων πολιτικών. Όπως στο υποκεφάλαιο 1.1 έγινε παραλληλισμός του προβλήματος της λειψυδρίας με το οικονομικό πρόβλημα, αντίστοιχα και εδώ, η διαχείριση των υδατικών πόρων μπορεί να παραλληλιστεί με μία οικονομική δραστηριότητα με συγκεκριμένες απαιτήσεις, που υπόκειται όμως στους νόμους της προσφοράς και της ζήτησης. Η διαφορά της Διαχείρισης Υδατικών Πόρων από την Οικονομική Θεωρία, είναι ουσιαστικά και η διαφορά – ιδιαιτερότητα του νερού σε σχέση με τα υπόλοιπα οικονομικά αγαθά: πρόκειται για φυσικό περιβαλλοντικό αγαθό σε συνθήκες ανεπάρκειας, με έντονα κοινωνικό χαρακτήρα, έντονη ανισοκατανομή και μεταβλητότητα στο χώρο και το χρόνο (Τσακίρης, 1995).

Ο όρος "Βιώσιμη" ή Αειφόρος ανάπτυξη ή διαχείριση, αναφέρεται στη διατήρηση και τη συνέχιση της ζωής στον πλανήτη. Είναι ένα γενικότερο μοντέλο ανάπτυξης και σχεδιασμού για το μέλλον, που προάγει την αρχή ότι η προσπάθεια για την κάλυψη των

σημερινών αναγκών δεν πρέπει να υπονομεύει την αντίστοιχη προσπάθεια των μελλοντικών γενιών να καλύψουν τις δικές τους ανάγκες. Οι υδατικές απαιτήσεις θα πρέπει να καλύπτονται με τρόπο που θα διασφαλίζει την επάρκεια ικανών αποθεμάτων προς μελλοντική χρήση. Έτσι, η τελική διαθεσιμότητα του νερού γίνεται ακόμα μικρότερη. Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, οι υδατικοί πόροι δε θα πρέπει να καταναλώνονται με ρυθμούς ταχύτερους από τους ρυθμούς της ετήσιας ανανέωσής τους, στο πλαίσιο του υδρολογικού κύκλου (Μυλόπουλος, 2006). Η μελλοντική κατανάλωση, η οποία λειτουργεί ως μία επιπλέον χρήση νερού, θα λαμβάνεται έτσι υπόψη.

Με αφορμή τις αναφορές στις έννοιες κατανάλωση και χρήσεις νερού, και δεδομένου ότι ο άνθρωπος δε μπορεί να επέμβει στη φυσική προσφορά του νερού, γίνεται κατανοητό, ότι η επόμενη επιτακτική πτυχή της διαχείρισης είναι η "Διαχείριση της Ζήτησης". Ο μόνος τρόπος για να λειτουργήσουν σωστά και να επιτευχθούν οι παραπάνω στόχοι, είναι να γίνεται βέλτιστη διαχείριση των διαθέσιμων ποσοτήτων νερού (Tate, 2001). Οι υδατικές ανάγκες δε θεωρούνται πλέον δεδομένες, ούτε υπάρχει η απαίτηση ότι το περιβάλλον μπορεί να παρέχει ανεξάντλητες ποσότητες. Οι δράσεις που αποσκοπούν στη μεγιστοποίηση της αποδοτικότητας σε κάθε χρήση νερού, και τη χρησιμοποίηση της μικρότερης δυνατής ποσότητας, υπάγονται στις πρακτικές της Διαχείρισης της Ζήτησης. Ουσιαστικά, η προσέγγιση αυτή τείνει να μειώσει τη ζήτηση του νερού, βελτιώνοντας την αποδοτικότητα των χρήσεών του, και προστατεύοντας τους υδατικούς πόρους από υποβάθμιση. Η μείωση της ζήτησης μέσω ορθολογικής διαχείρισης θεωρείται ισοδύναμη με αύξηση της προσφοράς νερού (Κολοκυθά, 1999). Και όπως αναλύθηκε παραπάνω, η αύξηση της προσφοράς πλέον θα συνεπάγεται αυξημένα κόστη, μιας και οι πιο εύκολα εκμεταλλεύσιμοι υδατικοί πόροι έχουν ήδη χρησιμοποιηθεί.

Το σημαντικότερο μέτρο ορθής λειτουργίας των ανωτέρω, όπως θα φανεί και στη συνέχεια της διατριβής, είναι το υδατικό ισοζύγιο. Η Βιώσιμη Διαχείριση της Ζήτησης προσπαθεί να διατηρήσει το ισοζύγιο των υδατικών αποθεμάτων με ένα σύνολο μεθόδων και πρακτικών, που στοχεύουν σε επίπεδο σχεδιασμού και χάραξης πολιτικής. Η προσπάθεια αυτή βρίσκεται αντιμέτωπη με την ταυτόχρονη ικανοποίηση των διαφορετικών χρήσεων νερού. Πολύ πριν τη διατύπωση του οικονομικού προβλήματος, ο Πλάτωνας είχε διαπιστώσει ότι η αξία ενός αγαθού είναι ανάλογη της σπανιότητάς του, η οποία γίνεται αιτία διαμαχών. Η αστική, η γεωργική, η βιομηχανική, η κτηνοτροφική, η τουριστική, η μελλοντική χρήση νερού, είναι συχνά ανταγωνιστικές, ενώ η ικανοποίησή τους πολλές φορές δεν αρκεί στην ποσοτική κάλυψη, αλλά και στην ποιοτική, μαζί με οικονομικούς, παραγωγικούς, ενεργειακούς και άλλους στόχους. Η λύση έρχεται από την τελευταία πτυχή της διαχείρισης που θα αναλυθεί, την "Ολοκληρωμένη" διαχείριση υδατικών πόρων. Σύμφωνα με αυτήν, ο σχεδιασμός θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη όλες αυτές τις παραμέτρους, τις απαιτήσεις, και τους στόχους τους, μαζί ως σύνολο και όχι ξεχωριστά και ανταγωνιστικά. Τονίζεται λοιπόν ξανά ο διεπιστημονικός χαρακτήρας της διαχείρισης υδατικών πόρων.

Από όλα τα παραπάνω γίνεται επίσης αντιληπτό το πόσο έχει εξελιχθεί το αντικείμενο της Διαχείρισης Υδατικών Πόρων ιστορικά. Από τα αρχαία χρόνια, όπου περιοριζόταν στην προστασία του ανθρώπου από φυσικές καταστροφές και πλημμύρες, έως σήμερα όπου γίνεται λόγος για Ολοκληρωμένη, Βιώσιμη Διαχείριση της Ζήτησης, ακόμα και τη χρήση οικονομικών μεθόδων για την επίτευξη των στόχων της.

1.3. Θεσμικά και Οικονομικά εργαλεία στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων

Η μεγάλη αυτή ανάπτυξη σηματοδοτείται και από τη θέσπιση μίας σειράς θεσμικών διατάξεων (Φαφούτης, 2008): Το 1987 στην Επιτροπή Brundtland εμφανίστηκε για πρώτη φορά η έννοια της Αειφόρου ανάπτυξης με σκοπό την επανατοποθέτηση της σχέσης του ανθρώπου με το περιβάλλον. Το 1991 στην Κοπεγχάγη και το 1992 στο Δουβλίνο, στη Συνδιάσκεψη για το Νερό και το Περιβάλλον, το νερό αναγνωρίστηκε ως οικονομικό αγαθό και τονίστηκε η σημασία της συνολικής προσέγγισης όλων των παραμέτρων που το χαρακτηρίζουν. Τον ίδιο χρόνο, η Διακήρυξη του Ρίο επαναπροσδιόρισε την αναπτυξιακή στρατηγική των κρατών στην κατεύθυνση των αρχών της Βιώσιμης Ανάπτυξης. Συμφωνήθηκε επίσης η παροχή χρηματοοικονομικής βοήθειας σε τριτοκοσμικές χώρες και η μεταφορά τεχνολογίας. Στη Νέα Υόρκη το 1997 διαπιστώθηκε στασιμότητα των πράξεων που οδηγούν στην επίτευξη της Βιώσιμης Ανάπτυξης. Δόθηκε προτεραιότητα στην ολοκληρωμένη διαχείριση των υδατικών πόρων, τη διανομή, την προστασία και τη χρήση τους. Άρχισε να αναπτύσσεται διάλογος μεταξύ των ανεπτυγμένων και των αναπτυσσόμενων χωρών. Επιπλέον έγινε προώθηση σχεδίων υποστήριξης μιας ολοκληρωμένης διαχείρισης των υδατικών πόρων για την εξάλειψη της φτώχειας. Για τους ανωτέρω σκοπούς, ένα χρόνο αργότερα στο Παρίσι δημιουργήθηκε κοινό δίκτυο για μεταφορά και ανταλλαγή πληροφοριών. Η θέση του ΟΗΕ στηρίζει τη διαχείριση της πληροφορίας, τη Βιώσιμη Ανάπτυξη, την ένταξη της διαχείρισης υδατικών πόρων στην Εθνική οικονομία, τη διεθνή συνεργασία κρατών και το συντονισμό μεταξύ φορέων και ιδρυμάτων κάθε κράτους. Το 2000 στη Χάγη ιδρύθηκε ένα σύστημα ελέγχου των δραστηριοτήτων για το Παγκόσμιο Όραμα για το Νερό (World Water Vision), ενεργοποιήθηκαν οι πολιτικές πρωτοβουλίες για την χρηματοδότηση της προστασίας και αξιοποίησης των υδατικών πόρων, και δημιουργήθηκε Διεθνής Επιτροπή για το νερό, την ειρήνη και την ασφάλεια. Το ίδιο έτος συστάθηκε και η Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα (ΟΠΥ) 2000/60/EK, η οποία βρίσκεται σε ισχύ έως σήμερα, και αποτελεί επιστέγασμα και ολοκλήρωση των αρχών των προηγούμενων διακηρύξεων. Σκοπός της είναι κάθε κράτος μέλος όχι μόνο να παρακολουθεί το καθεστώς των υδάτων αλλά να καταφέρει να τα διατηρεί σε καλή οικολογικά κατάσταση. Η διασφάλιση της «καλής κατάστασης», ή η ανάκαμψη όλων των επιφανειακών και υπόγειων υδάτινων σωμάτων θα είναι το αποτέλεσμα της εφαρμογής των αρχών της «προστασίας» και «ο ρυπαίνων πληρώνει». Επιπλέον, σύμφωνα με την Οδηγία, το σύστημα διαχείρισης ορίζεται σε επίπεδο λεκάνης απορροής ποταμού, και όχι διοικητικών ορίων, κάτι που απαιτεί συνεργασία των αρμόδιων φορέων και συμμετοχικό σχεδιασμό. Με τον τρόπο αυτό δημιουργεί μια μοναδική ευκαιρία, και ταυτόχρονα πρόκληση, για το συνδυασμό της εμπειρικής έρευνας με την ανάπτυξη πολιτικών διαχείρισης και προστασίας των

υδατικών πόρων. Μέχρι σήμερα, όπου αναμένεται η εφαρμογή της, αποτελεί το σημαντικότερο εργαλείο για την αντιμετώπιση των προβλημάτων που προκύπτουν από την υποβάθμιση της ποιότητας των νερών και την πίεση που ασκείται λόγω συνεχούς αύξησης της ζήτησης νερού καλής ποιότητας.

Ένα από τα νέα στοιχεία που εισήγαγε η Οδηγία είναι ότι για πρώτη φορά στην πολιτική της ΕΕ για το περιβάλλον, ένα νομικό κείμενο προτείνει οικονομικές αρχές και οικονομικά εργαλεία ως βασικά μέτρα για την επίτευξη συγκεκριμένων περιβαλλοντικών στόχων. Βασικό στοιχείο της είναι η άμεση αναφορά της στην αρχή της «ανάκτησης κόστους» των υπηρεσιών νερού. Η ανάκτηση κόστους δεν περιορίζεται στο άμεσο κόστος παροχής υπηρεσιών αλλά αναφέρεται και στα κόστη που σχετίζονται με τις αρνητικές περιβαλλοντικές επιπτώσεις. Το Άρθρο 9.1 της Οδηγίας αναφέρεται στο συνολικό κόστος των υπηρεσιών νερού και καθιστά αναγκαία την αναλυτική εκτίμηση των συνιστωσών του, οι οποίες είναι:

- Το χρηματοοικονομικό (άμεσο) κόστος που περιλαμβάνει τα κόστη κεφαλαίου, λειτουργίας και συντήρησης των έργων, διαχειριστικά και διοικητικά κόστη και άλλα άμεσα οικονομικά κόστη (π.χ. επενδύσεων).
- Το κόστος των φυσικών πόρων, το οποίο αντιπροσωπεύει την απώλεια οφέλους λόγω του περιορισμού των διαθέσιμων υδατικών πόρων σε βαθμό μεγαλύτερο από το φυσικό ρυθμό ανανέωσης τους (WATECO, 2002). Με τη νεότερη, διευρυμένη ερμηνεία, το κόστος φυσικών πόρων αντιπροσωπεύει το κόστος ευκαιρίας από την κατανομή του νερού υπό συνθήκες έλλειψης στις επιμέρους χρήσεις, συνδέοντας το έτσι με τη μη οικονομικά αποδοτική χρήση, τόσο χωρικά όσο και σε διαφορετικές χρονικές στιγμές.
- Το περιβαλλοντικό κόστος αντιπροσωπεύει το κόστος από τις επιπτώσεις που προκαλούν οι χρήσεις νερού στο περιβάλλον και τα υδάτινα οικοσυστήματα (υποβάθμιση φυσικών πόρων). Ο ορισμός που προτάθηκε από το WATECO (2002) περιλαμβάνει εκτός από τις επιπτώσεις στο περιβάλλον, και τις επιπτώσεις στους χρήστες (π.χ. αναψυχή, επιπτώσεις στην υγεία, αυξημένα κόστη επεξεργασίας νερού λόγω αυξημένων συγκεντρώσεων νιτρικών από γεωργικές δραστηριότητες κλπ.).

Εισάγεται λοιπόν η έννοια της κοστολόγησης του νερού, σύμφωνα με την πλήρη αξία του. Αυτή με τη σειρά της θα δώσει τη σκυτάλη στην τιμολόγησή του, το κύριο οικονομικό εργαλείο της Διαχείρισης Υδατικών Πόρων σήμερα, για τη δημιουργία κινήτρων εξοικονόμησης του πόρου. Αυτή η προσέγγιση της Οδηγίας δημιούργησε μία σειρά προβληματισμών για τη γενικότερη χρήση οικονομικών μέσων στη διαχείριση νερού. Το πρώτο καθοριστικό βήμα για τη χάραξη πολιτικής γύρω από την αξία του νερού, είναι να οριστεί σωστά το νερό. Αν αντιμετωπιστεί ως βιολογικό αγαθό, θα πρέπει να διατίθεται σε μια ελάχιστη, συμβολική τιμή. Συνήθως αυτή η προσέγγιση οδηγεί σε αλόγιστη χρήση του πόρου. Αν το νερό θεωρηθεί κοινόκτητος πόρος (ή αγαθό ελεύθερης πρόσβασης) η χρήση του δε θα μπορεί να αποκλειστεί από κανέναν και θα είναι ανταγωνιστικό για την ευημερία διαφορετικών χρήσεων. Συνήθως αυτό έχει ως αποτέλεσμα οι πόροι να χρησιμοποιούνται περισσότερο από το επιθυμητό (ή

άριστο) επίπεδο, ώστε η μία χρήση να «προλάβει» την άλλη. Αν το νερό θεωρηθεί ιδιωτικό αγαθό, αφού ο καθένας μπορεί να το χρησιμοποιεί ιδιωτικά για να καλύψει τις ανάγκες του, τότε θα αντιμετωπίζεται ως εμπορικό αγαθό. Ομοίως, αν θεωρηθεί οικονομικό αγαθό, καθώς υπόκειται στους νόμους της προσφοράς και της ζήτησης, θα πωλείται σε υψηλές τιμές ώστε να παραχθεί κέρδος από αυτό και να γίνει μεγαλύτερη εξοικονόμησή του, με ό,τι αυτό συνεπάγεται. Το νερό συγκεντρώνει χαρακτηριστικά από όλες τις παραπάνω κατηγορίες, όμως λόγω της αξίας του στις ανταγωνιστικές του χρήσεις, είναι ένα οικονομικό αγαθό. Ωστόσο, δεν είναι ένα οικονομικό αγαθό όπως τα υπόλοιπα και για αυτό δεν πρέπει να αντιμετωπίζεται με τον ίδιο τρόπο. Ο λόγος είναι τα χαρακτηριστικά που διαφοροποιούν το νερό από τα υπόλοιπα αγαθά, όπως αναφέρθηκε και στο υποκεφάλαιο 1.2, ότι δηλαδή το νερό αποτελεί εξαντλήσιμο περιβαλλοντικό αγαθό, με έντονα κοινωνικό χαρακτήρα (Μυλόπουλος, 2006).

Παρόλα αυτά, η χρήση οικονομικών εργαλείων που επιτάσσει η Οδηγία, στοχεύει στον περιορισμό της οποιασδήποτε υποβάθμισης των υδάτινων συστημάτων, και στην ανάκτηση του πλήρους κόστους νερού. Η έννοια της ανάκτησης πρακτικά σημαίνει ότι αν η υπηρεσία παροχής εισπράττει το πλήρες κόστος του νερού, τότε θα μπορεί να χρησιμοποιήσει αυτά τα έσοδα για να αναβαθμίσει τις υπηρεσίες της. Έτσι θα αναβαθμιστούν και τα υδατικά συστήματα, έως το βαθμό όπου το πλήρες κόστος νερού θα είναι θεωρητικά μηδενικό. Βέβαια, αυτό προϋποθέτει τη χρήση αυτών των εσόδων αποκλειστικά για βελτίωση των υπηρεσιών, και όχι για την κάλυψη άλλων οικονομικών ελλειμμάτων.

1.4. Η σημασία της διαχείρισης νερού στη γεωργία

Το μεγαλύτερο ζήτημα από την εφαρμογή οικονομικών εργαλείων στη διαχείριση του νερού δημιουργήθηκε γύρω από το αρδευτικό νερό, και αυτός είναι και ο λόγος που η παρούσα εργασία αφορά την κοστολόγησή του. Σε σχέση με τις υπόλοιπες χρήσεις νερού, οι αρδεύσεις απεικονίζουν εντονότερα τον κοινωνικό χαρακτήρα του νερού, αφού συνδέονται άμεσα με το γεωργικό εισόδημα. Το αρδευτικό νερό στην περίπτωση των αρδεύσεων αποτελεί ενδιάμεσο αγαθό που χρησιμοποιείται ως εισροή για την αγροτική παραγωγή (Λατινόπουλος, 2006). Η οικονομική συνεισφορά του νερού στην αξία της γεωργικής παραγωγής είναι πιο αισθητή σε άνυδρες ή ημιάνυδρες περιοχές. Τότε γίνονται πιο αισθητές και οι περιβαλλοντικές πιέσεις που δημιουργεί η γεωργία και η εντατικοποίησή της (Baldock, 2000):

- Στους υδατικούς πόρους (τόσο στην ποσότητα λόγω υπεράντλησης όσο και στην ποιότητά τους λόγω λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων, επηρεάζοντας τα επιφανειακά και τα υπόγεια νερά).
- Στα εδάφη, ποιοτικά (ρύπανση) και ποσοτικά (διάβρωση). Η γεωργία είναι πηγή διάχυτης (μη σημειακής) ρύπανσης και τοξικών ουσιών που προσβάλλουν τα ύδατα και τα εδάφη.

- Στα οικοσυστήματα και στο τοπίο με τον εκτοπισμό υφιστάμενων βιοτόπων και τη δημιουργία νέων, την υποβάθμιση οικοσυστημάτων, τη διαφοροποίηση της βιοποικιλότητας αλλά και τη μεταβολή του τοπίου.

Οι ανωτέρω πιέσεις πολλές φορές επιστρέφουν και στην ίδια τη γεωργία, είτε λόγω εξάντλησης των υδατικών αποθεμάτων, είτε λόγω ρύπανσής τους. Στην προσπάθεια των αγροτών να επιτύχουν μεγαλύτερη απόδοση καλλιεργειών, άρα και μεγαλύτερο κέρδος, παρατηρούνται φαινόμενα υπεράντλησης και υπερλίπανσης, δημιουργώντας ένα φαύλο κύκλο ποσοτικής και ποιοτικής υποβάθμισης του νερού, που δρουν τελικά αρνητικά στην επίτευξη των στόχων των αγροτών. Πρακτικές κακής διαχείρισης στη γεωργία αποτελούν επίσης η ανεξέλεγκτη άντληση, η κακή υποδομή δικτύων, το μέγεθος των απωλειών νερού και η υποτιμολόγηση ή η δωρεάν παροχή του νερού.

Η γεωργία είναι ο μεγαλύτερος καταναλωτής νερού παγκοσμίως, αλλά και στην Ελλάδα, όπου είναι υπεύθυνη για το 87% της υφιστάμενης κατανάλωσης νερού (ΥΠΕΚΑ, 2013). Γίνεται λοιπόν αντιληπτό ότι μία ορθολογική διαχείριση στο αρδευτικό νερό, θα έχει γενικώς το μεγαλύτερο αντίκτυπο. Η σημασία της διαχείρισης του αρδευτικού νερού ενισχύεται και από το γεγονός ότι οι ανάγκες σε τρόφιμα αυξάνονται, όμως η γεωργική γη δε δύναται να επεκταθεί, με αποτέλεσμα να αυξηθούν στο μέλλον οι αρδευτικές απαιτήσεις (Latinopoulos, 2002). Μία άλλη ιδιαιτερότητα της γεωργικής χρήσης νερού είναι ότι η αρδευτική περίοδος συμπίπτει με την περίοδο της μικρότερης φυσικής προσφοράς νερού, πράγμα που εντείνει τις πιέσεις που προαναφέρθηκαν. Δεδομένης της ύπαρξης πολλών ανταγωνιστικών χρήσεων νερού προς ικανοποίηση, η διαχείριση του αγροτικού νερού είναι πλέον επιτακτική ώστε να μεγιστοποιηθεί η αποτελεσματικότητα στη χρήση του, να εξασφαλιστεί η βιωσιμότητα της γεωργίας, και να κυριαρχήσει η θετική συμβολή της στα οικοσυστήματα.

Η σύγχρονη διαχείριση λοιπόν στο αρδευτικό νερό, επιβάλλεται να λαμβάνει υπόψη, πέραν των υδρολογικών και οικονομικές παραμέτρους. Στο πλαίσιο της Ολοκληρωμένης διαχείρισης, αυτό είναι επίσης αναγκαίο, όπως και το να λαμβάνονται υπόψη όλες οι χρήσεις νερού, για την εύρεση των βέλτιστων λύσεων. Από τη στιγμή που η ΟΠΥ 2000/60 εισήγαγε την εφαρμογή οικονομικών εργαλείων και την πολιτική στη διαχείριση νερού, δημιούργησε ευκαιρίες για την ανάπτυξη διεπιστημονικών πεδίων (Heinz et al., 2007). Οι παραπάνω στόχοι προσεγγίστηκαν ερευνητικά μέσω υδρο-οικονομικών μοντέλων (hydro-economic models). Η έννοια της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης αποτελεί και το πρώτο τμήμα της παρούσας διατριβής, όπως θα αναλυθεί στη συνέχεια.

1.5. Υδρο-οικονομική μοντελοποίηση – έννοιες και περιορισμοί

Τα υδρο-οικονομικά μοντέλα περιλαμβάνουν μοντέλα μηχανικής, υδρολογίας και οικονομικών (Booker et al., 1995). Συνδυάζοντας την υδρολογική και την οικονομική πλευρά των προβλημάτων συνεισφέρουν σημαντικά στην ολοκληρωμένη διαχείριση υδατικών πόρων, κάνοντάς την ορθολογικότερη και πιο ευέλικτη (Lund et al., 2006). Έχουν χαρακτηριστεί ως τα πιο υποσχόμενα εργαλεία εύρεσης νέων

αποτελεσματικότερων λύσεων στη διαχείριση, μέσω του συνδυασμού της υδρολογικής – μηχανικής προσομοίωσης και της οικονομικής φύσης του νερού, εξού και η αυξανόμενη χρήση τους (Dinar and Letey, 1996; Lund et al., 2006; Cai, 2008; Brouwer and Hofkes, 2008; Ward, 2009; Blanco-Gutiérrez et al., 2013; Davidsen et al., 2015; Alamanos et al., 2016; MacEwan et al., 2017). Τα υδρο-οικονομικά μοντέλα έχουν εφαρμοστεί για αστική χρήση νερού (Rogers et al., 2002; Dalhuisen et al., 2003; Rosenberg et al., 2007), αλλά η εφαρμογή τους στο αγροτικό νερό παραμένει πρόκληση. Η συχνή έλλειψη δεδομένων και διαχειριστικού ελέγχου στον αγροτικό τομέα αποτελούν τις κύριες δυσκολίες, όμως η σημασία της ανάλυσής του, όπως τονίσθηκε στο υποκεφάλαιο 1.4, έχει απασχολήσει τα υδρο-οικονομικά μοντέλα από τη δεκαετία του '60. Τότε αναπτύχθηκαν τα πρώτα μοντέλα βέλτιστης διαχείρισης υπόγειων υδάτων για την αρδευτική κυρίως χρήση (Burt, 1964, 1966). Μέχρι σήμερα, τα υδρο-οικονομικά μοντέλα έχουν χρησιμοποιηθεί κυρίως για:

- α) αύξηση της αγροτικής παραγωγής ή/και εισοδήματος (Rosegrant et al., 2005; Volk et al., 2008; Peña-Haro et al., 2009; Blanco-Gutiérrez et al., 2013),
- β) την αποτελεσματική κατανομή και πολιτικές βέλτιστης εκμετάλλευσης υπογείων υδάτων (Lund et al., 2006; Harou and Lund, 2008; Varela-Ortega et al., 2011), και
- γ) την προσαρμογή στην κλιματική αλλαγή (D'Agostino et al., 2014; Hurd and Coonrod, 2012; Jeuland, 2010; Medellín-Azuara et al., 2011).

Η αυξανόμενη χρήση τους συνοδεύτηκε από την έκδοση αρκετών εγχειριδίων ανάπτυξης και χρήσης τους (Gibbons, 1986; Tsur et al., 2004; Fisher et al., 2005; Griffin, 2006; Harou et al. 2009). Όμως ο σχεδιασμός ενός μοντέλου ικανού να προσομοιώσει πλήρως το εκάστοτε πρόβλημα και να ανταποκριθεί με αντικειμενικό τρόπο στις απαιτήσεις των διαχειριστών, των χρηστών, και των ληπτών απόφασης, εμπεριέχει πολλές δυσκολίες. Αυτές οι δυσκολίες είναι ουσιαστικά οι λόγοι που περιορίσαν και περιορίζουν σε μεγάλο βαθμό την αποτελεσματική και άμεση χρήση των υδρο-οικονομικών μοντέλων στη γεωργία, αλλά και γενικότερα:

- Ένα υδρο-οικονομικό μοντέλο ενσωματώνει τις αδυναμίες των υδρολογικών και των οικονομικών μοντέλων (Jakeman et al., 2006). Για παράδειγμα, πολλές διαδικασίες και δεδομένα που καλούνται να προσομοιωθούν συμβαίνουν με διαφορετικούς ρυθμούς χρονικά, μη συγκρίσιμες μονάδες μέτρησης, σε διαφορετικά διοικητικά και υδρολογικά όρια, ενώ αλληλεπιδρούν συχνά και με πολλές εξωτερικές παραμέτρους (κοινωνικοοικονομικές, επιδοτήσεις, τιμές προϊόντων, κλπ.), οι οποίες είναι δύσκολο να προβλεφθούν.
- Η μαθηματική διαμόρφωση των παραπάνω απαιτεί μία σειρά δύσκολων επιλογών που πρέπει να γίνουν από τον αναλυτή, κυρίως κατά τη σύνδεση των μελετώμενων παραμέτρων. Λόγω των ιδιαιτεροτήτων του κάθε προβλήματος και της σκοπιμότητας του κάθε μοντέλου, δεν υπάρχουν πάγιοι κανόνες ή οδηγίες που να υποδεικνύουν την καλύτερη προσέγγιση.

- Επίσης, σημαντικές και δύσκολες αποφάσεις που πρέπει να ληφθούν αφορούν τις μεθόδους επίλυσης, τις λύσεις και τα αποτελέσματα που θα εξάγει το μοντέλο, ανάλογα το στόχο του και το πού απευθύνεται.
- Το πλήθος των παραμέτρων που πρέπει να ληφθεί υπόψη σε ένα υδρο-οικονομικό μοντέλο απαιτεί και ανάλογο πλήθος δεδομένων, που δεν είναι πάντα εύκολο να βρεθούν.
- Εξαιτίας της αδυναμίας πλήρους σύνδεσης όλων των παραμέτρων, της φύσης των αποφάσεων που πρέπει να ληφθούν κατά τη διαμόρφωσή του υδρο-οικονομικού μοντέλου, των μεγάλων απαιτήσεων του σε δεδομένα και της πιθανής έλλειψης κάποιων από αυτά, πρέπει αναγκαστικά να γίνουν κάποιες απλοποιήσεις και να ακολουθηθούν παραδοχές (π.χ. γραμμικοποίηση μη-γραμμικών συναρτήσεων). Αυτές οι απλοποιήσεις και οι παραδοχές πρέπει να γίνονται με το λιγότερο επικίνδυνο τρόπο ώστε να μην επιδρούν καθοριστικά στη συνοχή και την αξιοπιστία του μοντέλου.
- Στην περίπτωση γεωργικών υδρο-οικονομικών μοντέλων, οι αρδευτικές απαιτήσεις αναπαρίστανται συχνά με συναρτήσεις παραγωγής χρήσης νερού και απόδοσης καλλιεργειών (Moore et al., 1994; Dinar and Letey, 1996; Cai et al., 2003), θετικό μαθηματικό προγραμματισμό (Howitt, 1995) και καμπύλες ζήτησης νερού ή ελαστικότητες τιμών (Tsur et al., 2004). Συνεπώς ένα ολοκληρωμένο αγροτικό υδρο-οικονομικό μοντέλο είναι πολύ πιθανό να είναι περίπλοκο και να υπόκειται σε αβεβαιότητες, μειώνοντας έτσι τη χρησιμότητά του.
- Τα ολοκληρωμένα περιβαλλοντικά, υδρολογικά και οικονομικά μοντέλα απαιτούν και αντίστοιχα δεδομένα (Brouwer and Hofkes, 2008). Στις περισσότερες Μεσογειακές λεκάνες απορροής υπάρχει έλλειψη τέτοιων δεδομένων. Υπάρχει επίσης και έλλειψη εμπειρίας τέτοιου είδους μοντελοποίησης, ώστε να ελαχιστοποιηθούν οι παραπάνω δυσκολίες, κυρίως στις ίδιες περιοχές που αντιμετωπίζουν έλλειψη δεδομένων.
- Η ενεργός συμμετοχή (public involvement) διαφορετικών χρηστών, αρχών, φορέων και ΜΚΟ, είναι απαιτούμενο για την ολοκληρωμένη διαχείριση. Τα υδρο-οικονομικά μοντέλα «μετατρέπουν» τις παραμέτρους των υδρολογικών συστημάτων και τις αρχές της οικονομικής διαχείρισης σε πιο κατανοητούς όρους για τη διευκόλυνση της διαχείρισης (Heinz et al., 2007). Το βασικό πρόβλημα των υδρο-οικονομικών μοντέλων όμως, είναι ότι έχουν αναπτυχθεί και έχουν μείνει κυρίως στους ακαδημαϊκούς κύκλους μέχρι σήμερα, αντί να συνεισφέρουν πρακτικά στη χάραξη πολιτικής (Harou et al., 2009). Η αιτία που καθιστά τα υδρο-οικονομικά μοντέλα λιγότερο δημοφιλή, όπως προαναφέρθηκε, είναι η πολυπλοκότητά τους σε σχέση με τις παραδοσιακές τεχνικές σχεδιασμού (π.χ. μιας ανάλυσης Κόστους-Οφέλους).

Επομένως, τα δύο μεγάλα ερωτήματα που πρέπει να απαντηθούν ώστε να ξεπεραστούν οι περιορισμοί και οι αδυναμίες που συνοδεύουν την υδρο-οικονομική μοντελοποίηση, ιδιαίτερα στην αγροτική χρήση νερού, είναι τα εξής:

- Πώς αναπτύσσονται υδρο-οικονομικά μοντέλα χωρίς πλήρη και ολοκληρωμένα δεδομένα; Αν σε περιοχές όπου οι χρήσεις νερού δεν είναι γνωστές, ή είναι δύσκολο να εκτιμηθούν οι υδατικές απαιτήσεις, τότε είναι αδύνατο να μιλάει κανείς για αποτελεσματική κατανομή του πόρου (Draper et al., 2003). Αυτές οι περιοχές είναι πιο αναγκαίο να μελετηθούν και να φτάσουν σε ένα πιο ολοκληρωμένο επίπεδο διαχείρισης, συγκριτικά με τις περιοχές που ήδη παρακολουθούνται. Επιπλέον, είναι πολύ σημαντικό να επιλεγθούν ποιοι παράγοντες θα διαμορφώσουν το μοντέλο, ποιοι θα παραληφθούν και γιατί, ποιες είναι οι πιο «ασφαλείς παραδοχές» που χρειάζεται να γίνουν, και επίσης ποιες αβεβαιότητες θα ελεγχθούν, κατά την υδρο-οικονομική μοντελοποίηση υπό αυτές τις συνθήκες.
- Πώς τα υδρο-οικονομικά μοντέλα θα ενσωματωθούν στη χάραξη πολιτικής και το σχεδιασμό, αποκτώντας ενεργό ρόλο και έξω από τους ακαδημαϊκούς κύκλους; Εκτός από κάποιες μεμονωμένες περιπτώσεις εφαρμογής σε προβλήματα υδροηλεκτρικής ενέργειας (Jenkins et al, 2001), οι αναλυτές σπάνια καλούνται να βοηθήσουν δημόσιες υπηρεσίες και λήπτες αποφάσεων, εξαιτίας της πολυπλοκότητας των μοντέλων. Είναι αναγκαία λοιπόν η παροχή απλούστερων, πιο κατανοητών και εύχρηστων μοντέλων και εργαλείων.

Η ανάπτυξη ενός υδρο-οικονομικού μοντέλου αποτελεί το πρώτο τμήμα αυτής της διατριβής, όπως θα αναλυθεί στη συνέχεια.

1.6. Το πλήρες κόστος του νερού ως αντικείμενο της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης

Η υποβάθμιση της αξίας του νερού συνεχίζει τη νοοτροπία αντιμετώπισής του ως ανεξάντλητο πόρο, που οδηγεί στην υπερεκμετάλλευσή του και σε περιβαλλοντικά και οικονομικά προβλήματα (Gleick, 2003). Τέτοιες πρακτικές οδηγούν σε «κοινωνικές αδικίες» καθώς στρέφονται εναντίον όσων αναγκάζονται να πληρώσουν για πρόσβαση σε νερό επαρκούς ποσότητας και κατάλληλης ποιότητας (Cosgrove and Loucks, 2015). Η αναγνώριση της αξίας του πόρου γίνεται συχνά κατανοητή εκ των υστέρων, λόγω της ζημίας που προκαλούν οι λανθασμένες πολιτικές διαχείρισής του (Λατινόπουλος, 2006). Η ΟΠΥ 2000/60, μέσω της αναγνώρισης της αξίας του νερού στοχεύει στην αποφυγή και τον περιορισμό αυτών των προβλημάτων και στη βιώσιμη χρήση του νερού. Ειδικά στην περίπτωση του αρδευτικού νερού, η έγκυρη αναγνώριση και η αξιόπιστη εκτίμηση της οικονομικής του αξίας συνεισφέρουν στην αξιολόγηση των παραγωγικών του ικανοτήτων (Pearce, 1993), των απαραίτητων επενδύσεων (Young, 1996; Ward and Michelsen, 2002), και στην κατάλληλη τιμολόγηση (Tiwari, 1998). Με την έννοια του πλήρους κόστους του νερού η Οδηγία συνδυάζει ποσοτικούς και

ποιοτικούς στόχους προστασίας και αναβάθμισης των υδάτων. Η δυσκολία όμως έγκειται στην εκτίμηση του πλήρους κόστους. Πιο αναλυτικά:

1. Το χρηματοοικονομικό κόστος της επιχείρησης παροχής νερού είναι η πιο βασική συνιστώσα του πλήρους κόστους, καθώς η κάλυψή της αποτελεί προϋπόθεση για τη συνέχιση της παροχής υπηρεσιών ύδατος. Η αποτυχία πλήρους κάλυψης του άμεσου αυτού κόστους είναι υπεύθυνη για τις απώλειες που παρατηρούνται στα δίκτυα και δημιουργεί την ανάγκη κρατικών επιχορηγήσεων στους χρήστες (Massarutto, 2003). Η εκτίμησή του στηρίζεται καθαρά σε λογιστικές αρχές, και ως εκ τούτου είναι η πιο εύκολα υπολογίσιμη συνιστώσα του πλήρους κόστους. Η μεγαλύτερη δυσκολία στον υπολογισμό του έγκειται στην έλλειψη απαραίτητων οικονομικών δεδομένων, στην πληρότητα των ισολογισμών των υπηρεσιών παροχής (αγροτικού κυρίως) νερού, και την αδυναμία ολοκληρωμένης καταγραφής των εισροών και των εκροών τους.
2. Το κόστος φυσικού πόρου, όπως προαναφέρθηκε, αναφέρεται στη ζημία που προκαλείται από το υδατικό έλλειμμα. Η δυσκολία στην εκτίμησή του έγκειται στην ύπαρξη διαφορετικών ορισμών και άρα ερμηνειών που συνεπάγονται διαφορετικές προσεγγίσεις στον τρόπο υπολογισμού. Οι ορισμοί που έχουν δοθεί είναι οι εξής:
 - ο Απώλεια οφέλους λόγω του περιορισμού των διαθέσιμων υδατικών πόρων σε βαθμό μεγαλύτερο από το φυσικό ρυθμό ανανέωσης τους (WATECO, 2002).
 - ο Για περιοχές που έχουν αποθέματα νερού, όταν το νερό δε διατίθεται στη βέλτιστη χρήση του, ενώ υπάρχουν άλλες χρήσεις που αποφέρουν μεγαλύτερο κέρδος (Καλιαμπάκος και Δαμίγος, 2008). Τότε εκφράζει τη διαφορά της υπάρχουσας από τη βέλτιστη κατανομή (WATECO, 2002).
 - ο Συνύπαρξη των δύο τελευταίων ορισμών, δηλαδή διαφυγόντα κέρδη και διαφορά από τη βέλτιστη κατανομή, όπου είναι και ο ορισμός που υιοθέτησε και το ΥΠΕΚΑ (2012).
 - ο Ο τελευταίος ορισμός στηρίζεται στο ότι η ολική οικονομική αξία ενός περιβαλλοντικού αγαθού είναι η αξία χρήσης και η αξία μη χρήσης ή διατήρησης (Καλιαμπάκος και Δαμίγος, 2008; Tietenberg and Lewis, 2011). Σε αυτή τη βάση στηρίζεται και η ερμηνεία που έχει επικρατήσει, ότι το κόστος πόρου αντιπροσωπεύει το κόστος ευκαιρίας από την κατανομή του νερού υπό συνθήκες έλλειψης στις επιμέρους χρήσεις, συνδέοντας το με τη μη – οικονομικά αποδοτική χρήση, τόσο χωρικά όσο και σε διαφορετικές χρονικές στιγμές (ανεξαρτήτως ελλειμματικού ή πλεονασματικού υδατικού ισοζυγίου). Γενικότερα, είναι το κόστος που δημιουργεί η σπανιότητα νερού (ορισμός οικονομικού προβλήματος) (Tietenberg and Lewis, 2011).
3. Το περιβαλλοντικό κόστος, συνήθως αναφέρεται στην ποιοτική υποβάθμιση του νερού. Και εδώ έχουν δοθεί διαφορετικοί ορισμοί και ερμηνείες:

- ο Ορίζεται ως η ζημία που προκαλούν οι χρήσεις ύδατος στο περιβάλλον και τα υδατικά οικοσυστήματα, καθώς και εκείνοι που χρησιμοποιούν το περιβάλλον (WATECO, 2002). Ο ορισμός εκτός από τις επιπτώσεις στο περιβάλλον περιλαμβάνει και τις επιπτώσεις στους χρήστες (π.χ. αναψυχή, επιπτώσεις στην υγεία, αυξημένα κόστη επεξεργασίας νερού λόγω αυξημένων συγκεντρώσεων νιτρικών από γεωργικές δραστηριότητες κλπ.).
- ο Ποσοτικοποίηση της της περιβαλλοντικής ευημερίας (αξίας) σε χρηματικές μονάδες, λαμβάνοντας υπόψη όμως και την αξία διατήρησης (WISE, 2008).
- ο Η περιβαλλοντική ζημία ισούται με το κόστος που απαιτείται για να επανέλθει το περιβάλλον στην αρχική του κατάσταση (WFD, 2000; Καλιαμπάκος και Δαμίγος, 2008; Tietenberg and Lewis, 2011). Επομένως συνδέεται με το κόστος επαναφοράς της ποιότητας του χρησιμοποιούμενου νερού στην αρχική του κατάσταση (ΥΠΕΚΑ, 2009, 2013).

Η συνολική οικονομική ζημία ως αποτέλεσμα του χάσματος της τρέχουσας από την ιδανική ποσοτική και ποιοτική κατάσταση του υδάτινου σώματος, μαζί με την οικονομική αξία των δυνητικά καλύτερων ευκαιριών σε διαφορετικές χρήσεις και κατανομή νερού, μπορεί να αποτελέσει μεγάλο κόστος (Brouwer et al, 2009). Η δυσκολία στις τεχνικές με τις οποίες μπορεί να αποτιμηθεί όμως αυτό, σε συνδυασμό με τις διαφορές των παραπάνω ορισμών – θεωρήσεων, έχει οδηγήσει σε έντονες κριτικές προς την Οδηγία για εννοιολογικά ζητήματα, για τον τρόπο υπολογισμού οικονομικών στοιχείων, που κατά προέκταση αφορούν κοινωνικά και πολιτικά θέματα (Quevauviller et al., 2005; Moss, 2008; Wright and Fritsch, 2011; Bouleau and Pont, 2015; Birol et al., 2006), χωρίς όμως να παρέχουν εναλλακτικές λύσεις (Bouleau, 2008; Martin-Ortega, 2012; Feuillette et al., 2016). Έντονη είναι και η αμφισβήτηση για το αν θα έπρεπε να υπολογίζονται αυτά τα κόστη (Gawel, 2014; Mouratiadou et al., 2010; Moran and Dann, 2008). Τα κυριότερα επιχειρήματά τους είναι τα ακόλουθα:

- α) Δεν υπάρχουν ακριβή στοιχεία για την εκτίμησή τους, αλλά και η περιβαλλοντική οικονομία δεν υποστηρίζει τις υφιστάμενες προσεγγίσεις υπολογισμού.
- β) Δε γίνεται ούτως ή άλλως ανάκτηση του κόστους. Συνήθως ανακτάται μόνο ενός μέρους του χρηματοοικονομικού κόστους.
- γ) Δεν έχει υπάρξει κοινώς αποδεκτή μεθοδολογία υπολογισμού. Με διαφορετικές ερμηνείες των ορισμών, υπάρχει κίνδυνος τα αποτελέσματα να αποκλίνουν από την πραγματικότητα εξυπηρετώντας τα εκάστοτε πολιτικά συμφέροντα.
- δ) Οι προσεγγίσεις υπολογισμού ως τώρα είναι δαπανηρές και χρονοβόρες ενώ υπάρχουν τεράστιες δυσκολίες εύρεσης ενός διεπιστημονικού επαληθεύσιμου τρόπου προσδιορισμού, ώστε να αξιολογηθεί και να κατανεμηθεί χωριστά το κόστος για το περιβάλλον και τους πόρους.

ε) Δεν είναι υποχρεωτικό από νομικής άποψης για ένα κράτος-μέλος να παρέχει μια υπολογιστική λύση για τη λογιστική καταμέτρηση του περιβαλλοντικού κόστους και του κόστους των πόρων, και εκ του αποτελέσματος δεν έχει καταφέρει καμία χώρα να τα ποσοτικοποιήσει από το 2000.

στ) Θεωρούν την Οδηγία ως μία Βορειοευρωπαϊκή νομοθεσία καθώς υποστηρίζουν ότι αν η κοινωνία χρειάζεται πιο περιβαλλοντικά-φιλική πολιτική, τότε αυτό θα πρέπει να επιτευχθεί με άλλα μέσα αντί να χρεωθούν οι αγρότες, που στη Νότια Ευρώπη αποτελούν τον μεγαλύτερο χρήστη νερού.

Όταν η ζήτηση του νερού για όλες τις χρήσεις καλύπτεται πλήρως, τότε το κόστος φυσικού πόρου είναι μηδενικό ενώ το κόστος αυτό μπορεί να είναι σημαντικό όταν υπάρχει έλλειψη νερού. Αντίστοιχα όταν η ποιότητά του είναι καλή, δεν υφίσταται περιβαλλοντικό κόστος. Αν τα κόστη αυτά συμπεριληφθούν στις τιμές νερού, τότε δημιουργείται κίνητρο για τον περιορισμό των χρήσεων με τη χαμηλότερη αξία (Schoengold et al., 2006). Η κοστολόγηση του αρδευτικού νερού σύμφωνα με το πλήρες κόστος του, αναμένεται να οδηγήσει σε πιο ορθολογική χρήση του (Perry, 2001), δεδομένης της ελαστικότητας που παρουσιάζει η ζήτηση του αρδευτικού νερού (Rodriguez et al., 2002; Chohin-Kuper et al., 2003). Ο στόχος από αυτή τη χρέωση θα πρέπει να είναι η βιωσιμότητα και η ελάττωση της σπατάλης μέσω της αναγνώρισης της αξίας του πόρου. Τα έσοδα από την εφαρμογή των μέτρων θα πρέπει να χρησιμοποιούνται για τη βελτίωση των υπηρεσιών, και όχι για άλλους σκοπούς, μέχρις ότου η κατάσταση των υδατικών συστημάτων να γίνει τέτοια ώστε να μην υπάρχει πλέον ανάγκη για επιπρόσθετα μέτρα.

Η αποτίμηση του πλήρους κόστους είναι μία δύσκολη και πολύπλοκη διαδικασία, ιδιαίτερα στον αγροτικό τομέα. Μεγαλύτερη πρόκληση αποτελούν οι έννοιες του κόστους πόρου και του περιβαλλοντικού κόστους, που βρίσκονται ακόμα υπό συζήτηση. Η αποτίμησή τους με τη χρήση καμπυλών ζήτησης, απεικονίζοντας την ποσότητα νερού που καταναλώνεται σε διάφορες τιμές χρέωσής του, βρίσκει περισσότερο εφαρμογή στην περίπτωση του αστικού νερού, εκφράζοντας την επιθυμία πληρωμής (Young, 1996). Η δημιουργία καμπυλών ζήτησης, ειδικά στην Ελλάδα είναι δύσκολο έως αδύνατο εγχείρημα, καθώς δε μπορεί να γίνει εκτίμηση της καταναλισκόμενης ποσότητας. Σε αντίθεση με το αστικό, όπου υπάρχουν υδρόμετρα, αγρότες και Οργανισμοί Εγγείων Βελτιώσεων δήλωσαν σε συνεντεύξεις ότι δε γνωρίζουν πόσο νερό καταναλώνουν, αλλά ούτε και μπορεί να υπολογισθεί, καθώς δεν υπάρχει η απαραίτητη υποδομή ώστε να λειτουργήσουν μετρητές. Όσον αφορά την τιμή, η χρέωση είναι στρεμματική ή ανά ώρα χρήσης των γεωτρήσεων, επομένως η όποια προσπάθεια εκτίμησης είναι εξαιρετικά δύσκολη και θα συνοδεύεται από μία σειρά αδυναμίες λόγω των παραδοχών που θα χρειαστούν. Σύμφωνα με αυτή την προσέγγιση, αν η ακαθάριστη πρόσδοδος των αρδευόμενων καλλιεργειών είναι μικρή, τότε και η αξία του νερού θα είναι επίσης χαμηλή. Αν όμως οι υδατικοί πόροι χρησιμοποιούνται σε καλλιέργειες με προϊόντα υψηλής αξίας, τότε και η αξία του νερού θα είναι υψηλή (Λατινόπουλος, 2006). Σε ορισμένες, μάλιστα, περιπτώσεις η εν λόγω αξία είναι της ίδιας τάξης μεγέθους με την αξία του νερού στην αστική και

βιομηχανική χρήση του (Briscoe, 1996). Αυτή όμως η θεώρηση δε λαμβάνει υπόψη την περιβαλλοντική διάσταση του νερού, τη φυσική του διαθεσιμότητά ως πόρο και την αξία που μπορεί να είχε είτε σε εναλλακτικές (ανταγωνιστικές) χρήσεις, είτε στην προστασία (διατήρησή) του.

Πολλές άλλες μελέτες θεωρούν ως αξία νερού κυρίως την οικονομική συνεισφορά των αρδεύσεων στην αξία της γεωργικής παραγωγής (Small and Carruthers, 1991; Turner et al., 2004) και σπανιότερα εκτιμάται η περιβαλλοντική και ενδογενής αξία των υδατικών πόρων (Bakker and Matsuno, 2001; Renwick, 2001). Το αρδευτικό νερό αντιμετωπίζεται δηλαδή ως ένα ενδιαμέσο αγαθό, που συνεισφέρει έμμεσα στο γεωργικό εισόδημα, προσεγγίζοντάς το με τη μέθοδο της συνάρτησης παραγωγής. Οι πολλαπλές δυνητικές χρησιμότητες των υδατικών πόρων που τροφοδοτούν την άρδευση ανήκουν σε οικοσυστήματα με ποικίλες περιβαλλοντικές λειτουργίες. Επομένως η αξία του πρέπει να συμπεριλαμβάνει (όσο είναι δυνατόν) και τις υπόλοιπες χρηστικές και μη χρηστικές αξίες του (Hoekstra et al., 2005). Πολλές φορές, οι αρδεύσεις έχουν επίσης ένα κοινωνικό όφελος πολύ μεγαλύτερο από την αύξηση του ευημερίας των γεωργών, καθώς συμβάλλουν στην οικονομική βιωσιμότητα και την κοινωνική συνοχή των αγροτικών περιοχών (Λατινόπουλος, 2006). Η πολυπλοκότητα της εκτίμησης αυτών των αξιών, φαίνεται στη μεγάλη ποικιλία μεθόδων που ερευνώνται και χρησιμοποιούνται για το σκοπό αυτό. Στη διεθνή βιβλιογραφία υπάρχουν διάφορες ταξινομήσεις των μεθόδων αποτίμησης, αλλά και διαφορές στον τρόπο ονομασίας των μεθόδων (π.χ. μέθοδοι βασισμένες στο είδος της χρήσης νερού, τη θεώρησή του ως ιδιωτικό ή δημόσιο αγαθό, μέθοδοι αγοράς, άμεσης ή έμμεσης αποτίμησης, κλπ.) (Young and Haveman, 1985; USEPA, 2000; Pearce and Ozdemiroglu, 2002). Όμως η εγκυρότητα όλων αυτών των προσεγγίσεων δεν είναι συγκρίσιμη. Το θέμα της οικονομικής αποτίμησης των περιβαλλοντικών επιπτώσεων δεν έχει άμεση και σαφή προσέγγιση και για αυτό έχουν προταθεί διαφορετικές μεθοδολογίες εκτίμησης συνοδευόμενες από αντίστοιχους περιορισμούς (Bithas, 2011). Η εγκυρότητα της καθεμιάς εξαρτάται από το πλαίσιο στο οποίο χρησιμοποιείται και τα οφέλη τα οποία μελετώνται. Καθεμιά είναι κατάλληλη για διαφορετική περίπτωση (Agudelo, 2001).

Δευτερευόντως, μεθοδολογικά προβλήματα συχνά δημιουργεί η κατανομή των συνιστωσών του χρηματοοικονομικού κόστους σε επιμέρους χρήσεις ή χρήστες. Παράδειγμα μίας τέτοιας περίπτωσης είναι η κατανομή του κόστους στην περίπτωση φραγμάτων τα οποία χρησιμοποιούνται τόσο για ύδρευση όσο και για άρδευση. Η κατανομή του λειτουργικού κόστους είναι σχετικά απλή και πραγματοποιείται συνήθως με βάση την ποσότητα νερού που λαμβάνει κάθε χρήση.

1.6.1. Ευρωπαϊκές προσεγγίσεις κοστολόγησης αρδευτικού νερού

Παρόλα τα ζητήματα που προαναφέρθηκαν, η κοστολόγηση του χρηματοοικονομικού κόστους έχει αντιμετωπιστεί από τις περισσότερες χώρες. Η κατανομή του κόστους κεφαλαίου πραγματοποιείται με διάφορους τρόπους. Παραδείγματος χάρη, στην Ισπανία η κατανομή του κόστους πραγματοποιείται στη βάση συντελεστών, οι οποίοι λαμβάνουν υπόψη, μεταξύ άλλων, και το θεωρητικό οικονομικό όφελος από τη χρήση

νερού (Escriva-Bou et al., 2017). Στην Κύπρο αντίθετα, η κατανομή του κόστους κεφαλαίου βασίζεται στη μακρόχρονη χρήση της υποδομής, δηλαδή στην ποσότητα που κατανεμήθηκε σε κάθε χρήση καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας κάθε έργου (Sofroniou and Bishop, 2014), ενώ η κατανομή μπορεί να πραγματοποιηθεί και όπως στην περίπτωση του λειτουργικού κόστους, δηλαδή ανάλογα με την ετήσια ποσότητα νερού που κατανεμήθηκε σε κάθε χρήση.

Όσον αφορά τα κόστη φυσικού πόρου και περιβαλλοντικό, οι ασάφειες των ορισμών και των εννοιολογικών τους προεκτάσεων, καθώς και οι δυσκολίες στην εφαρμογή τους οδήγησαν ακόμη και στο Δικαστήριο της Ευρωπαϊκής Ένωσης, με τη διαμάχη το 2014 μεταξύ της Γερμανίας με την Επιτροπή (Borrego-Marín et al., 2016). Έπειτα, η Γερμανία υιοθέτησε σύστημα παρακολούθησης επιφανειακών υδάτων με στόχο τη μείωση του κόστους φυσικού πόρου και του περιβαλλοντικού κόστους (Arle et al., 2016). Η Γαλλία επίσης συμμερίζεται την παραπάνω άποψη (Feuillette et al., 2016) και ενισχύει την απαίτηση για αναδιαμόρφωση της Οδηγίας λόγω των δυσκολιών εφαρμογής της (Hering et al., 2010). Γενικότερα, μέχρι πρόσφατα είναι ελάχιστες οι εφαρμογές αυστηρών οικονομικών μεθοδολογιών κοστολόγησης στην Ευρώπη. Οι Balana et al. (2011) και οι Martin-Ortega et al. (2015) τονίζουν αυτό το φαινόμενο στην ανασκόπηση που πραγματοποίησαν. Επίσης διαπιστώνουν ότι στα περισσότερα Κράτη-μέλη δεν έχει αλλάξει η σχέση κόστους-αποτελεσματικότητας (Άρθρο 11 και Άρθρο 4) των μέτρων που εφαρμόζονται για την κοστολόγηση του νερού πριν και μετά την εφαρμογή της Οδηγίας 2000/60. Από την άλλη πλευρά, το Ηνωμένο Βασίλειο και η Ολλανδία είναι σταθεροί υποστηρικτές της εντατικής χρήσης εργαλείων οικονομικής ανάλυσης στη διαχείριση των υδάτων και έχουν σημειώσει σημαντική πρόοδο σε αυτόν τον τομέα, κυρίως όμως μέσω της διατήρησης χαμηλών επιπέδων κόστους νερού μέσω ελέγχου, παρά μέσω κάποιας μεθοδολογίας εκτίμησής τους (Edens and Graveland, 2014).

Στις μεσογειακές χώρες, όπου η χρήση αρδευτικού νερού είναι αυξημένη και συχνά παρατηρείται υπερεκμετάλλευση των υδατικών πόρων για την ικανοποίηση των γεωργικών αναγκών σε νερό, δεν έχει παρατηρηθεί ακόμη κάποια εφαρμογή των επιταγών της Οδηγίας (De Stefano, 2010). Οι μέθοδοι αποτίμησης του κόστους νερού είναι δύσκολο να εφαρμοστούν, καθώς απαιτούν μια χρηματική αποτίμηση των οφελών της καλής οικολογικής κατάστασης, προκειμένου να συγκριθούν με τη ζημία (Berbel et al., 2011). Έτσι, χρησιμοποιούνται συστήματα κοστολόγησης που βασίζονται σε δείκτες αποτελεσματικής χρήσης των πόρων, ενώ εμπόδιο αποτελεί και το σύστημα τιμολόγησης, όπου συνήθως γίνεται με βάση την καλλιεργούμενη έκταση (Toan, 2016).

1.6.2. Η ελληνική προσέγγιση κοστολόγησης αρδευτικού νερού

Το ΥΠΕΚΑ στην Ελλάδα εξισώνει το κόστος φυσικού πόρου και το περιβαλλοντικό με το «κόστος σχετικών μέτρων» που απαιτούνται για να φτάσουν τα Υδάτινα Σώματα (ΥΣ) στην καλή κατάσταση. Αρχικά εξετάστηκαν μέτρα όπως η αφαλάτωση, η μεταφορά νερού, η τεχνητή ή και φυσική αναπλήρωση υπόγειου υδροφορέα, και η δημιουργία ταμιευτήρα, ενώ σπανιότερα έχουν προσεγγιστεί ως διαφυγόντα κέρδη από άλλες ανταγωνιστικές χρήσεις (Giannopoulou and Yannopoulos, 2015). Προσεγγίσεις

που να στηρίζονται στην άριστη κατανομή πόρου (αριστοποίηση) κατά Pareto ή σε τεχνικές βελτιστοποίησης, δε συναντώνται, καθώς ο τρόπος για την εφαρμογή τους πρακτικά δεν είναι ξεκάθαρος. Οι παραπάνω μέθοδοι βρίσκουν πρακτικές αδυναμίες εφαρμογής, καθώς υπόκεινται σε υποκειμενικότητες, ή αφορούν μεθόδους αδύνατες να εφαρμοστούν στην περίπτωση του αγροτικού νερού, είτε πρακτικά, είτε λόγω δεδομένων και υπολογιστικών απαιτήσεων. Στην περίπτωση του περιβαλλοντικού κόστους, οι μέθοδοι που αναφέρθηκαν, παρουσιάζουν ζητήματα εύρεσης δείγματος, επιλογής εκ των προτέρων καταλληλότερης μεθόδου, αξιοπιστίας, εγκυρότητας, μεροληψίας, χρόνου ολοκλήρωσης και δυσκολία στην εφαρμογή τους διαχωρίζοντας τη συνιστώσα του περιβαλλοντικού από το συνολικό κόστος. Επίσης είναι πολύ δύσκολο να ξαναγίνει η ίδια έρευνα για μελλοντική εκτίμηση. Τελικά τα «σχετικά μέτρα» θεωρήθηκαν γενικότερα όλες εκείνες οι ενέργειες που θα βελτιώσουν την ποσότητα και την ποιότητα των ΥΣ (συμπεριλαμβανομένων και των προγραμμάτων εκπαίδευσης και ενημέρωσης). Αυτά τα μέτρα κοστολογούνται από εκτιμήσεις των μελετητών, και το συνολικό κόστος κατανέμεται ποσοστιαία σε κάθε χρήση νερού. Πάντως οι κατευθύνσεις του ΥΠΕΚΑ για την εφαρμογή των γενικών κανόνων κοστολόγησης υπηρεσιών ύδατος αφήνουν μεγάλη ελευθερία στους τοπικούς παρόχους νερού να προσαρμόσουν κατάλληλα τα μέτρα που θα κρίνουν ορθότερα, και να τα κοστολογήσουν αναλόγως. Το θέμα είναι κατά πόσο οι ίδιοι είναι προετοιμασμένοι να αναλάβουν αυτή την αρμοδιότητα.

Μετά την ανάπτυξη του υδρο-οικονομικού μοντέλου, στην παρούσα διατριβή παρουσιάζεται ένα μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης του πλήρους κόστους, με εφαρμογή στο αρδευτικό νερό.

1.7. Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων

Στα προηγούμενα υποκεφάλαια έγινε λόγος για την πολιτική και τη λήψη αποφάσεων. Η μετατροπή της κατάστασης των υδατικών συστημάτων για τη βιώσιμη κάλυψη των αναγκών, με τρόπο που θα εξασφαλίζει το μέγιστο όφελος αποτελεί ουσιαστικά μία σύνθετη διαδικασία λήψης αποφάσεων (Μυλόπουλος, 2006). Τα πολύπλοκα διαχειριστικά προβλήματα επιδέχονται μεγάλο αριθμό εναλλακτικών στρατηγικών (αποφάσεων, πολιτικών ή δράσεων), με διαφορετικά χαρακτηριστικά, συνέπειες και ίσως διαφορετικά μέτρα σύγκρισης. Έτσι γίνεται ιδιαίτερα δύσκολη η επιλογή της καλύτερης εναλλακτικής λύσης (Janssen, 1992). Η πολυπλοκότητα και η δυσκολία τέτοιου είδους προβλημάτων έγκειται στην πολυδιάστατη φύση των επιπτώσεων και της αβεβαιότητας που εμπεριέχονται σε κάθε εναλλακτική (Voogd, 1983). Απόφαση είναι το αποτέλεσμα της οργανωμένης και πολύπλοκης διαδικασίας που χρησιμοποιεί πληροφορίες και κριτήρια για να δώσει προτεραιότητες ώστε να εντοπιστεί η καταλληλότερη εναλλακτική λύση (Andreoli and Tellarini, 2000). Κάθε απόφαση εμπεριέχει και σκοπιμότητα (Funtowicz and Ravetz, 1990), και εξαιτίας της αύξησης της σημασίας τους, η διαδικασία λήψης αποφάσεων γίνεται όλο και πιο «επιστημονικοποιημένη» (Mendoza and Prabhu, 2000).

Η Πολυκριτηριακή Ανάλυση (MultiCriteria Analysis – MCA ή MultiCriteria Decision Analysis – MCDA) είναι η διαδικασία που χρησιμοποιείται για την εύρεση της καταλληλότερης εναλλακτικής, καθώς εισάγει κριτήρια τα οποία αντικατοπτρίζουν τους στόχους των εναλλακτικών. Αυτά τα κριτήρια συνδέονται με τις εναλλακτικές μέσω μαθηματικών σχέσεων. Η Πολυκριτηριακή Ανάλυση μελετήθηκε πρώτα από τους Ramon Llull (1232-1316), Nicolaus Cusanus (1401-1464), Le Chevalier Jean-Charles de Borda (1733-1799), Marie Jean Antoine Nicolas de Caritat (1743-1794), Jeremy Bentham (1748-1832), Francis Ysidro Edgeworth (1845-1926), και Vilfredo Federico Damaso Pareto (1896), ο οποίος θεμελίωσε την έννοια της αποτελεσματικότητας. Αργότερα, στο έργο των John von Neumann και Oskar Morgenstern (1944) αναπτύχθηκε η θεωρία της Χρησιμότητας. Σημαντικά επιτεύγματα στο χώρο αποτελούν και οι έρευνες των Koopmans (1951), Charmes και Cooper (1961), Fishburn (1965), και Bernard Roy (1968) ο οποίος εισήγαγε τη θεωρία Σχέσεων Υπεροχής (Outranking Relations Theory) και ίδρυσε τη λεγόμενη ευρωπαϊκή σχολή. Από τότε η Πολυκριτηριακή Ανάλυση βρίσκει εφαρμογή σε πολλά επιστημονικά πεδία, και συνεχώς αναπτύσσεται θεωρητικά και πρακτικά. Έχουν αναπτυχθεί πολλές διαφορετικές προσεγγίσεις και τεχνικές, όπου δεν ανταποκρίνονται το ίδιο σε όλα τα προβλήματα. Η τεχνολογική ανάπτυξη των τελευταίων 30 ετών είχε μεγάλη συνεισφορά στην ανάπτυξη της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, καθώς έδωσε καλύτερα, ταχύτερα και πιο αξιόπιστα υπολογιστικά εργαλεία που διευκόλυναν την εφαρμογή των μεθοδολογιών της. Έτσι έχουν συσταθεί πολλά Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων (Decision Support Systems – DSS), με διάφορους ορισμούς (Little, 1970; Keen and Scott-Morton, 1978; Sprague and Carlson, 1982; Andriole, 1989; Sage, 1991; Adelman, 1992). Σήμερα έχει επικρατήσει με τον όρο DSS να εννοείται το διαδραστικό σύστημα (ένα software), που χρησιμοποιεί υπολογιστικά τεχνικές Πολυκριτηριακής Ανάλυσης ώστε να βοηθήσει το λήπτη απόφασης (Decision-Maker – DM). οι διάφορες προσεγγίσεις των DSS προκύπτουν από τους εναλλακτικούς τρόπους σύνθεσης των κριτηρίων, δηλαδή τις διαφορετικές μεθόδους Πολυκριτηριακής Ανάλυσης. Η επιλογή της πιο ταιριαστής τεχνικής στο πρόβλημα εξαρτάται από τη φύση και τα χαρακτηριστικά του εκάστοτε προβλήματος, το στόχο της απόφασης και άλλους παράγοντες, όπως την ευκολία στη χρήση της κάθε μεθόδου, το είδος των πληροφοριών που απαιτούνται, και ουσιαστικά επαφίεται στην κρίση του αναλυτή.

Το νερό εμπλέκεται άμεσα ή έμμεσα με ένα πλήθος πολυδιάστατων δραστηριοτήτων που απευθύνονται σε μία πληθώρα αναγκών. Έτσι, κάθε πολύπλοκο πρόβλημα απόφασης υδατικών πόρων, είναι ουσιαστικά ένα πρόβλημα Πολυκριτηριακής Ανάλυσης (Figueira et al., 2005). Οι αποφάσεις που σχετίζονται με το νερό αναφέρονται σε έργα μεγάλης κλίμακας, απαιτούν σημαντικές επενδύσεις, αφορούν συνήθως μεγάλο τμήμα του πληθυσμού, είναι δύσκολα αντιστρέψιμες και δύσκολο να προβλεφθεί η κοινωνική αποδοχή τους (Dunning et al. 2000; Romero and Rehman 1987; Pohekar and Ramachandran, 2004). Οι αποφάσεις τέτοιου είδους συνεπάγονται αλλαγές στο περιβάλλον και τα χαρακτηριστικά των περιοχών που αφορούν (π.χ. χρήση γης, οικονομικές και κοινωνικές συνθήκες, κλπ.), όπως για παράδειγμα στις περιπτώσεις της λίμνης Κάρλας, Κερκίνης, Κορώνειας, κ.ά. Αυτές οι διαπιστώσεις

διασαφηνίζουν ότι τα περιθώρια λάθους μπορεί να οδηγήσουν σε καταστροφικές συνέπειες, άρα ο σχεδιασμός και η διαδικασία λήψης των αποφάσεων πρέπει να προσεγγίζονται όσο πιο επιστημονικά και προσεκτικά. Η Πολυκριτηριακή Ανάλυση έχει εφαρμοστεί πολλές φορές στη διαχείριση υδατικών πόρων. Οι συνηθέστερες εφαρμογές της σε θέματα υδατικής πολιτικής αφορούν την κατανομή νερού σε λεκάνες απορροής, αποφάσεις για χρήσεις γης, ταμιευτήρες, οικονομία, μελέτες βέλτιστης εκμετάλλευσης υδροφορέων, αξιολόγησης έργων, αναπτυξιακή πολιτική και σχεδιασμό, διαχείριση ποιότητας νερού και λιμενικά έργα (Cohon and Marks, 1975; Steuer and Na 2003; Hajkowicz and Collins, 2007).

Το τελευταίο μέρος αυτής της διατριβής επιχειρεί τη σύσταση ενός DSS, με υδρολογικά και οικονομικά κριτήρια, και εναλλακτικές διαχειριστικές προτάσεις – σενάρια, για τη διευκόλυνση της διαδικασίας λήψης αποφάσεων και τη χάραξη βιώσιμης πολιτικής υδατικών πόρων.

1.8. Διάρθρωση και στόχοι της διατριβής

Η παρούσα διατριβή στηρίζεται στις έννοιες της Ολοκληρωμένης και Βιώσιμης Διαχείρισης Υδατικών Πόρων, της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης, του πλήρους κόστους νερού και των συστημάτων Υποστήριξης Αποφάσεων. Ο σκοπός της προκύπτει από τα ερευνητικά ερωτήματα της εφαρμογής των παραπάνω εννοιών και της «γεφύρωσής» τους, χρησιμοποιώντας ως παράδειγμα (περιοχή μελέτης) τη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας. Το αρδευτικό νερό μελετάται καθώς η αγροτική χρήση ευθύνεται, σε πολλές περιοχές και στην περιοχή μελέτης, για το μεγαλύτερο από 90% (Alamanos et al., 2016), και παρόλα αυτά οι περισσότερες μελέτες έχουν ασχοληθεί με την αστική χρήση του νερού (Boland et al., 1984; Boland, 1993; Routa et al., 2002; DEFRA, 2004; Boyer and Polasky, 2004; Olmstead et al., 2007; Φαφούτης, 2008; Σαφαρίκας, 2009), η οποία είναι σημαντικά μικρότερη, με μικρότερες απώλειες και καλύτερο διαχειριστικό-οικονομικό έλεγχο. Η επιλογή της περιοχής μελέτης εξυπηρετεί τους ανωτέρω σκοπούς, καθώς αποτελεί τυπική μεσογειακή λεκάνη που στηρίζεται στην αγροτική οικονομία και αντιμετωπίζει σοβαρά υδατικά και διαχειριστικά-οικονομικά προβλήματα. Επίσης παρουσιάζει σημαντικές ελλείψεις δεδομένων και καταγραφών, άρα η ανάπτυξη μεθοδολογίας, προσαρμοσμένης σε τέτοιες ιδιαιτερότητες, θα μπορεί να εφαρμοστεί και σε άλλες περιοχές. Τα παραπάνω αποτελούν και τις δυσκολίες της έρευνας, αλλά και προκλήσεις που προσδίδουν βαρύτητα στη χρησιμότητά της. Πιο αναλυτικά, η διατριβή αποτελείται από τέσσερα τμήματα – ενότητες:

1. Το πρώτο τμήμα της διατριβής είναι μία προσπάθεια να απαντήσει στα ερευνητικά ερωτήματα που τέθηκαν στο υποκεφάλαιο 1.5. Αφορά λοιπόν την υδρο-οικονομική μοντελοποίηση σε συνθήκες έλλειψης δεδομένων, όσο το δυνατόν πιο απλά, ώστε να παρέχει χρήσιμες πληροφορίες κατά το σχεδιασμό. Αναπτύσσεται ένα απλό εννοιολογικά υδρο-οικονομικό μοντέλο, χρησιμοποιώντας υφιστάμενα μοντέλα προσομοίωσης και τις ελάχιστες δυνατές

απαιτήσεις σε δεδομένα. Το μοντέλο εξάγει: α) Το υδατικό ισοζύγιο, β) το κόστος του αρδευτικού νερού, γ) την ωφελιμότητα των αγροτών (farmer's utility), δ) την αξία του αρδευτικού νερού και ε) δείκτες αποτελεσματικής χρήσης του αρδευτικού νερού. Επίσης διαμορφώθηκαν και επιλύθηκαν κάποια προβλήματα βελτιστοποίησης που στόχο έχουν να προτείνουν εναλλακτικές κατανομές καλλιεργειών ώστε να επιτευχθούν διάφοροι διαχειριστικοί στόχοι (π.χ. μεγιστοποίηση κερδών, μεγιστοποίηση παραγωγής, ελαχιστοποίηση κόστους, κλπ.). Το κόστος του αρδευτικού νερού, η ωφελιμότητα των αγροτών και η αξία του νερού ελέγχθηκαν υπό κλιματικά σενάρια και σενάρια τιμών προϊόντων, αντίστοιχα. Το σύστημα που αναπτύχθηκε είναι ολιστικό (αν και έχει διαμορφωθεί με τρόπο όπου και το κάθε μοντέλο μπορεί να τροποποιηθεί και να τρέξει και ξεχωριστά), ενώ παρουσιάζονται μέτρα και προτάσεις, με τη μορφή διαχειριστικών σεναρίων, όπου τρέχουν στο μοντέλο, συγκρίνοντας τελικά τα αποτελέσματά τους. Τέλος προτείνονται κοινωνικοοικονομικά μέτρα για τη γενικότερη βελτίωση της κατάστασης της περιοχής.

2. Τα παραπάνω είχαν ουσιαστικά χαρακτήρα «προμελέτης» για τη γενικότερη εικόνα της περιοχής. Αυτό το στάδιο είναι απαραίτητο για την κατανόηση των ιδιαιτεροτήτων και των προβλημάτων της περιοχής μελέτης σε όλους τους τομείς. Έτσι η ανάπτυξη άλλων μεθοδολογιών και εργαλείων θα μπορεί να προσαρμοστεί σε αυτές τις ανάγκες με τον καταλληλότερο και ασφαλέστερο τρόπο. Παραδείγματος χάριν, η επιταγή της Ευρωπαϊκής Οδηγίας 2000/60 για την κοστολόγηση του νερού, πλέον μπορεί να εφαρμοστεί ευκολότερα. Αυτό είναι και το αντικείμενο του δεύτερου σταδίου της διατριβής. Το υδροοικονομικό μοντέλο τροποποιείται, με σκοπό να συμπεριλάβει το πλήρες κόστος και να παρέχει μία καινοτόμα προσέγγιση για την εκτίμησή του. Η αποτίμηση του χρηματοοικονομικού κόστους γίνεται με βάση τη λογιστική, αντιμετωπίζοντάς το με καθαρά οικονομικούς όρους, το κόστος φυσικού πόρου εξάγεται θεωρώντας το ως κόστος ευκαιρίας λόγω της σπανιότητας του νερού, και το περιβαλλοντικό κόστος εξισώνεται με το κόστος βελτίωσης της ποιοτικής κατάστασης των υδάτων. Η μεθοδολογία που αναπτύχθηκε στα δύο πρώτα τμήματα έχει επιχειρησιακό χαρακτήρα, καθώς μπορεί να εφαρμοστεί και σε άλλες περιοχές, για τους αντίστοιχους σκοπούς.
3. Η κλιματική αλλαγή μπορεί να έχει μεγάλο αντίκτυπο στη διαθεσιμότητα και τη ζήτηση νερού, και άρα στις πρακτικές διαχείρισης υδατικών πόρων. Έτσι, κρίθηκε σκόπιμο να μελετηθούν αυτές οι επιπτώσεις λόγω των αλλαγών των παραμέτρων της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης έως το 2100, βάσει των προβλέψεων κλιματικών μοντέλων. Έτσι, η τρίτη ενότητα αποτελεί μία ανάλυση ευαισθησίας υπό τον παράγοντα της κλιματικής αλλαγής πάνω στο υδατικό ισοζύγιο, τα καθαρά κέρδη και το πλήρες κόστος του νερού, σχολιάζοντας την αβεβαιότητά της.
4. Τα σημαντικότερα προβλήματα που αντιμετωπίζει η διαδικασία λήψης αποφάσεων στη μελετώμενη, αλλά και στις περισσότερες περιοχές, είναι η

υποκειμενικότητα των αποφάσεων, τα θεσμικά κενά ή η ύπαρξη πολλών θεσμικών οργάνων, η δυσκολία διεπιστημονικής προσέγγισης στο σχεδιασμό και η συνεργασία μεταξύ διαφορετικών ομάδων χρηστών, υπηρεσιών και οργανισμών. Το τελευταίο τμήμα της διατριβής παρουσιάζει ένα εργαλείο (Σύστημα Υποστήριξης Αποφάσεων – DSS) Πολυκριτηριακής Ανάλυσης που συνδυάζει τέσσερις τεχνικές με στόχο την αξιολόγηση διαφορετικών στρατηγικών διαχείρισης υδατικών πόρων. Εφτά εναλλακτικές (διαχειριστικά σενάρια) αξιολογούνται υπό τρία κριτήρια: το υδατικό ισοζύγιο, το καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα και το πλήρες κόστος νερού, συνδυάζοντας έτσι τα παραπάνω στοιχεία της διατριβής. Το δείγμα απαρτίζεται από μία ομάδα ιθυνόντων από τις αρμόδιες υπηρεσίες και μία ομάδα ειδικών, συμβάλλοντας έτσι στο συμμετοχικό σχεδιασμό.

Οι στόχοι της διατριβής, τόσο συνολικά όσο και κάθε τμήματός της απαριθμούνται ως εξής:

- Η συνεισφορά στην ανάπτυξη της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης, ειδικά σε θέματα αρδευτικού νερού, θέτοντας τις βάσεις για την πλήρη κοστολόγησή του, σύμφωνα με τις επιταγές της Οδηγίας 2000/60. Η υδρο-οικονομική μοντελοποίηση μπορεί να συνεισφέρει στην παρακολούθηση της κατάστασης, και άρα στη βελτίωσή της, σε πολλές περιοχές.
- Η διευκόλυνση και η βελτίωση της διαχειριστικής διαδικασίας λαμβάνοντας υπόψη οικονομικούς-παραγωγικούς στόχους και περιβαλλοντικούς παράγοντες. Ενσωματώνοντας σε ένα απλό και εύχρηστο σύστημα παράγοντες που δεν είχαν μοντελοποιηθεί από κοινού στο παρελθόν, η προσέγγιση της Ολοκληρωμένης και Βιώσιμης διαχείρισης αρδευτικού νερού γίνεται πρακτικά πιο κατανοητή.
- Η μεθοδολογία του δεύτερου τμήματος της διατριβής παρουσιάζει ένα νέο τρόπο αντιμετώπισης του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού, που θα μπορεί να εφαρμοστεί με μικρές απαιτήσεις δεδομένων, σε οποιαδήποτε περιοχή. Η προτεινόμενη μεθοδολογία είναι απλή, ώστε να μπορεί να εφαρμοστεί από τους ΤΟΕΒ (και από ΔΕΥΑ), και μπορεί να θέσει τις βάσεις για ολοκληρωμένη Διαχείριση Υδατικών Πόρων σε επίπεδο λεκάνης απορροής, καθώς περιέχει στοιχεία υδατικού ισοζυγίου, ποιότητας νερού και οικονομικά.
- Η αναγνώριση της αξίας του νερού μέσω του πλήρους κόστους του είναι ταυτόσημη με την κατανόηση των βασικών περιβαλλοντικών περιορισμών ενός συστήματος. Οι ιθύνοντες θα μπορούν έτσι να λαμβάνουν ορθότερες αποφάσεις, να αντιλαμβάνονται περισσότερες επιλογές, και να στρέφονται σε βιώσιμες λύσεις που θα ελαχιστοποιούν τα περιβαλλοντικά και τα οικονομικά προβλήματα.
- Η εξέταση του συστήματος που αναπτύχθηκε υπό κλιματική αλλαγή δίνει μία εικόνα για την πιθανή μελλοντική κατάσταση υδρολογικών και οικονομικών μεγεθών. Τονίζεται συνεπώς η ανάγκη για έγκαιρη διαχείριση, βάση της οποίας (όπως αποδεικνύεται) μπορούν να αποφευχθούν καταστροφικές επιπτώσεις.

- Το τελευταίο τμήμα της διατριβής παρέχει ένα Ολοκληρωμένο Σύστημα Υποστήριξης Αποφάσεων, με συνδυασμό διαφορετικών μεθόδων, παραμέτρων και ενδιαφερόμενων. Παρέχει έτσι μία βάση για την ολοκληρωμένη προσέγγιση και τη συνεργασία μεταξύ αρμόδιων αρχών και επιστημόνων, για τη βέλτιστη διαχείριση σε επίπεδο λεκάνης απορροής.
- Οι γενικότεροι στόχοι της διατριβής συμπίπτουν με αυτούς της Ολοκληρωμένης και Βιώσιμης Διαχείρισης της Ζήτησης, όπως αναλύθηκε στο υποκεφάλαιο 1.2. Εν συντομία, η διευθέτηση της ζήτησης του νερού σε σχέση με τη διαθεσιμότητα των υδατικών πόρων, αποτελεί σημαντικό στόχο για την αντιμετώπιση των ανοιγμάτων ανάμεσα σε προσφορά και ζήτηση, και ορθολογικότερη διαχείριση (Pearce, 1993). Εξίσου σημαντικό ζήτημα είναι η εξομάλυνση των συγκρούσεων ανάμεσα σε δραστηριότητες που μοιάζουν ανταγωνιστικές, όπως η περιβαλλοντική προστασία και η οικονομική ανάπτυξη, αλλά μπορούν τελικά να συνυπάρξουν. Ο γενικότερος ίσως στόχος της εργασίας είναι να προάγει τη διαχείριση υδατικών πόρων με καινοτόμα στοιχεία, ως διαδικασία αξιολόγησης αναγκών, ιεράρχησης προτεραιοτήτων και επίλυσης διαφορών, προκειμένου να ικανοποιούνται οι ανάγκες κατά τρόπο δίκαιο, ωφέλιμο και ορθολογικό.

Η βασική συνεισφορά της εργασίας στην επιστημονική γνώση είναι η ολιστική της προσέγγιση σε θέματα που πολύ λίγες φορές έχουν μοντελοποιηθεί κάτω από ενιαία μεθοδολογία και σκοπό. Μέσα από την εκπόνηση της έρευνας αναμένεται να προκύψουν νέες μεθοδολογίες, από διαφορετική προσέγγιση στην ανάλυση υδατικών συστημάτων, μέσω της σύνδεσής της με την οικονομία και τη θεωρία λήψης αποφάσεων, αλλά και ένα χρήσιμο και εφαρμόσιμο εργαλείο προσομοίωσης και πρότασης εναλλακτικών μέτρων και πολιτικών.

2. ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ

2.1. Υδρολογική λεκάνη απορροής λίμνης Κάρλας

Στο νοτιοανατολικό τμήμα του Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας (GR08), ανάμεσα στο Βόλο και τη Λάρισα, βρίσκεται η λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας. Τα όριά της είναι ο ποταμός Πηνειός και η κορυφογραμμή του όρους Όσσα στα βόρεια, το μισό δυτικό τμήμα της πεδιάδας της Αγιάς και η κορυφογραμμή του όρους Μαυροβουνίου στα ανατολικά, η κορυφογραμμή του βόρειου Πηλίου και του Όρους Μεγαβούνι στα νότια, η κορυφογραμμή του όρους Χαλκοδόνιου στα νοτιοδυτικά και στα ανατολικά οι λοφοσειρές των οικισμών Ν. Περιβόλι, Νέα Λεύκη της Λάρισας και το υπόλοιπο πεδινό τμήμα αυτής από τη Νέα Λεύκη ως τη Λάρισα. Είναι λοιπόν μία επιμήκης λεκάνη μήκους 35 χιλιομέτρων, πλάτους 15 χιλιομέτρων, και συνολικής έκτασης 1173 km². Το χαμηλότερο απόλυτο υψόμετρο της λεκάνης είναι +44 μ., ανάμεσα στους οικισμούς του Στεφανοβίκειου και Καναλίων, εκεί όπου σήμερα οριοθετείται ο ταμιευτήρας της Κάρλας. Πρόκειται επίσης για κλειστή λεκάνη αφού δεν υπάρχει φυσική επιφανειακή υδραυλική της επικοινωνία με τη θάλασσα, καθώς περικλείεται από τους ορεινούς όγκους που αναφέρθηκαν. Η λεκάνη χαρακτηρίζεται ως καθαρά αγροτική – περίπου το 94% της χρήσης νερού προορίζεται για άρδευση (Alamanos et al., 2016), ενώ δεν υπάρχουν μεγάλα αστικά κέντρα ή βιομηχανικές περιοχές εντός των ορίων της. Η κάλυψη των υδατικών απαιτήσεων καλύπτεται κυρίως από τον υπόγειο υδροφορέα, ο οποίος έχει έκταση 500 km² και καταλαμβάνει το πεδινό τμήμα της λεκάνης, και δευτερευόντως από επιφανειακά ύδατα του Πηνειού. Στον ακόλουθο χάρτη φαίνονται τα όρια της λεκάνης με κόκκινη γραμμή, τα όρια του υπόγειου υδροφορέα με μαύρη γραμμή, ενώ απεικονίζονται οι ορεινοί όγκοι που περικλείουν τη λεκάνη, το υδρογραφικό της δίκτυο με τις τεχνητές τάφρους, ο νέος ταμιευτήρας της Κάρλας και οι μικρότεροι ταμιευτήρες άρδευσης.

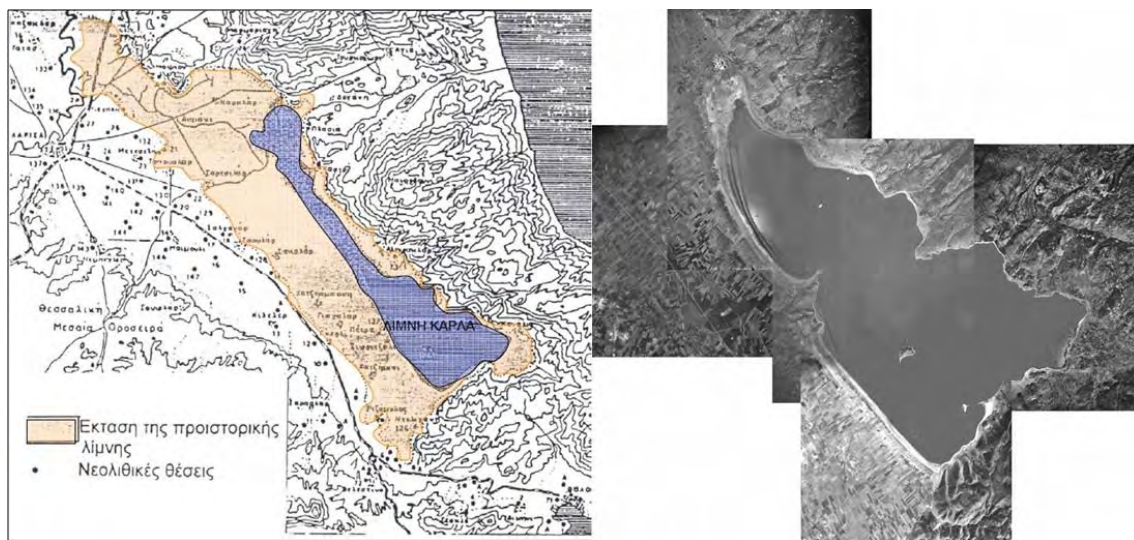


Σχήμα 2. 1. Υδρολογική λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας (Σιδηρόπουλος, 2014).

2.2. Ιστορικό αποξήρανσης και επανασύστασης της λίμνης Κάρλας

Η λίμνη Κάρλα, γνωστή από την αρχαιότητα ως λίμνη Βοιρηίδα, ήταν από τις μεγαλύτερες και σημαντικότερες οικολογικά ελληνικές λίμνες. Συγκέντρωνε πλούσια ορνιθοπανίδα και ιχθυοπανίδα, θέτοντας τις βάσεις για εμπόριο και ανάπτυξη. Η λίμνη ήταν αβαθής (2 – 5.5 μ. βάθος) και καταλάμβανε περίπου 200.000 στρέμματα. Τροφοδοτούταν από πλημμυρικά νερά του Πηνειού μέσω του ρέματος Ασμακίου (η τάφρος 8T στο Σχήμα 2.1) και από απορροές ρεμάτων που πήγαζαν κυρίως από την Όσσα, μιας και αυτά δεν διέφευγαν επιφανειακά προς τη θάλασσα. Οι εκροές υδάτων από τη λίμνη οφείλονταν βασικά στην εξάτμιση και δευτερευόντως στις υπόγειες διαφυγές του πυθμένα. Η μικρή κλίση του πυθμένα της λίμνης είχε ως αποτέλεσμα, ανάλογα με τη σχέση εισροών-εκροών, το εμβαδόν της να κυμαίνεται μεταξύ 40 και 180 km². Έτσι, τα όριά της ήταν μεταβλητά, ακόμα και μέχρι τα νεότερα χρόνια που

δεν ήταν σαφή. Αυτό τεκμηριώνεται και από τις πρώτες καταγραφές στάθμης της λίμνης που πραγματοποιήθηκαν τον 20^ο αιώνα, όπου παρατηρείται πως σε έτη ανομβρίας η λίμνη αποξηραινόταν (Ananiadis, 1956). Σύμφωνα με καταγραφές αποξηράνθηκε δύο φορές το διάστημα 1860 – 1880 και από τότε άλλες δύο τον Ιούλιο του 1899 και το 1908. Στο ακόλουθο Σχήμα φαίνονται στα αριστερά τα όρια της προϊστορικής λίμνης με το πορτοκαλί χρώμα και τα όριά της στα τέλη της δεκαετίας του '30, με το μπλε χρώμα, όπως απεικονίσθηκαν στην έρευνα του αρχαιολόγου Grundmann για τους αρχαιολογικούς παρακάρλιους οικισμούς (Παληκαρίδου, 1998). Στα δεξιά φαίνεται η λίμνη το 1945, από αεροφωτογραφία της Γεωγραφικής Υπηρεσίας Στρατού, όπου η έκτασή της εκτιμάται στα 78.35 km².



Σχήμα 2. 2. Διακυμάνσεις της έκτασης που καταλάμβανε η λίμνη στις αρχές του 20^{ου} αιώνα.

Η λίμνη κρατούσε ζωντανή και υγιή την ευρύτερη περιοχή διότι παγίδευε τα πλημμυρικά νερά, τα αποθήκευε επιφανειακά, και υπόγεια (εμπλουτισμός), με αποτέλεσμα να μπορούν να χρησιμοποιηθούν για άρδευση. Όσον αφορά την ποιότητα του εδάφους και του νερού, απομάκρυνε θρεπτικά στοιχεία, κατακρατούσε ιζήματα και τοξικές ουσίες. Η συνεισφορά της στο μικροκλίμα της περιοχής ήταν επίσης σημαντική, αφού αποθήκευε (δέσμευση ηλιακής ακτινοβολίας) και ελευθέρωνε τη θερμότητα, ενώ τέλος, συντηρούσε χλωρίδα και πανίδα, στηρίζοντας τις τροφικές αλυσίδες.

Από την άλλη, η παγίδευση των πλημμυρικών απορροών στη λίμνη συνοδευόταν από την κατάκλυση μεγάλων γεωργικών εκτάσεων, ενώ δημιουργούσε προβλήματα στράγγισης και αύξανε τις συγκεντρώσεις αλάτων στα εδάφη της γύρω περιοχής. Επίσης η λίμνη είχε συνδεθεί με την ελονοσία που αντιμετώπιζαν οι ντόπιοι κατά καιρούς. Αυτά, σε συνδυασμό με την τάση για αγροτική εκμετάλλευση όλης της περιοχής, ενίσχυσαν την τεχνοκρατική αντίληψη που επικρατούσε στην Ελλάδα τα τέλη του 19^{ου} αιώνα: Την αποξήρανση αρκετών λιμνών και υγροτόπων (Κωπαΐδα, έλος Γιαννιτσών, πεδιάδα Σερρών), με κίνητρο την επέκταση των γεωργικών εκτάσεων, χωρίς περιβαλλοντική και οικολογική μέριμνα. Έτσι, ξεκίνησε η αποξήρανση της λίμνης Κάρλας αποκόπτοντας την τροφοδοσία της από τον Πηνειό και συνεχίστηκε με την κατασκευή αντιπλημμυρικών και αποστραγγιστικών έργων το 1949. Η αποξήρανση έγινε το 1962 μέσω σήραγγας προς τον Παγασητικό Κόλπο ενώ προβλεπόταν η

κατασκευή ενός ταμιευτήρα σε τμήμα της παλιάς λίμνης. Οι διαφωνίες για τη θέση του ταμιευτήρα, την έκτασή του, και το ρόλο του (αντιπλημμυρική προστασία έναντι αποθήκευσης νερού για άρδευση), είχαν ως αποτέλεσμα να αποξηρανθεί η λίμνη, χωρίς όμως να ολοκληρωθεί η κατασκευή του ταμιευτήρα και των έργων αντιπλημμυρικής προστασίας και αποθήκευσης νερού, με αποτέλεσμα την εμφάνιση σημαντικών περιβαλλοντικών επιπτώσεων (Σιδηρόπουλος, 2014).

Η αποξήρανση της λίμνης αύξησε προσωρινά το εισόδημα καθώς αυξήθηκαν οι καλλιεργούμενες περιοχές, ενδυναμώθηκαν τα αγροοικοσυστήματα και μειώθηκαν οι ζημιές πλημμυρών. Η άρδευση επεκτάθηκε σχεδόν σε όλες τις καλλιεργούμενες εκτάσεις, χρησιμοποιώντας νερό υψηλής ποιότητας από βαθιές γεωτρήσεις. Αυτό οδήγησε σε σταθερή πτώση στάθμης του υπόγειου υδροφορέα, με αποτέλεσμα το αρδευτικό νερό των γεωτρήσεων να συμπληρώνεται με χαμηλής ποιότητας επιφανειακό αποθηκευμένο νερό από τις διάφορες τάφρους κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Η υπερεκμετάλλευση των μόνιμων αποθεμάτων του υδροφορέα συνεχίζεται έως και σήμερα, μαζί με την υποβάθμιση της ποιότητας του νερού λόγω εντατικοποίησης της γεωργίας. Σημαντικό ήταν και το ρυπαντικό φορτίο που απέρρευε από την περιοχή στον Παγασητικό, όπου ήδη είχε προβλήματα ευτροφισμού, λόγω της στράγγισης της τέως λίμνης. Μια άλλη σημαντική συνέπεια ήταν η υποβάθμιση της υδρόβιας βλάστησης, του ιχθυοπληθυσμού και η απουσία μεταναστευτικών και παρυδάτιων πουλιών. Συνεπώς, οι ψαράδες (ένας εξαιρετικά δυναμικός τομέας της περιοχής) έχασαν τις εργασίες τους και τα αγροοικοσυστήματα έχασαν την ποικιλία τους. Το αποτέλεσμα ήταν να συρρικνωθεί ο πληθυσμός των οικονομικά ασθενέστερων οικισμών και να υπάρξουν τάσεις εγκατάλειψης της ευρύτερης περιοχής.

Η ανεξέλεγκτη άντληση και η έλλειψη νερού όξυναν τα προβλήματα αλατότητας των εδαφών. Η αποξήρανση συντέλεσε στην αύξηση της συχνότητας εμφάνισης ακραίων κλιματικών φαινομένων, με χαρακτηριστικότερο το παράδειγμα των πλημμυρών εξαιτίας της ανεπαρκούς παροχετευτικής ικανότητας της σήραγγας, και τη ζημία λόγω παγετού στις καλλιέργειες. Έτσι, οι βιομηχανικές εγκαταστάσεις της Λάρισας διοχέτευαν μεγάλους όγκους (μη επεξεργασμένων) αποβλήτων στις αποχετευτικές τάφρους (Zalidis and Gerakis, 1999). Τέλος, οι επιπτώσεις ήταν σοβαρές και για το έδαφος (ποιότητα, διάβρωση, υποχώρηση, ιζηματογεννέσεις, ρηγματώσεις).

Όλα αυτά τα προβλήματα διογκώνονταν με την πάροδο του χρόνου και οδήγησαν στο σχεδιασμό της επανασύστασης της λίμνης. Από το αρχείο του Φορέα Διαχείρισης Κάρλας - Μαυροβουνίου – Κεφαλόβρυσου - Βελεστίνου - Δέλτα Πηνειού (Κα.Μα.Κε.Βε.Δε.Πη.), φαίνεται ότι οι πρώτες μελέτες έγιναν το 1978, ενώ το 1982 εκπονήθηκε η προμελέτη για τον ταμιευτήρα της Κάρλας και τα συναφή έργα. Ακολούθησαν και άλλες μελέτες επαναδημιουργίας της Κάρλας, συχνά αντικρουόμενες. Το 1995 εκπονήθηκε η «Οριστική Μελέτη Ταμιευτήρα Κάρλας και συναφών έργων» με βάση την προμελέτη του 1982. Το τελικό σχέδιο εντάχθηκε ως περιβαλλοντικό έργο στο Επιχειρησιακό Πρόγραμμα «Περιβάλλον – Αειφόρος Ανάπτυξη», Γ ΚΠΣ 2000-2006 το 1998 (Αξονας 9: Προστασία Φυσικού Περιβάλλοντος και Βιοποικιλότητας), από τη Διεύθυνση Εγγειοβελτιωτικών Έργων (Δ7) του τότε ΥΠΕΧΩΔΕ σε συνεργασία με τις Νομαρχίες Λάρισας και Μαγνησίας και

ξεκίνησε να υλοποιείται από το 2000. Η Περιβαλλοντική Τεχνική Έκθεση, συνοδευμένη από μελέτη κόστους-οφέλους και υποστηρικτικές μελέτες είχαν ολοκληρωθεί ένα χρόνο νωρίτερα, το 1999. Η σύμβαση που δημοπρατήθηκε και έχει ανατεθεί από το 2000 για το σκοπό αυτό έχει ολοκληρωθεί στο πλαίσιο του Γ ΚΠΣ (2000-2006). Την 7/1/2009 υπεγράφη νέα σύμβαση υπηρεσιών. Το 25% περίπου του αντικειμένου της σύμβασης αυτής ολοκληρώθηκε στο Γ ΚΠΣ. Το υπόλοιπο 75% εντάχθηκε στο ΕΣΠΑ 2007-2013 στο ίδιο Επιχειρησιακό Πρόγραμμα. Τα αρδευτικά έργα, λόγω της φύσης τους, δεν ήταν δυνατό να ενταχθούν στο συγκεκριμένο Επιχειρησιακό Πρόγραμμα και εντάχθηκαν στο Πρόγραμμα «Αλέξανδρος Μπαλτατζής» του ΕΣΣΑΑ 2007-2013. Ο σκοπός των έργων ήταν κυρίως η αποκατάσταση της οικολογικής ισορροπίας, δευτερευόντως η αντιπλημμυρική προστασία της ευρύτερης περιοχής, η αποκατάσταση του υποβαθμισμένου υδροφόρου ορίζοντα, η εξασφάλιση επαρκών ποσοτήτων νερού από γεωτρήσεις για την ύδρευση του Βόλου, η γενική αποκατάσταση του υδροβιότοπου, και η ελαχιστοποίηση των απορροών της λεκάνης Κάρλας στη ρύπανση του Παγασητικού κόλπου. Το έργο περιλαμβάνει συνοπτικά τη δημιουργία τεχνητής λίμνης, μέσω συστημάτων συλλεκτών και τάφρων (Σχ. 2.3), ώστε να εξασφαλίζεται η τροφοδοσία της λίμνης από τον Πηνειό και η αντιπλημμυρική προστασία των πεδινών περιοχών. Ο νέος ταμιευτήρας έχει χωρητικότητα 184*106 κυβ. Μέτρα, βρίσκεται στο χαμηλότερο τμήμα της παλιάς λίμνης Κάρλας, και καταλαμβάνει έκταση περίπου 38000 στρεμμάτων. Το συνολικό κόστος του έργου αγγίζει τα 246 εκ. €. Στον Πίνακα που ακολουθεί φαίνονται οι στάθμες του ταμιευτήρα με τις αντίστοιχες τιμές έκτασης και όγκου νερού, σύμφωνα με τη μελέτη επανασύστασης.

Πίνακας 2. 1. Χαρακτηριστικά λειτουργίας του νέου ταμιευτήρα Κάρλας.

Στάθμη	Υψόμετρο (μ)	Επιφάνεια (στρ.)	Όγκος (εκατ. κυβ. μ.)
Κατώτατη	46.4	34.65	57.01
Ανώτατη άρδευσης	48.8	35.45	141.14
Ανώτατη πλημμυρών	50	35.8	183.88



Σχήμα 2. 3. Τα έργα επανασύστασης, ο νέος ταμιευτήρας της Κάρλας και οι περιοχές που θα εξυπηρετούνται στο μέλλον από αυτόν (Σιδηρόπουλος, 2014).

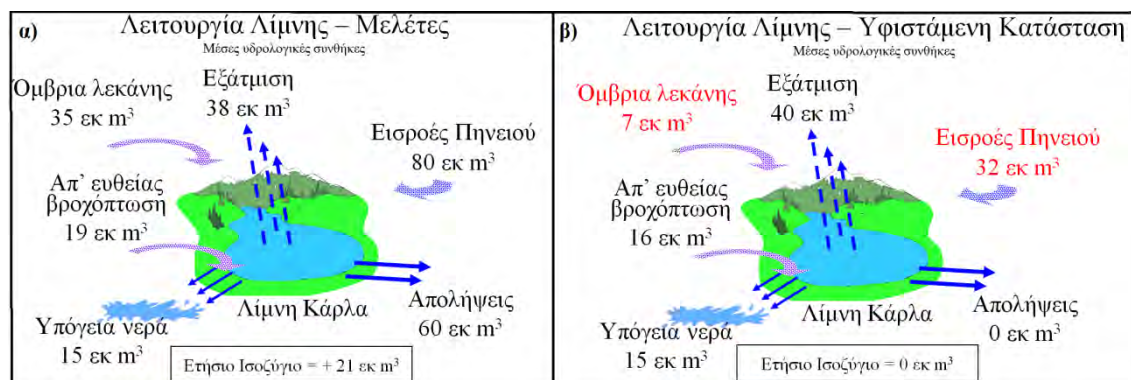
Τα έργα σήμερα έχουν ολοκληρωθεί, μετά από καθυστερήσεις εξαιτίας αρχαιολογικών ευρημάτων, μη ικανοποίησης των ιδιοκτητών από τις αποζημιώσεις για τις απαλλοτριώσεις, δικαστικών προσφυγών, έλλειψης οικονομικών πόρων και αντιδράσεων της τοπικής κοινωνίας για την εγκατάσταση των νέων υδρευτικών γεωτρήσεων (Παληκαρίδου, 1998). Ωστόσο, η επαναπλήρωση της λίμνης από τον Πηνειό συνεχίζεται με στόχο την ανώτατη στάθμη, όπου θα μπορεί πλέον να ξεκινήσει η λειτουργία της άρδευσης.

Οι επιπτώσεις της επανασύστασης, σε όλους τους τομείς, μόνο θετικές μπορεί να είναι. Πιο συγκεκριμένα, σημαντικότερα οφέλη αναμένεται να έχει ο υπόγειος υδροφορέας, η διαχείριση υδάτινων όγκων, το έδαφος, το μικροκλίμα, η χλωρίδα, η πανίδα, η ορθή λειτουργία των αρδευτικών έργων, η ευρύτερη ισορροπία του οικοσυστήματος, η αισθητική και ο οικοτουρισμός.

2.3. Κλιματικές – Υδρολογικές – Υδρογεωλογικές συνθήκες

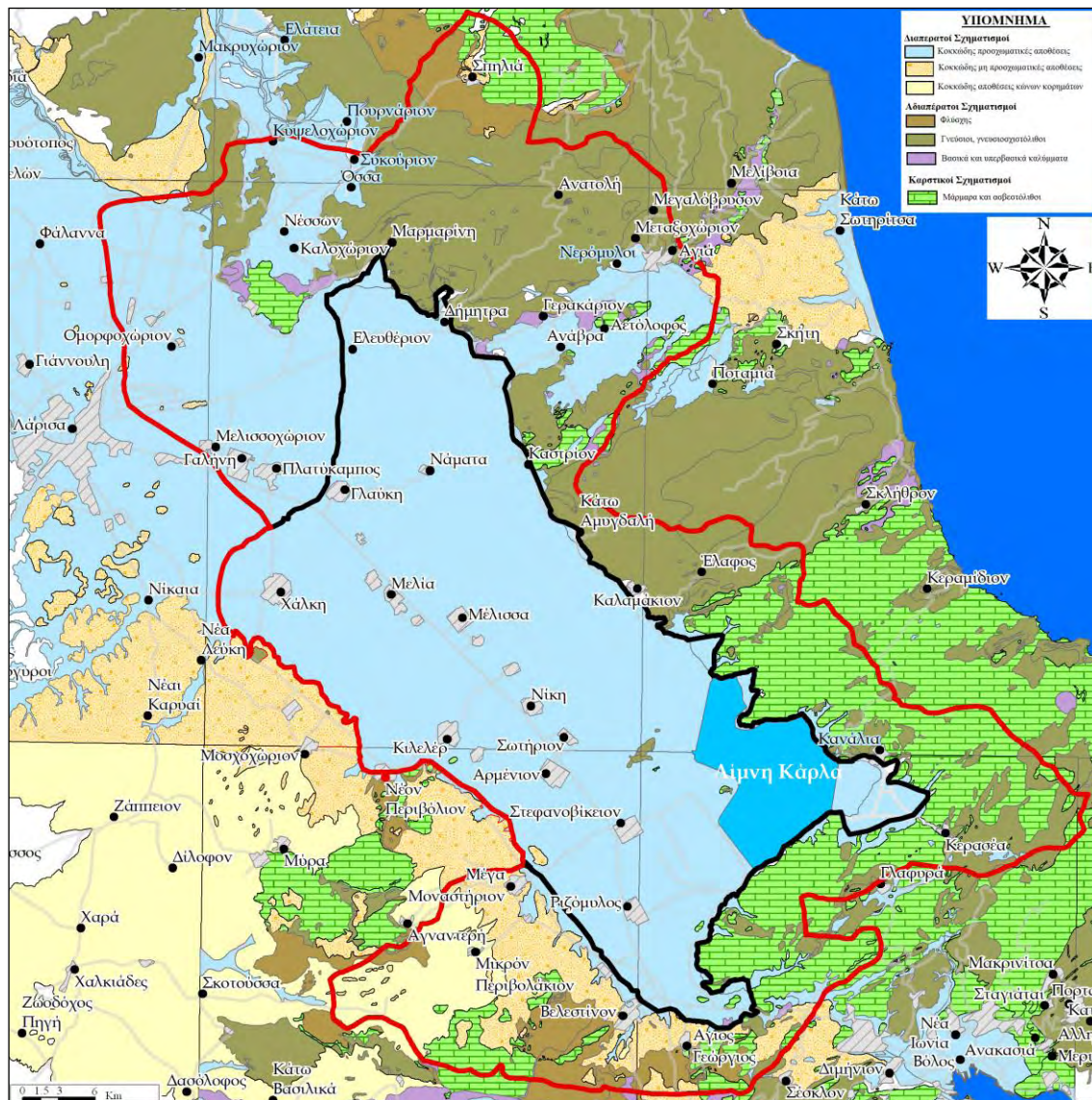
Η ευρύτερη περιοχή της Κάρλας έχει μεσογειακό κλίμα, εύκρατου ηπειρωτικού χαρακτήρα, με θερμά καλοκαίρια και ψυχρούς χειμώνες. Το καλοκαίρι παρατηρούνται ξηρασίες και αυξημένες θερμοκρασίες, ενώ από τον Οκτώβριο έως τον Απρίλιο παρατηρούνται αυξημένες συνθήκες υγρασίας και βροχόπτωσης. Πιο αναλυτικά, η μέση ετήσια θερμοκρασία είναι 14 με 16 °C και το ετήσιο θερμομετρικό εύρος ξεπερνά τους 22 °C. Οι πιο ψυχροί μήνες είναι ο Ιανουάριος, ο Φεβρουάριος και ο Δεκέμβριος και οι πιο θερμοί ο Ιούλιος και ο Αύγουστος. Όσον αφορά τη βροχόπτωση, το ορεινό ανατολικό τμήμα της λεκάνης εμφανίζει μεγαλύτερα ύψη (έως και πάνω από 700 mm) σε σχέση με το κεντρικό πεδινό τμήμα της (περίπου 400 mm). Το μέσο ύψος βροχής είναι περίπου 560 mm και κατανέμεται ανομοιόμορφα χωρικά και χρονικά. Η περίοδος Οκτωβρίου – Ιανουαρίου είναι η πιο βροχερή, ενώ η πιο ξηρή περίοδος είναι τον Ιούλιο και τον Αύγουστο. Οι κυριότεροι άνεμοι στην περιοχή ετησίως είναι οι ανατολικοί και οι βορειοανατολικοί, με ταχύτητες 1-3 Bf και μέγιστη ταχύτητα τα 8 Bf. Τέλος, αξίζει να σημειωθεί ότι η μεγάλη ένταση της ακτινοβολίας, η έντονη χλωρίδα και γεωργία καθιστούν σημαντική την εξάτμιση της λεκάνης, ειδικά από Μάιο έως Σεπτέμβριο. Η μέση ετήσια δυνητική εξατμισοδιαπνοή φτάνει τα 770 mm. Η παρουσίαση των χρήσεων γης γίνεται αναλυτικά στη συνέχεια, καθώς θεωρήθηκαν διαφορετικές συνθήκες στα αντίστοιχα κεφάλαια προσομοίωσης.

Η υδρολογική κατάσταση του νέου ταμιευτήρα κατά τη λειτουργία του παρουσιάζει ιδιαίτερο ενδιαφέρον. Η μελέτη ανασύστασης προβλέπει τροφοδοσία του ταμιευτήρα από τον Πηνειό μέσω των τάφρων ίσες με 80 hm³. Σε μέσες υδρολογικές συνθήκες οι εισροές από τα όμβρια ύδατα εκτιμώνται σε 35 hm³ και από απευθείας βροχόπτωση σε 19 hm³. Οι διαφυγές από τη λίμνη στον υπόγειο υδροφορέα είναι 15 hm³ και οι απώλειες λόγω εξάτμισης 38 hm³. Οι αναμενόμενες απολήψεις θα έφταναν τα 60 hm³, δίνοντας ένα ετήσιο ισοζύγιο ταμιευτήρα ίσο με 21 hm³ (Σχήμα 2.4α). Στην πραγματικότητα όμως, οι εισροές είναι πολύ μικρότερες, λόγω της δέσμευσης των επιφανειακών υδάτων από τους γεωργούς για άρδευση, πριν αυτά φτάσουν στον ταμιευτήρα. Έτσι κυριαρχούν οι απολήψεις δεν έχουν αρχίσει ακόμα από τον ταμιευτήρα και το ετήσιο ισοζύγιο του παραμένει οριακά σε ισορροπία (Σχήμα 2.4β).



Σχήμα 2. 4. α) Το ετήσιο προβλεπόμενο ισοζύγιο του ταμιευτήρα, σε σύγκριση με: β) Το ετήσιο υφιστάμενο ισοζύγιο του ταμιευτήρα.

Το γεωλογικό υπόβαθρο της λεκάνης αποτελείται από μάρμαρα που συνήθως είναι εναποθεμένα επάνω σε σχιστόλιθους. Η αδιαπέρατη φύση αυτών των σχηματισμών σχεδόν απομονώνει τη λεκάνη από τη θάλασσα (SOGREAH, 1974). Στο τμήμα του υπόγειου υδροφορέα υπάρχουν γεωτρήσεις με γλυκό ή υφάλμυρο νερό. Ωστόσο, η υφαλμύριση δεν προέρχεται από εισροές θαλασσινού νερού, αλλά οφείλεται σε νερά της λίμνης εμπλουτισμένα σε άλατα (εξ' αιτίας της συνεχούς εξάτμισης) που εγκλωβίστηκαν στο υπέδαφος (Costandinidis, 1978). Οι σημερινές βαθιές γεωτρήσεις, ειδικά στο νότιο τμήμα της λεκάνης έχουν διαπεράσει τις προσχώσεις και τα υποκείμενα μάρμαρα, φτάνοντας σε αυτά τα νερά (Goumas, 2006).



Σχήμα 2. 5. Χάρτης γεωλογικών σχηματισμών της λεκάνης (Σιδηρόπουλος, 2014)

Σύμφωνα με την Υποστηρικτική Υδρογεωλογική Μελέτη (1999), οι κύριοι υδροφόροι ορίζοντες που σχηματίζονται είναι:

- Ο υδροφόρος ορίζοντας των αργιλοαμμωδών λιμναίων αποθέσεων (επιφανειακός ή φρεατικός),

- Ο υδροφόρος ορίζοντας των αδρομερών κροκαλολατυποπαγών (βάθους άνω των 25-50 m) και
- Ο υδροφόρος ορίζοντας των μαρμάρων (καρστικός, με μεγαλύτερα βάθη).

Αυτοί οι ορίζοντες είναι επάλληλοι (ο ένας επάνω στον άλλο με τη σειρά που αναφέρθηκαν), χωρίς ομοιόμορφη έκταση, πάχος, βάθος και σύσταση. Μάλιστα, οι οριζόντιες και κατακόρυφες διαφοροποιήσεις ανά περιοχές είναι αρκετά έντονες. Η τροφοδοσία του φρεατικού υδροφορέα από τη βροχή είναι μικρή εξ' αιτίας του μικρού συντελεστή κατείσδυσης στα λεπτόκοκκα επιφανειακά αλλούβια (SOGREAH, 1974). Σύμφωνα με την ίδια μελέτη, ο υδροφορέας των κροκαλολατυποπαγών δεν πρέπει να βρίσκεται σε άμεση επικοινωνία με αυτόν των μαρμάρων. Τα γεωτρητικά δεδομένα της Υ.Ε.Β. δείχνουν ότι οι υπόγειες προσχωματικές υδροφορίες που αναπτύσσονται στην ευρύτερη πεδινή περιοχή της Κάρλας βρίσκονται κάτω από καθεστώς υπεράντλησης, με συνεχή, συστηματική και έντονη ταπείνωση της υπόγειας στάθμης.

2.4. Διαχείριση Υδατικών Πόρων στη λεκάνη απορροής της Κάρλας

Η εφαρμογή της Ευρωπαϊκής Οδηγίας 2000/60/ΕΚ, της γνωστής ως Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα (ΟΠΥ) ενσωματώθηκε στο εθνικό δίκαιο με το νόμο 3199 του 2003. Η Ειδική Γραμματεία Υδάτων (ΕΓΥ), που υπάγεται στο Υπουργείο Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής (ΥΠΕΚΑ) έχει την αρμοδιότητα εφαρμογής της μέσω κατάρτισης Σχεδίων Διαχείρισης σε επίπεδο λεκάνης απορροής. Στόχος είναι η επίτευξη καλής οικολογικής και χημικής κατάστασης των υδάτων της χώρας. Η ΕΓΥ, σε συνεργασία με τις Περιφερειακές Διευθύνσεις Υδάτων, παρακολουθεί και συντονίζει την εφαρμογή αυτών των Σχεδίων, τα οποία αφορούν ουσιαστικά τη βελτίωση της ποσοτικής και ποιοτικής κατάστασης των υδατικών πόρων. Η λεκάνη απορροής της Κάρλας υπάγεται στην Αποκεντρωμένη Διοίκηση της Περιφέρειας Θεσσαλίας, στο Τμήμα Υδροοικονομίας, όπου ορίστηκε ως αρμόδια υπηρεσία από την Εθνική Επιτροπή Υδάτων με την Υπουργική Απόφαση 706 (ΦΕΚ 02-09-2010). Σε συνεργασία με τους Τοπικούς Οργανισμούς Εγγείων Βελτιώσεων (Τ.Ο.Ε.Β.) της περιοχής, καλούνται να εφαρμόσουν μία σειρά συμπληρωματικών μέτρων, όπως αυτά ορίζονται στα Σχέδια Διαχείρισης Λεκανών Απορροής. Οι δύο ΤΟΕΒ που δρουν στη λεκάνη, ο ΤΟΕΒ Πηνειού και ο ΤΟΕΒ Κάρλας, είναι κυρίως υπεύθυνοι για την εξυπηρέτηση των αρδευτικών αναγκών, μέσω της χρήσης των αρδευτικών δικτύων και ενός αριθμού γεωτρήσεων στη λεκάνη. Οι ίδιοι οι ΤΟΕΒ οφείλουν να σχεδιάζουν και να κατασκευάζουν έργα μικρής κλίμακας που είναι απαραίτητα για τη λειτουργία τους, ενώ τα μεγαλύτερα έργα (π.χ. ταμιευτήρες, αντλιοστάσια, φράγμα Γυρτώνης, αρδευτικό δίκτυο Πηνειού) έχουν σχεδιαστεί, χρηματοδοτηθεί και κατασκευαστεί από το Κράτος και έχουν παραδοθεί στον ΤΟΕΒ για λειτουργία και συντήρηση (Σχήμα 2.6). Όπως αναφέρθηκε στο υποκεφάλαιο 2.1, η λεκάνη είναι εντόνως καλλιεργούμενη με υδρόφιλες καλλιέργειες, όπως το βαμβάκι. Η αναλυτική παρουσίαση των δεδομένων χρήσεων γης γίνεται σε επόμενα κεφάλαια. Η μόνη αλλαγή στην κατανομή των καλλιεργειών που παρατηρήθηκε κατά την περίοδο μελέτης ήταν η μείωση της καλλιέργειας του βαμβακιού και η αντικατάστασή του με σιτάρι. Επομένως οι ΤΟΕΒ

έχουν να καλύψουν μεγάλες υδατικές απαιτήσεις και να αντιμετωπίσουν το φαινόμενο των παράνομων ιδιωτικών γεωτρήσεων, με περιορισμένους οικονομικούς πόρους, λόγω των μεγάλων οφειλών από αγρότες.

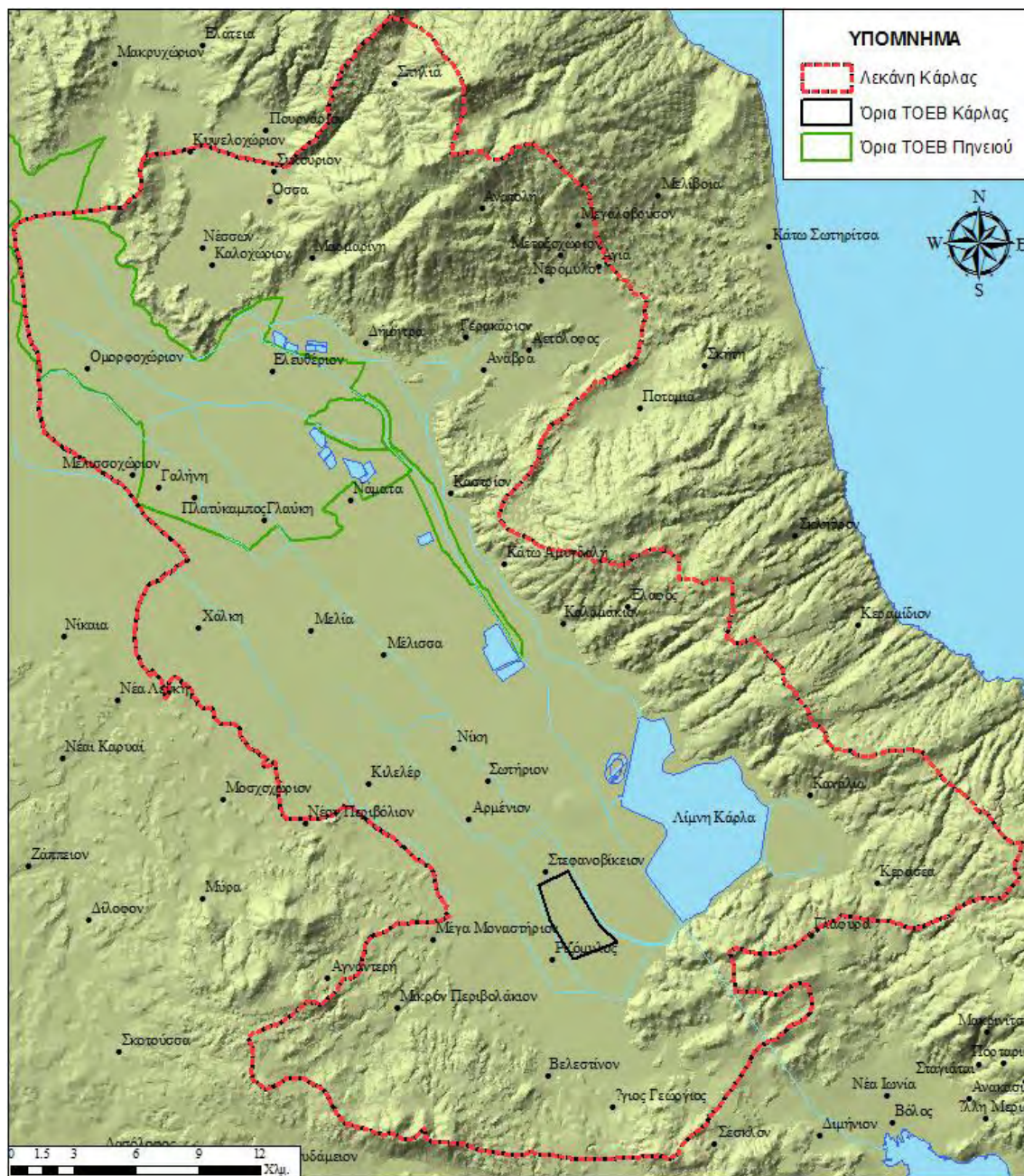


Σχήμα 2. 6. Εγγειοβελτιωτικά έργα ΤΟΕΒ Πηνειού: α) Αντλιοστάσιο Α, β) Ρουφράκης Γυρτώνης, γ) Ταμιευτήρες Ελευθερίου 1 και Ελευθερίου 2, δ) Αντλιοστάσιο Πηνειού - Κάρλας

Η διοίκηση του Οργανισμού πραγματοποιείται από τη Γενική Συνέλευση των αντιπροσώπων, η οποία ορίζει ένα επταμελές Διοικητικό Συμβούλιο. Οι ψήφοι των μελών είναι ανάλογες της έκτασης που κατέχει ο καθένας στην περιοχή δικαιοδοσίας του ΤΟΕΒ. Στη μελετώμενη λεκάνη απορροής ο ΤΟΕΒ Πηνειού είναι ο μεγαλύτερος, και στελεχώνεται από το διευθυντή, ένα διαχειριστή, έναν ηλεκτρολόγο και δύο γραμματείς. Το προσωπικό συμπληρώνεται από 30 υπαλλήλους δικτύου (φύλακες αντλιοστασίων και υδρονομείς για κάθε κοινότητα). Ο ΤΟΕΒ Κάρλας αποτελούταν από ένα άτομο με θέση μόνιμου υπαλλήλου, ενώ πρόσφατα (τέλη 2017) σταμάτησε να λειτουργεί.

Όπως φαίνεται στο χάρτη του Σχήματος 2.7, ο ΤΟΕΒ Πηνειού καταλαμβάνει το βόρειοδυτικό τμήμα της λεκάνης, εξυπηρετώντας έκταση 154.000 στρεμμάτων. Η πηγή τροφοδοσίας του ανοιχτού αρδευτικού δικτύου και των επιμέρους ταμιευτήρων είναι κυρίως ο Πηνειός και σε πολύ μικρότερο ποσοστό υπόγεια ύδατα. Αυτά τα επιφανειακά και υπόγεια ύδατα προέρχονται από τη λεκάνη απορροής του Πηνειού και όχι της Κάρλας. Η έκταση που εξυπηρετείται από το αρδευτικό δίκτυο μεταβάλλεται αναλόγως το επιφανειακό υδατικό δυναμικό του Πηνειού, καθιστώντας την άρδευση ελλειμματική σε ξηρά υδρολογικά έτη. Το δίκτυο αποτελείται από ανοιχτές χωμάτινες τάφρους. Η

συντήρησή τους όμως είναι ελλιπής. Από έρευνα πεδίου έχει διαπιστωθεί ότι εντός των τάφρων υπάρχει αρκετή βλάστηση, μπάζα και σκουπίδια, καθιστώντας τις απώλειες ύδατος σημαντικές.



Σχήμα 2. 7. Περιοχή δικαιοδοσίας των ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας (Τσιούστα, 2015).

Ο ΤΟΕΒ Κάρλας εξυπηρετούσε μια μικρή έκταση 10.000 στρεμμάτων, ανάμεσα στους οικισμούς Στεφανοβίκειο και Ριζόμυλο, μέσω δέκα αρδευτικών γεωτρήσεων. Στο μέλλον, με τη λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας, ο ΤΟΕΒ θα διαχειριζόταν το νέο υπό πίεση αρδευτικό δίκτυο, τις υφιστάμενες γεωτρήσεις του, μαζί με έναν αριθμό νέων γεωτρήσεων. Η παρουσίαση των χρήσεων γης γίνεται αναλυτικά στη συνέχεια, καθώς θεωρήθηκαν διαφορετικές συνθήκες στα αντίστοιχα κεφάλαια προσομοίωσης.

2.5. Οικονομική διαχείριση αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της Κάρλας

Τα έσοδα των ΤΟΕΒ προέρχονται αποκλειστικά από τις εισφορές των μελών τους, αφού το Κράτος συνεισφέρει μόνο στις περιπτώσεις των μεγάλων εγγειοβελτιωτικών έργων. Οι εισφορές αφορούν αρδευτικές χρεώσεις που γίνονται με βάση την καλλιεργούμενη έκταση. Πιο αναλυτικά, για τα επιφανειακά ύδατα μέχρι το 2013 το κόστος ανερχόταν στα 11 €/στρέμμα για κάθε καλλιέργεια, ενώ από το 2014 το κόστος ανέρχεται στα 12,5 €/στρέμμα (Τσιούστα, 2015). Για την άρδευση από υπόγεια ύδατα το κόστος είναι 50 €/στρέμμα για καλλιέργειες βαμβακιού και τεύτλων, και 55 €/στρέμμα για μηδική καλλιέργεια και καλλιέργεια καλαμποκιού. Πίεση ασκείται κυρίως μέσω μη καταβολής των εισφορών των γεωργών στους ΤΟΕΒ. Οι οφειλές αρχικά αντιμετωπίζονται με προειδοποιήσεις και από τον τέταρτο χρόνο δικαστικώς. Σύμφωνα με δηλώσεις των ιθυνόντων των ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας, αν οι οφειλές των μελών δεν ήταν τόσο μεγάλες το κόστος της εισφοράς θα μπορούσε να μειωθεί έως και στα 8 Ευρώ ανά στρέμμα για τα επιφανειακά νερά (Τσιούστα, 2015). Οι αγρότες, από την πλευρά τους, δηλώνουν σε έρευνες (Ζησοπούλου και Παρλάτζα, 2016) ότι δε γνωρίζουν τον όγκο του νερού που καταναλώνουν, το 80% έχει αντιμετωπίσει πρόβλημα λειψυδρίας, και το 93% αυτών θεωρεί τους γειτονικούς καλλιεργητές υπεύθυνους. Ως εκ τούτου, έχουν διανοιχτεί χιλιάδες μη καταγεγραμμένες και ανεξέλεγκτες γεωτρήσεις στην λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας δημιουργώντας έτσι μεγάλη απώλεια οφέλους στους ΤΟΕΒ αλλά και περιβαλλοντική υποβάθμιση. Γίνεται λοιπόν αντιληπτό ότι η μεγαλύτερη τροχοπέδη για την εφαρμογή μιας πιο ορθολογικής διαχείρισης υδατικών πόρων στη λεκάνη, είναι η έλλειψη των απαραίτητων οικονομικών πόρων.

Η ΟΠΥ 2000/60 εισάγει την έννοια της ανάκτησης του πλήρους κόστους νερού, ώστε να συγκεντρωθούν ποσά ικανά να βελτιώσουν την κατάσταση των Υδάτινων Σωμάτων, μέσω καλύτερων υποδομών και υπηρεσιών, με σκοπό σε βάθος χρόνου το κόστος νερού να γίνει μηδενικό. Πρόκειται δηλαδή για τη σωστή τιμολόγηση των υπηρεσιών που απαιτούνται για να υπάρχει πρόσβαση στο νερό. Απαραίτητη προϋπόθεση για την εφαρμογή αυτού του μέτρου είναι ότι τα ποσά θα χρησιμοποιηθούν για την αναβάθμιση των υπηρεσιών που θα παρέχονται, και όχι για την κάλυψη άλλων οικονομικών ελλειμμάτων. Η μεγαλύτερη αντίθεση της υφιστάμενης πολιτικής με αυτήν που προάγει η Οδηγία είναι ότι η χρέωση του αρδευτικού νερού γίνεται με βάση την έκταση, και όχι με βάση την κατανάλωση.

Σύμφωνα με την ΟΠΥ η μείωση της κατανάλωσης και της ρύπανσης μπορεί να επιτευχθεί όταν οι τιμές και τα τέλη που πληρώνουν οι αρδευτές είναι ανάλογες με την κατανάλωση νερού και τη ρύπανση που προκαλείται από τη χρήση (WATECO, 2002). Μέσω της κοστολόγησης του νερού θα δημιουργηθεί κίνητρο στους χρήστες για εξοικονόμηση και μείωση της ρύπανσης. Η αποδοτικότερη χρήση του πόρου θα οδηγήσει σε φυσική και οικονομική βιωσιμότητα, καθώς θα εξασφαλίζονται τα απαραίτητα κεφάλαια για τον εκσυγχρονισμό και την ανανέωση του εξοπλισμού και τη χρηματοδότηση νέων επενδύσεων. Από την άλλη πλευρά, η στρεμματική τιμολόγηση

δεν παρέχει κανένα κίνητρο για ορθολογικότερη χρήση νερού. Ο βαθμός ανάκτησης κόστους άρδευσης στο Υδατικό Διαμέρισμα της Θεσσαλίας είναι 6,38% (Κουντούρη, 2008). Γίνεται ουσιαστικά ανάκτηση μόνο ενός μέρους του χρηματοοικονομικού κόστους, χωρίς να λαμβάνονται υπόψη το κόστος φυσικού πόρου (λόγω ελλειμματικότητας νερού) και το περιβαλλοντικό κόστος (λόγω ρύπανσης). Όπως αναλύθηκε και στο 1^ο Κεφάλαιο, η κοστολόγηση σύμφωνα με τις επιταγές της ΟΠΥ δεν είναι απλή και εύκολα εφαρμόσιμη διαδικασία. Συνεπώς η στρεμματική τιμολόγηση συνεχίζει να ισχύει ακόμα και μετά τον Ιούνιο του 2018, όπου ο τρόπος χρέωσης όφειλε να συμμορφωθεί με την ΟΠΥ. Πρακτικά, δεν υπάρχουν υδρόμετρα στα δίκτυα, και πολλές φορές η άντληση από τις γεωτρήσεις είναι ανεξέλεγκτη. Το νερό που καταναλώνεται δεν είναι δυνατό να μετρηθεί και επομένως να χρεωθεί ογκομετρικά, καθώς ούτε η κατάλληλη υποδομή υπάρχει για να γίνει αυτό, ούτε υλικά, ούτε θεσμικά. Ενδεικτικά αναφέρεται ότι στους ΤΟΕΒ Κάρλας και Πηνειού, δεν υπήρχαν βασικά στοιχεία και μας ζητήθηκε ενημέρωση για το αν το αρχείο ισολογισμών είναι δική τους αρμοδιότητα, και οδηγίες για τον τρόπο υπολογισμού ορισμένων παραμέτρων. Συνεπώς, όλη η φυσική διαθεσιμότητα του νερού μπορεί να καταναλωθεί από τους γεωργούς, όπου σε συνδυασμό με τις απώλειες μεταφοράς και εφαρμογής της άρδευσης, προκαλούν την υπερκατανάλωσή του. Το έλλειμμα καλύπτεται από τα τοπικά υπόγεια ύδατα μέσω ενός απλού (αλλά αρκετά ανεξέλεγκτου) συστήματος αδειοδότησης ιδιωτικών ή παράνομων γεωτρήσεων. Αυτό συνεπάγεται μεγάλα κόστη φυσικού πόρου και περιβαλλοντικά κόστη, όπου δεν εκτιμώνται, και έτσι δε μπορεί να γίνει ανάκτηση, ούτε βελτίωση των υπηρεσιών. Όπως γίνεται φανερό και από τους ισολογισμούς των ΤΟΕΒ, ούτε το χρηματοοικονομικό κόστος δεν εκτιμάται πλήρως, με αποτέλεσμα οι ισολογισμοί των ΤΟΕΒ να έχουν «κενά» (Ζησοπούλου και Παρλάτζα, 2016).

Στους ΤΟΕΒ δεν υπάρχει επαρκής έλεγχος της υφιστάμενης οικονομικής κατάστασης λόγω διάφορων παραγόντων. Ενώ υπολογίζονται κάποιες οφειλές προηγούμενων ετών από τους αγρότες, δεν μπορεί να υπάρξει ακριβής έλεγχος για την εξόφλησή τους, γιατί δεν εξοφλούνται πάντα σε έναν χρόνο (σε έναν ισολογισμό) ή δεν εξοφλούνται καθόλου. Ένας άλλος καθοριστικός παράγοντας που συμβάλλει στην αποδιοργάνωση αυτή, είναι οι καθυστερημένες επιδοτήσεις. Όταν εγκρίνονται κάποιες επιδοτήσεις από το Κράτος, οι ΤΟΕΒ υπολογίζουν σε αυτές και αν υπάρχει καθυστέρηση στην απόδοσή τους αυτόματα δημιουργείται ενός είδους έλλειμμα. Τέλος, τα επιβαλλόμενα capital controls, που ίσχυαν κατά την περίοδο μελέτης, δυσχέραιναν επιπλέον το οικονομικό ζήτημα των ΤΟΕΒ. Τα μέσα έσοδα που πραγματοποιούν οι Οργανισμοί είναι προσανατολισμένα στην κάλυψη κυρίως των ταμειακών εκταμιεύσεών τους, και έτσι οι ΤΟΕΒ με τη σειρά τους αδυνατούν να καλύψουν τα κόστη λειτουργίας και συντήρησης των έργων και των δικτύων τους. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα τη συσσώρευση χρεών, κυρίως προς τους παρόχους ηλεκτρικής ενέργειας. Τα θεσμικά εργαλεία δεν αποδίδουν εξ' αιτίας οικονομικών ελλείψεων, απουσίας ειδίκευσης, έλλειψης οργάνωσης και ελέγχου. Υπάρχει λοιπόν ένας φαύλος κύκλος κατασπατάλησης και απαξίωσης των υπηρεσιών άρδευσης, με άμεσες επιπτώσεις, σε όλους τους τομείς. Αυτός ο φαύλος κύκλος δημιουργείται ή/και ενισχύεται δυστυχώς από την πολιτεία. Σε όποια διαδικασία

δημόσιας διαβούλευσης κυριαρχεί η διαμαρτυρία, η καταγγελία, και αποσπασματικές γνώμες και αιτήματα, που υποκαθιστούν τη γνώση και την εύρεση λύσεων. Δεν είναι λίγες οι φορές όπου τέτοιες τακτικές ενισχύονται από οργανώσεις και φορείς «σήμα κατατεθέν» πολιτικών προσώπων της περιοχής. Ακόμα και σε περιπτώσεις συμμόρφωσης ή υιοθέτησης πολιτικών με καλούς σκοπούς, η εφαρμογή τους συναντά αδυναμίες που προκαλούν περεταίρω προβλήματα. Παραδείγματος χάριν, σε χαμηλές τιμές τιμολόγησης αρδευτικού νερού η ζήτηση είναι ανελαστική. Έτσι, ακόμα και μικρή τιμολογιακή αύξηση δε θα επιτύχει ουσιαστική εξοικονόμηση νερού, παρά μόνο είσπραξη ποσών από το δημόσιο, μειώνοντας το εισόδημα του αγροτικού τομέα, ο οποίος είναι η βάση του μεγαλύτερου μέρους της ελληνικής οικονομίας. Η διατύπωση λοιπόν του προβλήματος καταλήγει σε κοινωνικοπολιτικές ρίζες, άρα ανάλογες θα πρέπει να είναι και οι λύσεις. Κρίνεται αναγκαία η ύπαρξη κατάλληλου προσωπικού σε όλα τα διοικητικά επίπεδα, ικανού να υπερβεί το πρόσκαιρο πολιτικό κόστος. Ακόμη σημαντικότερη κρίνεται η εκπαίδευση στους χρήστες ώστε να συμμετέχουν στη δημόσια διαβούλευση και να κατανοούν τους στόχους και τις προθέσεις των μέτρων. Κάθε μεταρρύθμιση θα πρέπει τέλος, να συνοδεύεται από τα απαραίτητα επιστημονικά εργαλεία που θα καθοδηγούν και θα διευκολύνουν τις διαδικασίες.

3. ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗ ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗ ΥΠΟ ΣΥΝΘΗΚΕΣ ΕΛΛΕΙΨΗΣ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ

Τα υδρο-οικονομικά μοντέλα είναι πολύτιμα εργαλεία όχι μόνο για την ανάλυση, αλλά και για την κατανόηση των συστημάτων. Όπως αναφέρθηκε και στο Κεφάλαιο 1^ο, η πολυπλοκότητα και ο όγκος των απαιτούμενων δεδομένων περιορίζουν τη χρήση τους στη διαχείριση. Αυτό το κεφάλαιο παρουσιάζει ένα πλαίσιο υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης, από το αρχικό της στάδιο, δηλαδή όταν δεν υπάρχει γνώση της κατάστασης της εξεταζόμενης περιοχής. Επομένως λειτουργεί σαν «προμελέτη» για τους επόμενους στόχους της διατριβής. Λόγω της μικρής διαθεσιμότητας δεδομένων η μεθοδολογία είναι σχετικά απλή, και λόγω του στόχου της να συνεισφέρει στη χάραξη πολιτικής, χρησιμοποιεί κατανοητούς όρους και αποτελέσματα.

Το προτεινόμενο μοντέλο συνδυάζει τα λογισμικά Water Evaluation and Planning (WEAP) (wear21.org), Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS), CROPWAT 8.0 (FAO, 2015), και MS Excel, ώστε να εξάγει τα αποτελέσματα που φαίνονται στο Σχήμα 3.1, τα οποία και αναλύονται με τη σειρά παρακάτω.



Σχήμα 3. 1. Τα αποτελέσματα (outputs) του υδρο-οικονομικού μοντέλου.

3.1. Σύντομη παρουσίαση των μοντέλων

Για τη διαμόρφωση του υδρο-οικονομικού μοντέλου του Σχήματος 3.1 χρησιμοποιήθηκαν κάποια επιμέρους μοντέλα, τα οποία παρουσιάζονται και περιγράφεται η χρήση τους.

Για την αρχική απεικόνιση της περιοχής μελέτης και το διαχωρισμό της σε ζώνες άρδευσης, όπως αναλύεται παρακάτω (Σχήμα 3.5), καθώς και για την εξαγωγή των εκτάσεων των κύριων καλλιεργειών, χρησιμοποιήθηκε Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS). Για τον υπολογισμό του υδατικού ισοζυγίου, αρχικά καταγράφηκαν οι απολήψεις από κάθε Υδατικό Σώμα (ΥΣ) και υπολογίστηκε η συνολική ζήτηση νερού. Η εκτίμηση της ζήτησης έγινε με βάση δεδομένα πληθυσμού και κατά κεφαλή κατανάλωσης για όλες τις χρήσεις (σε MS Excel), ενώ για την αγροτική έγινε χρήση του λογισμικού CROPWAT 8.0 (FAO, 2015). Το CROPWAT εξήγαγε τις απαιτήσεις των καλλιεργειών σε mm, στις οποίες ακολούθως εφαρμόστηκαν οι απώλειες μεταφοράς και εφαρμογής της άρδευσης, σε MS Excel. Τα συνολικά δεδομένα προσφοράς και τα αποτελέσματα της ζήτησης νερού εισάχθηκαν

στο λογισμικό Water Evaluation and Planning (WEAP) (weap21.org), ώστε να εξαχθεί το υδατικό ισοζύγιο. Το WEAP είναι ένα εργαλείο προσομοιώσεων που χρησιμοποιείται για τη διαχείριση των υδάτινων πόρων. Οι προσομοιώσεις με τις οποίες μπορεί να ασχοληθεί το πρόγραμμα έχουν να κάνουν με τη ζήτηση του νερού, την προσφορά, τις παραμέτρους του υδρολογικού ισοζυγίου, οικονομικά στοιχεία και στοιχεία ποιότητας νερού. Το WEAP έχει σχεδιαστεί ως ένα συγκριτικό εργαλείο ανάλυσης. Ένα βασικό σενάριο αναπτύσσεται και στη συνέχεια αξιολογούνται και συγκρίνονται εναλλακτικά σενάρια που δημιουργούνται σε σχέση με αυτό το βασικό σενάριο. Έτσι και στην παρούσα διατριβή, το υδατικό ισοζύγιο εξετάστηκε υπό μια σειρά διαχειριστικών σεναρίων, σε σχέση με το Σενάριο Βάσης (υφιστάμενη κατάσταση).

Μεταξύ αυτών των διαχειριστικών σεναρίων, εξετάστηκαν και δύο σενάρια που προέκυψαν από μία σειρά προβλημάτων βελτιστοποίησης που διαμορφώθηκαν, στην προσπάθεια να προταθούν περισσότερες και πιο στοχευμένες εναλλακτικές. Το εργαλείο που χρησιμοποιήθηκε για την έκφραση και την επίλυση των προβλημάτων ήταν το λογισμικό GAMS (General Algebraic Modeling Systems), που είναι ειδικά σχεδιασμένο για γραμμικό, μη-γραμμικό, ακέραιο, μεικτό προγραμματισμό, και παραλλαγές της μεθόδου Simplex (Rosenthal, 1998).

Οι οικονομικοί υπολογισμοί πραγματοποιήθηκαν με τη βοήθεια του MS Excel. Το κόστος άρδευσης, δηλαδή το πόσο κοστίζει στους αγρότες η χρήση του νερού που τους παρέχεται από τους ΤΟΕΒ, υπολογίστηκε βάση των υφιστάμενων στρεμματικών χρεώσεων για κάθε καλλιέργεια. Η ωφελιμότητα των αγροτών (farmer's utility) εκτιμήθηκε με ένα απλό λογιστικό μοντέλο που διαμορφώθηκε ώστε να εκφράσει το κέρδος που προκύπτει από την αγροτική παραγωγή. Η εκτίμηση της αξίας του νερού έγινε με τη μέθοδο μεταβολής του ακαθάριστου κέρδους, κάνοντας επίσης χρήση λογιστικού μοντέλου.

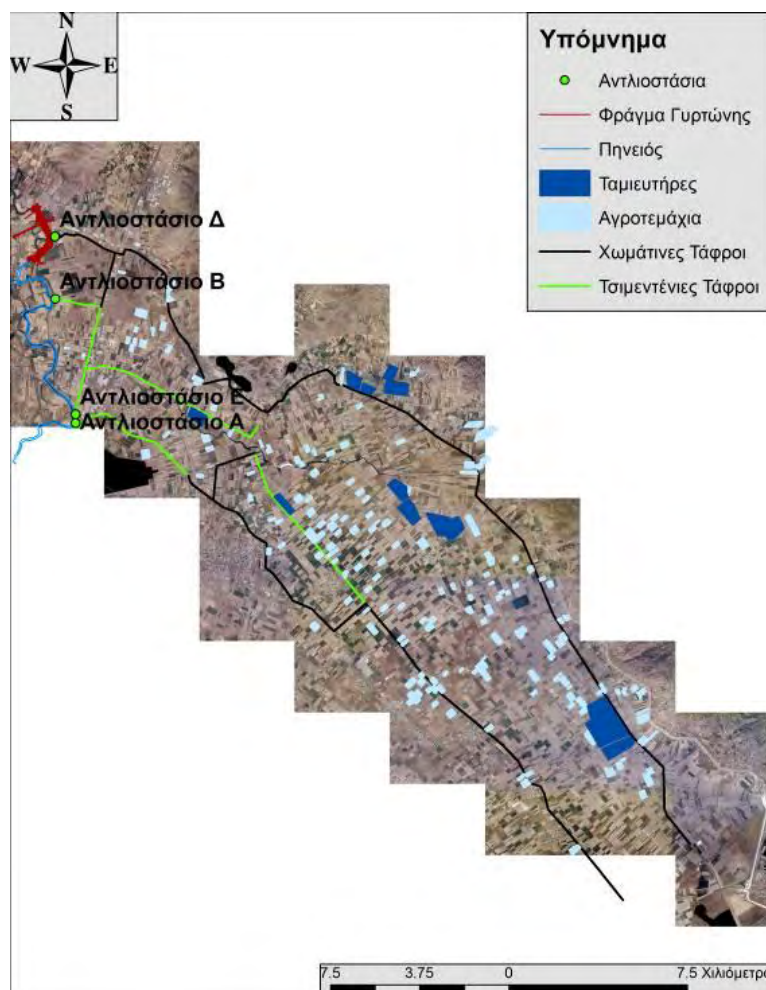
3.2. Υδατικό Ισοζύγιο

Το υδατικό ισοζύγιο υπολογίστηκε προσομοιώνοντας τις πηγές προσφοράς νερού και τη ζήτηση για όλες τις χρήσεις. Όπως αναλύθηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο, η τροφοδοσία στη μελετώμενη λεκάνη γίνεται από τον Πηνειό ποταμό, από τον υπόγειο υδροφόρο, και μελλοντικά από το νέο ταμιευτήρα της Κάρλας. Όσον αφορά τη ζήτηση, η κύρια χρήση νερού είναι η αγροτική, ενώ αστική, βιομηχανική και κτηνοτροφική χρήση απαντώνται σε πολύ μικρότερο ποσοστό. Το υδατικό ισοζύγιο, δηλαδή η διαφορά προσφοράς μείον ζήτηση, υπολογίστηκε σε μηνιαίο και ετήσιο χρονικό βήμα. Οι πηγές προσφοράς νερού και η ζήτησή του αναλύονται στη συνέχεια.

3.2.1. Απολήψεις από ποταμό Πηνειό

Το ανοιχτό αρδευτικό δίκτυο στο βόρειο τμήμα της λεκάνης υπάγεται στην αρμοδιότητα του ΤΟΕΒ Πηνειού και αρδεύεται με νερά του ποταμού τα οποία είτε αποθηκεύονται σε τοπικές υδατοδεξαμενές είτε στις αποχετευτικές τάφρους. Η αποθήκευση νερού στις τάφρους γίνεται σε μεγάλο μέρος με πρόχειρα χωμάτινα

αναχώματα που κάθε χρόνο ανακατασκευάζονται από τους ΤΟΕΒ. Η άρδευση των αγροτεμαχίων γίνεται κυρίως με πρόχειρα ιδιωτικά έργα. Κατά μήκος της κοίτης του Πηνειού ποταμού βρίσκονται τέσσερα αντλιοστάσια, από τα οποία τα τρία τροφοδοτούν το δίκτυο του Τ.Ο.Ε.Β Πηνειού:



Σχήμα 3. 2. Έργα απολήψεων ΤΟΕΒ Πηνειού (Πηγή: Υδρομέντωρ, 2015)

Το αντλιοστάσιο Α΄ βρίσκεται πλησίον του κόμβου Ομορφοχωρίου με συντεταγμένες θέσης (ΕΓΣΑ 87) $X=366790$ και $Y=4392161$. Είναι εφοδιασμένο με 13 αντλητικά συγκροτήματα παροχής σχεδιασμού $1500 \text{ m}^3/\text{h}$ έκαστο. Το αντλιοστάσιο Β΄ βρίσκεται ανάντη της πόλης της Λάρισας, στη συνέχεια της ροής του Πηνειού Ποταμού και κατάντη του Ρουφράκτη (φράγμα) της Γυρτώνης με συντεταγμένες: $X=365819$, $Y = 4397356$. Το αντλιοστάσιο Ε βρίσκεται πλησίον του Α, με συντεταγμένες $X=366794$ και $Y=4392537$. Είναι εφοδιασμένο με οκτώ αντλητικά συγκροτήματα ίδιας δυναμικότητας. Το αντλιοστάσιο Δ΄ της Γυρτώνης είναι ανενεργό. Και τα τέσσερα βρίσκονται μέσα στην πλημμυρική κοίτη ή και στη βαθιά κεντρική κοίτη του ποταμού. Σε περιπτώσεις πλημμύρας κατακλύζονται και απαιτείται η αποσυναρμολόγηση και η μεταφορά του Η/Μ εξοπλισμού τους. Τους χειμερινούς μήνες τα αντλιοστάσια Α΄ και Ε΄ τροφοδοτούν 12 τοπικούς ταμιευτήρες, που επίσης διαχειρίζεται ο ΤΟΕΒ Πηνειού. Αυτοί οι ταμιευτήρες χρησιμοποιούνται μαζί με τις τάφρους του αρδευτικού δικτύου

για την κάλυψη της ζήτησης. Η συνολική χωρητικότητα των ταμιευτήρων φτάνει τα 20 hm³.

Στον επόμενο Πίνακα παρουσιάζονται οι απολήψεις του ΤΟΕΒ Πηνειού για την κάλυψη της ζήτησης και την πλήρωση του ταμιευτήρα της Κάρλας, με βάση τις παροχές σχεδιασμού. Οι συνολικές απολήψεις από τον ποταμό ανέρχονται στα 211,2 hm³ από τα οποία 100 hm³ απαιτούνται για τη λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας.

Πίνακας 3. 1. Δυναμικότητα του συστήματος με βάση τις μέγιστες παροχές και τις προτεινόμενες από μελέτες απολήψεις του Τ.Ο.Ε.Β. Πηνειού (Πηγή: Υδρομέντωρ, 2015).

Αντλιοστάσιο	A	B	E	Κάρλας	Σύνολο
Αντλίες	13	3	8		
Ισχύς m ³ /h	1500	1500	1500		
Παροχή m ³ /h	19500	4500	12000		
Παροχή m ³ /s	5,42	1,25	3,33	14	
Απρ (hm ³)	5,265	1,22	3,24	0,00	9,72
Μάιος (hm ³)	10,53	2,43	6,48	0,00	19,44
Ιούν (hm ³)	10,53	2,43	6,48	0,00	19,44
Ιούλ (hm ³)	10,53	2,43	6,48	0,00	19,44
Αυγ (hm ³)	10,53	2,43	6,48	0,00	19,44
Σεπ (hm ³)	5,265	1,22	3,24	0,00	9,72
Οκτ (hm ³)	0,00	0,00	0,00	20,00	20,00
Νοε (hm ³)	0,00	0,00	0,00	20,00	20,00
Δεκ (hm ³)	1,55	0,00	0,45	20,00	22,00
Ιαν (hm ³)	3,10	0,00	0,90	20,00	24,00
Φεβ (hm ³)	3,10	0,00	0,90	20,00	24,00
Μάρ (hm ³)	3,10	0,00	0,90	20,00	24,00
Έτος	63,5	12,15	35,55	100,00	211,20

Επομένως, κατά την προσομοίωση θεωρήθηκε ότι ο όγκος νερού που παροχετεύεται από τον Πηνειό είναι 111,20 hm³ και χρησιμοποιείται αποκλειστικά για την αρδευτική χρήση νερού.

3.2.2. Απολήψεις από υπόγειο υδροφορέα

Οι εισροές στον υπόγειο υδροφορέα οφείλονται στην κατείδυση από την βροχόπτωση, ενώ ο όγκος νερού που αντλείται από τον υπόγειο υδροφορέα καθορίζεται από τη ζήτηση των χρήσεων νερού που εξυπηρετούνται από αυτόν. Οι εκροές λοιπόν οφείλονται ουσιαστικά στην άντληση για την κάλυψη των αρδευτικών αναγκών. Όπως αναλύθηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο, η λεκάνη είναι αγροτική και τα υπόγεια ύδατα υφίστανται χρόνια ανεξέλεγκτη υπεράντληση, με αποτέλεσμα ο υδροφορέας να έχει υποβαθμιστεί ποσοτικά. Αυτό σημαίνει ότι αντλούνται και τα μόνιμα υδατικά αποθέματά του, πέραν των ανανεώσιμων. Για την εκτίμηση του υδατικού ισοζυγίου στον υπόγειο υδροφορέα, είναι απαραίτητη η γνώση των ανανεώσιμων υδατικών

αποθεμάτων. Αυτό μπορεί να γίνει με τη χρήση υδρολογικού μοντέλου (υδρολογικό ισοζύγιο). Στην παρούσα φάση, εξετάζεται η περίπτωση κατά την οποία τα διαθέσιμα δεδομένα είναι ελλιπή και δεν επιτρέπουν τη χρήση υδρολογικού μοντέλου. Χρησιμοποιείται η παραδοχή ότι οι εισροές (κατείσδυση) και οι απολήψεις (εκροές) δεν μεταβάλλονται σημαντικά λόγω της μικρής μεταβλητότητας των υδρολογικών συνθηκών ετησίως, και της συνεχούς και σταθερής αγροτικής χρήσης, αντίστοιχα, και έτσι μπορούν να ληφθούν από τα αποτελέσματα προηγούμενων μελετών (Alamanos et al., 2016; 2017b). Σύμφωνα λοιπόν με το πρόγραμμα Υδρομέντωρ (2014 – Παρ.2.2.), το Σιδηρόπουλο (2014), και τους Sidiropoulos et al. (2015), για την περίοδο προσομοίωσης 1987-2012, ο μέσος ετήσιος ανανεώσιμος όγκος νερού είναι 37,29 hm³. Να σημειωθεί ότι το ποσό αυτό ενδέχεται να αποτελεί υπο-εκτίμηση, καθώς αναφέρεται σε κατείσδυση που γίνεται στην καλλιεργήσιμη έκταση της περιοχής του υπόγειου υδροφορέα (μικρότερη δηλαδή από τα 500 km²) και η επιστροφή από την άρδευση τεσσάρων καλλιεργειών (η παραδοχή αναλύεται στη συνέχεια) είναι προφανώς μικρότερη από την πραγματική. Από τις καταγεγραμμένες μόνο γεωτρήσεις αντλούνται 131,1 hm³ νερού, με αποτέλεσμα η μέση ετήσια εκμετάλλευση των μη ανανεώσιμων πόρων του υπόγειου υδροφορέα (με συντηρητικές εκτιμήσεις) να φτάνει τα 93,82 hm³, καθιστώντας το ισοζύγιο του συνεχώς ελλειμματικό. Στο επόμενο στάδιο (κεφάλαιο) της διατριβής γίνεται χρήση υδρολογικού μοντέλου με ακριβέστερα δεδομένα και συγκρίνονται τα αποτελέσματα.

3.2.3. Απολήψεις από ταμιευτήρα Κάρλας

Σύμφωνα με τη μελέτη επανασύστασης της λίμνης Κάρλας (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2009), ο ταμιευτήρας τροφοδοτείται με:

- Την απευθείας βροχόπτωση μέσα στη λίμνη. Ετήσια απορροή: 15-19 hm³
- Τα όμβρια νερά της λεκάνης απορροής της λίμνης με φυσική ροή μέσω των συλλεκτήρων Σ3, Σ4, Σ6 και Σ7. Τα νερά των χαμηλών περιοχών της λεκάνης όπου αντλούνται στη λίμνη με τα αντλιοστάσια αποχέτευσης των κόμβων Πέτρας και Καναλίων. Συνολική ετήσια απορροή: 20-35 hm³.
- Τα χειμερινά νερά του Πηνειού, που αντλούνται από τον ποταμό και μεταφέρονται με φυσική ροή στη λίμνη, μέσω της διώρυγας 2Δ, των τάφρων 6Τ και 2Τ και του συλλεκτήρα Σ4. Σύμφωνα με στοιχεία της πρώην Ε.Υ.Δ.Ε Κάρλας, στην υφιστάμενη κατάσταση ο ταμιευτήρας της Κάρλας τροφοδοτείται από το αντλιοστάσιο της Κάρλας την περίοδο 15 Δεκεμβρίου-15 Απριλίου με 2.500 m³/h για 15 ώρες ημερησίως (παροχή 14 m³/sec, ίση με την παροχετευτικότητα της κατάντη κατασκευασμένης διώρυγας μεταφοράς 2Δ), ώστε να γίνει πλήρωση της λίμνης, μέχρι την Ανωτάτη Στάθμη Λειτουργίας της (+48,80 m). Ετήσια απόληψη: 80 hm³.

Σύμφωνα με την ίδια μελέτη και την εργασία των Loukas et al. (2007) για τη λειτουργία και διαχείριση του ταμιευτήρα, οι απώλειες/απολήψεις νερού από τη λίμνη θα είναι:

- Οι υπόγειες διαφυγές που εκτιμώνται σε 18 hm³
- Η εξάτμιση του νερού της λίμνης που υπολογίζεται σε 38 hm³

- Η απόληψη νερού για άρδευση και κάλυψη των αναγκών των έργων περιβαλλοντικής ανάδειξης. Σύμφωνα με τη μελέτη λειτουργίας, ο όγκος σχεδιασμού για την άρδευση είναι 60 hm³ ετησίως. Αυτός ο όγκος χρησιμοποιείται και ως προσφορά νερού για άρδευση από τον ταμιευτήρα.

3.2.4. Ζήτηση νερού

Οι κατηγορίες χρήσεων για τις οποίες υπολογίστηκαν οι υδατικές απαιτήσεις περιλαμβάνουν: α) αστική χρήση, β) κτηνοτροφία, γ) βιομηχανία, δ) γεωργία. Πιο αναλυτικά:

Οι αστικές απαιτήσεις υπολογίστηκαν χρησιμοποιώντας τα στοιχεία απογραφής πληθυσμού του έτους 2001 της ΕΣΥΕ για κάθε δήμο και κοινότητα που εμπίπτουν στα φυσικά όρια της λεκάνης. Με επικάλυψη των διοικητικών ορίων των δήμων και κοινοτήτων με τα φυσικά όρια της υδρολογικής λεκάνης καθορίστηκε σε Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS) ο πληθυσμός της λεκάνης απορροής, αθροίζοντας τους πληθυσμούς των αντίστοιχων δήμων και κοινοτήτων. Λήφθηκε υπόψη κατανάλωση 200 lt/κάτοικο/ημέρα, σύμφωνα με την Κ.Υ.Α. Δ11/Φ.16/8500/91 και για λόγους πληρότητας της προσέγγισης, στον υπολογισμό έχει συμπεριληφθεί απώλεια νερού ίση με αυτή που υφίστανται στη γειτονική πόλη του Βόλου, για τις εγκαταστάσεις της ΔΕΥΑΜΒ, δηλαδή 24%. (Υδρομέντωρ, 2015 – Παρ.3.1). Επειδή στην περιοχή μελέτης δεν εντοπίζεται κάποιος σημαντικός τουρισμός δεν υπήρξε προσαύξηση για τους θερινούς μήνες. Η ετήσια κατανάλωση υπολογίζεται ως εξής (Εξ. 3.1):

$$Q_{\alpha\sigma} = q_{\alpha\sigma} \cdot E \cdot 365 \quad (3.1)$$

Όπου Q η κατανάλωση σε (lt), q η ειδική κατανάλ.(lt/κατ./ημ.), E οι εξυπηρετούμενοι κάτοικοι, ενώ οι 365 ημέρες χρησιμοποιούνται για τη μετατροπή της κατανάλωσης σε ετήσια.

Επομένως, η μηνιαία αστική κατανάλωση του νερού για όλη την λεκάνη της Κάρλας υπολογίστηκε ίση με 276031,44 m³ (Υδρομέντωρ, 2015). Η μηνιαία διακύμανση της κατανάλωσης θεωρήθηκε ότι είναι ίδια με αυτήν της πόλης του Βόλου (Myloropoulos et al., 2017). Έτσι κατανεμήθηκε η ετήσια κατανάλωση σε κάθε μήνα του έτους, με τους συντελεστές του Πίνακα 3.2, οι οποίοι είναι το ποσοστό επί της ετήσιας κατανάλωσης που αντιστοιχεί σε κάθε μήνα.

Πίνακας 3. 2. Ποσοστιαία μηνιαία διακύμανση ζήτησης αστικού νερού

Οκτ	Νοε	Δεκ	Ιαν	Φεβ	Μαρ	Απρ	Μαϊ	Ιουν	Ιουλ	Αυγ	Σεπ
8	5	5	5	5	6	8	10	12	13	13	10

Οι κτηνοτροφικές υδατικές απαιτήσεις απαιτούν την καταγραφή των υφιστάμενων κτηνοτροφικών δραστηριοτήτων. Χρησιμοποιήθηκαν στοιχεία της ΕΣΥΣ, για τον πληθυσμό και το είδος των ζώων, καθώς και για τις μέσες κατά κεφαλήν καταναλώσεις τους. Η σχέση που χρησιμοποιήθηκε είναι (Εξ. 3.2):

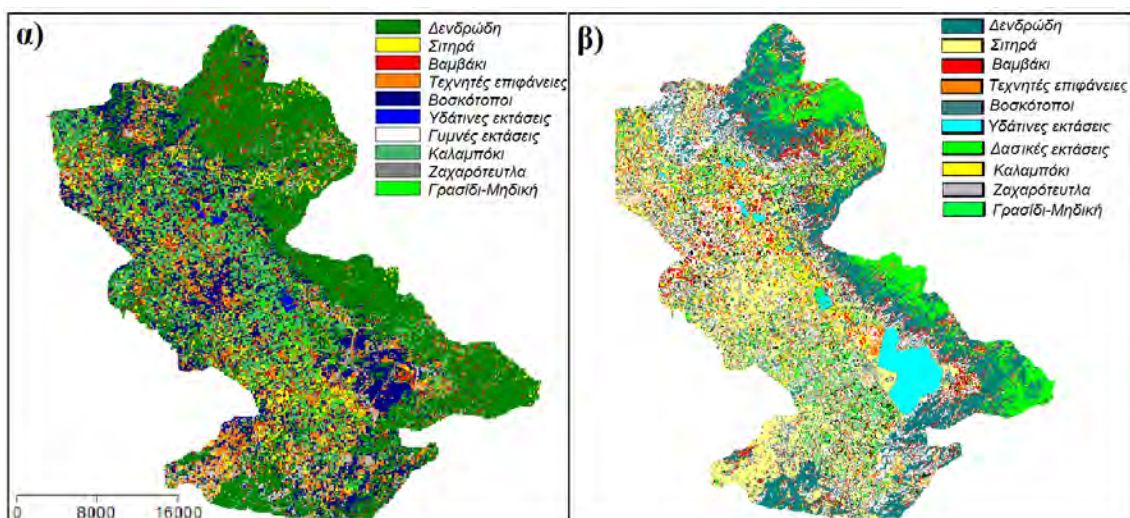
$$Q_{κτ} = q_{κτ} \cdot Z \quad (3.2)$$

Όπου $Q_{\kappa\tau}$ οι κτηνοτροφικές υδατικές απαιτήσεις, $q_{\kappa\tau}$ οι ημερήσιες ανάγκες τους και Z το ζωικό κεφάλαιο.

Οι συνολικές ανάγκες στη λεκάνη εξάγονται αθροίζοντας τις καταναλώσεις κάθε είδους ζώου. Θεωρώντας ότι η μηνιαία ανάγκη των ζώων σε νερό παραμένει σταθερή καθ' όλη τη διάρκεια του χρόνου, οι μηνιαίες απαιτήσεις προκύπτουν κατανέμοντας ισομερώς τις ετήσιες υδατικές ανάγκες στους μήνες του έτους. Συνεπώς, η μηνιαία ζήτηση νερού για την κτηνοτροφία στην περιοχή της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας ανέρχεται στα 117.660 m^3 .

Στις χρήσεις του νερού στη βιομηχανία περιλαμβάνονται η ψύξη ή θέρμανση του νερού για την παραγωγή ενέργειας, η χρήση του ως διαλύτη πολλών ουσιών, μεταξύ των οποίων και πολλοί ρυπαντές, και στα ορυχεία ως βοήθημα για τις εξορύξεις. Για τον υπολογισμό των βιομηχανικών αναγκών σε νερό ακολουθήθηκε η ανάλυση των υδατικών απαιτήσεων σε κλάδους παραγωγής. Από τα στοιχεία του προγράμματος Υδρομέντωρ ελήφθησαν τυπικές τιμές κατανάλωσης νερού σε κύριες δραστηριότητες της βιομηχανίας (π.χ. τροφίμων, πρώτων υλών, βαφείων κλπ.). Πολλαπλασιάζοντάς τις με τη δυναμικότητα των βιομηχανικών μονάδων της λεκάνης, προκύπτει η μηνιαία κατανάλωση νερού ίση με 486311 m^3 .

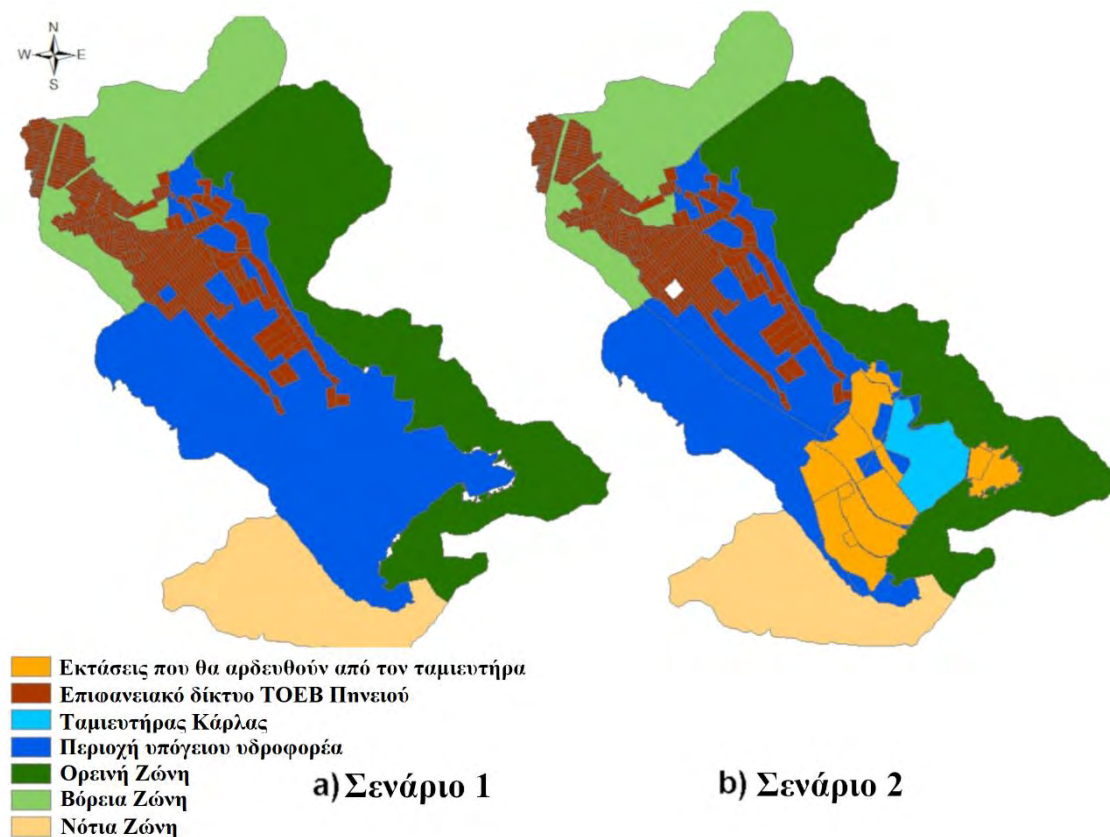
Όσον αφορά την αγροτική χρήση νερού, είναι απαραίτητη η γνώση των καλλιεργούμενων εκτάσεων και των ειδών των καλλιεργειών. Συνήθως τέτοια στοιχεία παρέχονται από την ΕΣΥΕ, τον Οργανισμό Πληρωμών και Ελέγχου Κοινοτικών Ενισχύσεων Προσανατολισμού και Εγγυήσεων (ΟΠΕΚΕΠΕ), όμως εδώ εξετάζεται η περίπτωση ελλিপών δεδομένων για τα ακριβή στρέμματα κάθε είδους καλλιέργειας. Έτσι η ανάλυση στηρίζεται στον χάρτη χρήσεων γης που προέκυψε με μεθόδους τηλεπισκόπησης. Χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα δορυφορικής απεικόνισης χρήσεων γης, σύμφωνα με τη διαδικασία που προτάθηκε από τους Spiliotopoulos et al. (2015) για τα έτη 2007 και 2012, δηλαδή πριν και μετά τη δημιουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας (Σχήμα 3.3).



Σχήμα 3. 3. Χάρτης χρήσεων γης λεκάνης απορροής λίμνης Κάρλας: α) το έτος 2007 β) το έτος 2012.

Στην περίπτωση της δορυφορικής ταξινόμησης των χρήσεων γης υπάρχει το πλεονέκτημα της τοποθέτησής τους στο χώρο, σε σχέση με την καταγραφή των εκτάσεων από στατιστικές βάσεις δεδομένων (Spiliotopoulos et al., 2015). Το σύνολο των καλλιεργούμενων εκτάσεων στη λεκάνη απορροής υπολογίστηκε στα 848.171 στρέμματα. Λόγω των δεδομένων, έγινε η παραδοχή να ληφθούν υπόψη στην ανάλυση οι τέσσερις κύριες καλλιέργειες: βαμβάκι, σιτάρι, καλαμπόκι και μηδική. Τα δενδρώδη δεν ελήφθησαν υπόψη, καθώς η πλειοψηφία αυτής της κατηγορίας εμπεριέχει μη αρδευόμενα δέντρα. Έτσι, τα αποτελέσματα αναφέρονται στις τέσσερις καθαρά αρδευόμενες καλλιέργειες.

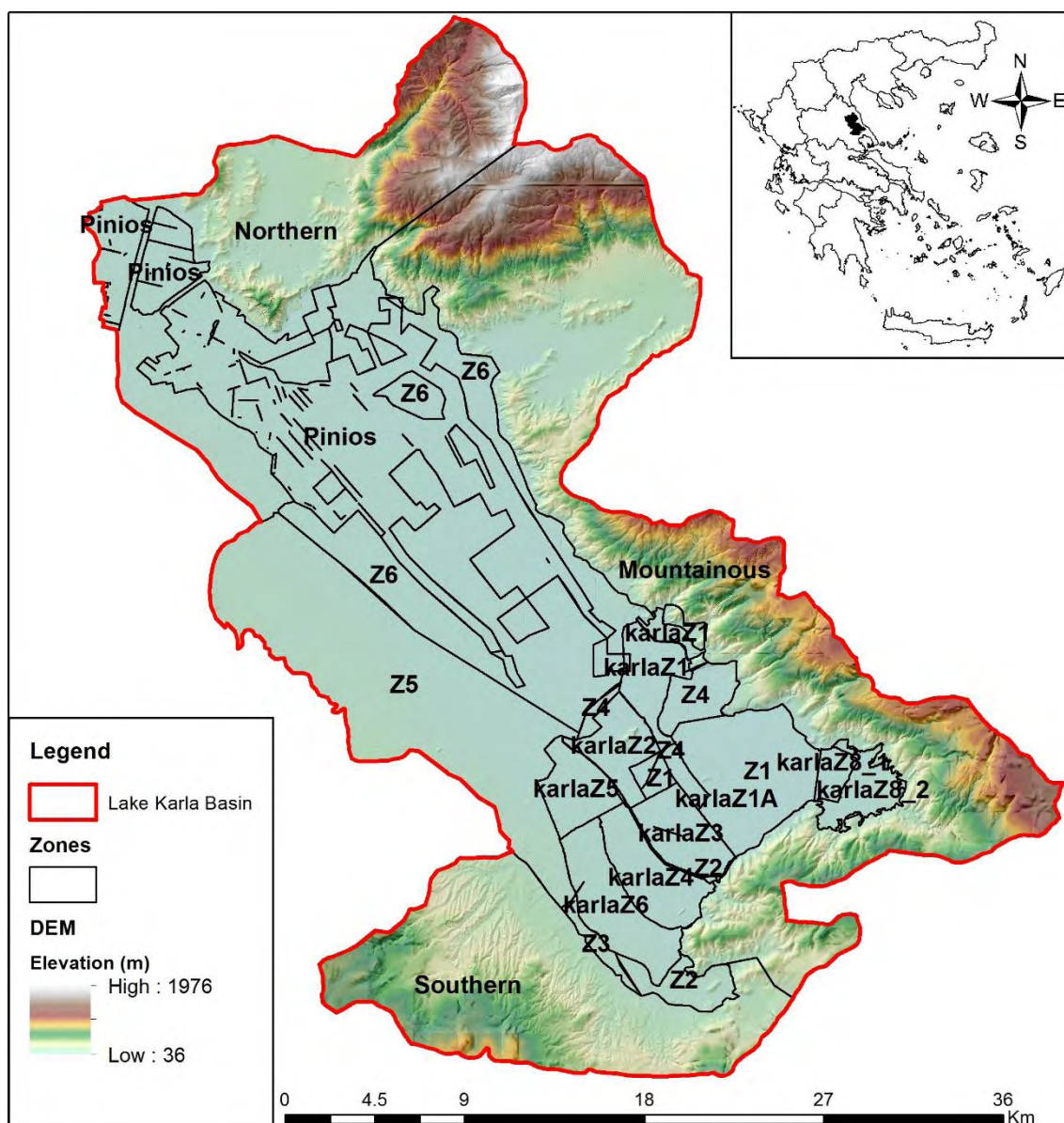
Για μεγαλύτερη ακρίβεια και ολοκλήρωση των αποτελεσμάτων, η λεκάνη χωρίστηκε σε ζώνες άρδευσης (Σχ. 3.4). Ο διαχωρισμός έγινε με γνώμονα κοινά φυσικά χαρακτηριστικά (π.χ. εδαφολογικά), και κοινά διοικητικά όρια (Alamanos et al., 2016). Με τη βοήθεια των παραπάνω χαρτών καθορίστηκαν οι εκτάσεις των καλλιεργειών για κάθε ζώνη.



Σχήμα 3. 4. Οι ζώνες άρδευσης που χρησιμοποιήθηκαν α) στην κατάσταση (Σενάριο 1) χωρίς λειτουργία ταμιευτήρα και β) στην κατάσταση λειτουργίας του νέου ταμιευτήρα (Σενάριο 2). Η μόνη διαφορά των δύο καταστάσεων είναι ότι οι εκτάσεις που αρχικά εξυπηρετούνται από τον υπόγειο υδροφορέα, στο μέλλον (με πορτοκαλί χρώμα) θα εξυπηρετούνται από τον ταμιευτήρα, μόλις αυτός λειτουργήσει (Πηγή: Alamanos et al., 2016).

Έτσι η λεκάνη απορροής απαρτίζεται πλέον από τη Βόρεια, τη Νότια, την Ορεινή, τη ζώνη επιφανειακού δικτύου ΤΟΕΒ Πηνειού, τις ζώνες του υπόγειου υδροφορέα και εννέα ζώνες που πρόκειται να αρδεύονται από τον ταμιευτήρα της Κάρλας. Επιπλέον, ο

υπόγειος υδροφορέας χωρίστηκε σε έξι επιμέρους ζώνες, ανάλογα με τα κοινά υδρογεωλογικά τους χαρακτηριστικά (Sidiropoulos et al., 2013). Έτσι στην κατάσταση (Σενάριο) 1 χρησιμοποιήθηκαν 10 ζώνες και στην κατάσταση (Σενάριο) 2, 19 ζώνες (Σχήμα 3.5).

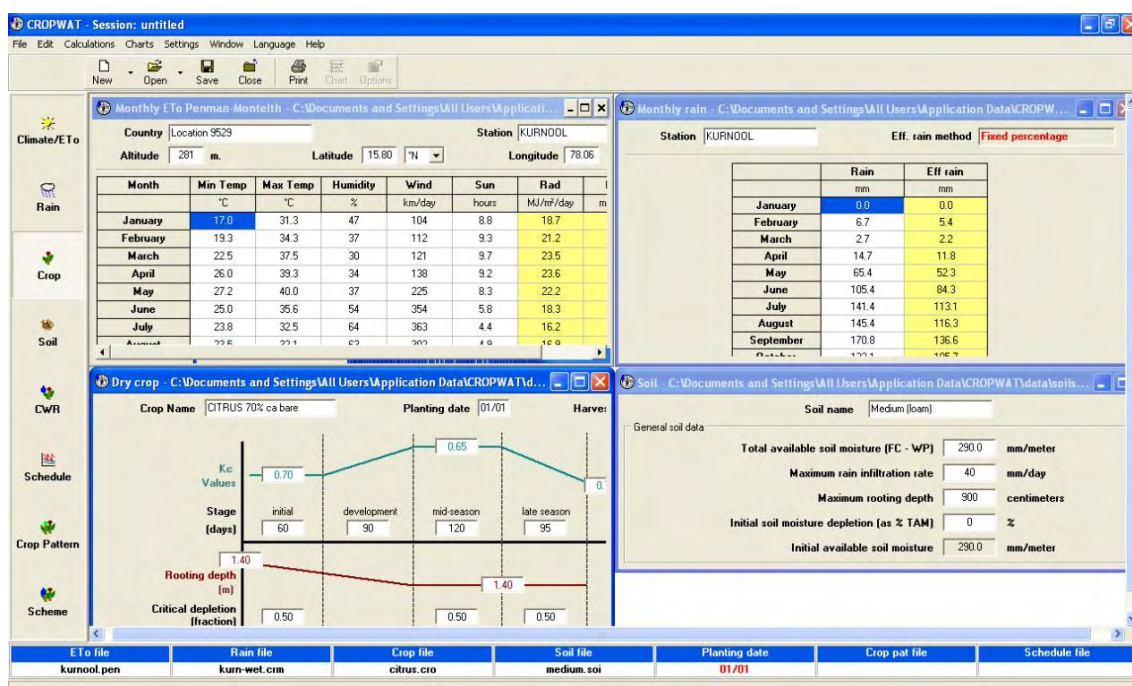


Σχήμα 3. 5. Οι ζώνες άρδευσης στην κατάσταση λειτουργίας του νέου ταμιευτήρα (Σενάριο 2). (Πηγή: Alamanos et al., 2017b).

Οι αρδευτικές ανάγκες (NIR) των καλλιεργειών είναι η ποσότητα (ύψος) νερού που χρειάζονται για την κανονική ανάπτυξή τους. Επιπλέον του νερού που χρησιμοποιούν από τη βροχή, υπολογίζεται η εξατμισοδιαπνοή (ET) και οι απώλειες λόγω δικτύου (E_f) και απόδοσης της άρδευσης (E_d). Η εξατμισοδιαπνοή είναι το άθροισμα της διαπνοής (ποσότητα νερού που απορροφάται από τις ρίζες των φυτών και στη συνέχεια χρησιμοποιείται είτε για την διάπλαση των ιστών των φυτών, είτε αποβάλλεται από το φύλλωμα στον ατμοσφαιρικό αέρα) και της εξάτμισης (ποσότητα νερού που εξατμίζεται από το έδαφος και από την επιφάνεια των φύλλων των φυτών). Τα δύο φαινόμενα εμφανίζονται ταυτόχρονα και εξαρτώνται από το έδαφος, την υγρασία και

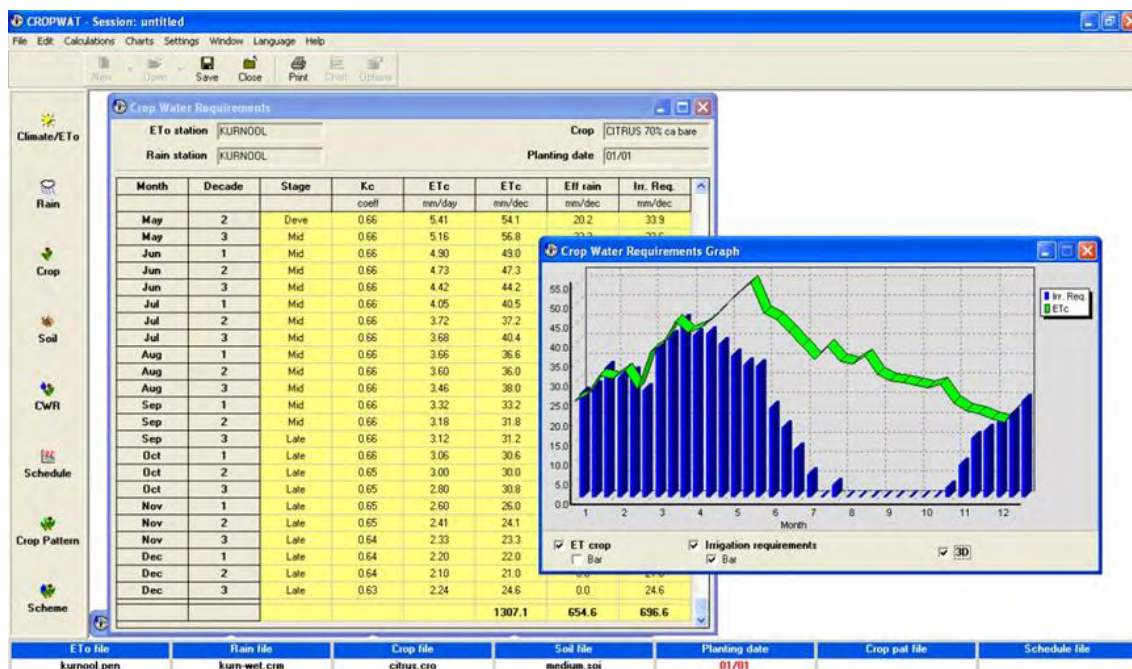
την ηλιακή ακτινοβολία. Ουσιαστικά αποτελούν τις απώλειες και αυτή την ποσότητα νερού καλείται να καλύψει η βροχή (ενεργός βροχόπτωση) αρχικά και η άρδευση στη συνέχεια.

Για τον υπολογισμό της εξατμισοδιαπνοής και της ενεργού βροχόπτωσης έχουν αναπτυχθεί πολλές μέθοδοι, π.χ. Penman, Penman-Monteith, Thornthwaite, Blaney-Criddle, Hargreaves, Turc, Jensen-Haise, κ.ά., καθώς και απλοποιήσεις αυτών (Κουτσογιάννης και Ξανθόπουλος, 1999). Τα δεδομένα που απαιτούνται είναι κατά κύριο λόγο κλιματικά-μετεωρολογικά, γεωγραφικά, εδαφολογικά και αγρονομικά-καλλιεργητικά. Όπως αναφέρθηκε, η μεθοδολογία που ακολουθείται σε αυτό το κεφάλαιο στοχεύει στη χρήση των ελάχιστων δυνατών δεδομένων, και έτσι δε χρησιμοποιείται κάποια από τις προαναφερθείσες αναλυτικές μεθόδους. Αυτό γίνεται στο επόμενο κεφάλαιο, όπου απαιτείται λεπτομερέστερη και πιο ακριβής προσομοίωση. Εδώ, οι αρδευτικές ανάγκες υπολογίστηκαν σε mm νερού με τη βοήθεια του λογισμικού CROPWAT 8.0. του Land and Water Development Division του FAO (2015). Το πρόγραμμα ουσιαστικά εφαρμόζει τις διαδικασίες που περιγράφονται σε δύο οδηγούς της σειράς Irrigation and Drainage του FAO (FAO, 1979; Allen et al., 1998). Όταν δεν υπάρχουν διαθέσιμα κλιματικά στοιχεία για την περιοχή ενδιαφέροντος, υπάρχει η δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν καταγραφές από τη βάση κλιματικών δεδομένων CLIMWAT (τρέχουσα έκδοση 2.0, http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_climwat.html) που αναπτύσσει ο FAO. Η βάση αυτή περιλαμβάνει δεδομένα για πάνω από 5.000 μετεωρολογικούς σταθμούς σε όλο τον κόσμο, ανάμεσά τους 24 ελληνικοί, και ο σταθμός της Λάρισας που χρησιμοποιήθηκε εν προκειμένω. Στη συνέχεια εισάγονται στο πρόγραμμα τα δεδομένα κλίματος, βροχόπτωσης, καλλιεργητικών περιόδων, φυτικών παραμέτρων (Kc) και εδαφικών παραμέτρων (Σχήμα 3.6).



Σχήμα 3. 6. Τα δεδομένα εισόδου του προγράμματος CROPWAT.

Ακολουθώντας, το CROPWAT υπολογίζει τη δυνητική εξατμισοδιαπνοή (PET_o) με τη μέθοδο Penman-Monteith ή Hargreaves και την ενεργό βροχόπτωση (P_{eff}) με τη μέθοδο Blaney-Criddle σε χρονικό επίπεδο μήνα, δεκαήμερου ή ημέρας, αφαιρώντας την ενεργό βροχόπτωση από την εξατμισοδιαπνοή. Εξάγονται λοιπόν τα αποτελέσματα ημερήσιου ισοζυγίου νερού για όλη την καλλιεργητική περίοδο (Σχήμα 3.7).



Σχήμα 3. 7. Ενδεικτικά αποτελέσματα υδατικών απαιτήσεων σε mm νερού ανά δεκαήμερο του προγράμματος CROPWAT.

Ανάλογα με την έκταση κάθε καλλιέργειας, οι υδατικές απαιτήσεις (mm/ημ.) ανήχθησαν σε όγκο νερού. Τέλος, προσαυξήθηκαν οι απώλειες δικτύου (E_f) και εφαρμογής (απόδοσης μεθόδου) άρδευσης (E_d), σύμφωνα με τις ακόλουθες σχέσεις (Εξ. 3.3, 3.4, 3.5):

$$E_f = M_{επ} E_{επ} + M_{κλ} E_{κλ} \quad (3.3)$$

$$E_d = M_{στ} E_{στ} + M_{κατ} E_{κατ} \quad (3.4)$$

$$E_{tot} = \frac{1}{E_f \cdot E_d} \quad (3.5)$$

Όπου:

M: το ποσοστό των εκτάσεων που εξυπηρετούνται από επιφανειακό (επ), ή κλειστό (κλ) δίκτυο, ή αντίστοιχα από στάγδην άρδευση (στ), ή καταιονισμό (κατ).

E: οι αντίστοιχοι συντελεστές απόδοσης του κάθε τύπου δικτύου ή μεθόδου άρδευσης.

Ο Πίνακας 3.3 δείχνει τους συντελεστές απόδοσης που χρησιμοποιήθηκαν, όπως αυτοί προέκυψαν από εκτιμήσεις πεδίου.

Πίνακας 3. 3. Συντελεστές προσάυξησης υδατικών απαιτήσεων λόγω απωλειών άρδευσης

Τύπος δικτύου	Συντήρηση και λειτουργία	Αποδοτικότητα διανομής και μεταφοράς (E_f)
Επιφανειακό	Ελλιπής	0,40
Υπό πίεση	Ικανοποιητική	0,80
Μέθοδος άρδευσης		Αποδοτικότητα εφαρμογής (E_a)
Καταιονισμός – Κλασσικό σύστημα/ Αυτοκινούμενη γραμμή άρδευσης/ Περιστροφικό σύστημα (Pivot)		0,80
Στάγδην – μέση απόδοση		0,90

3.3. Κόστος άρδευσης

Το επόμενο στάδιο - αποτέλεσμα της μεθοδολογίας που αναλύεται, είναι το κόστος που επιβαρύνει τους αγρότες από τη χρήση του αρδευτικού νερού, ή το κόστος που θα έπρεπε να καταβάλλουν στους ΤΟΕΒ, με την υφιστάμενη πολιτική τιμολόγησης. Πιο αναλυτικά, ακολουθήθηκε η εξής διαδικασία:

- Για κάθε καλλιέργεια μέσα σε κάθε ζώνη, η κατανάλωσή της εκφράστηκε σε m^3/km^2 . Οι εκτάσεις τους και οι υδατικές απαιτήσεις τους είναι γνωστές, όπως αναλύθηκε παραπάνω.
- Καταγράφηκε η «πηγή τροφοδοσίας» κάθε ζώνης π.χ. (επιφανειακό δίκτυο ΤΟΕΒ Πηνειού, γεωτρήσεις, γεωτρήσεις ΤΟΕΒ Κάρλας, κλπ). Η προέλευση του αρδευτικού νερού καθορίζει και τη χρέωσή του στην εκάστοτε ζώνη από την αντίστοιχη αρμόδια υπηρεσία.
- Αρμόδιες υπηρεσίες είναι οι ΤΟΕΒ Πηνειού, ΤΟΕΒ Κάρλας (τιμολόγηση σε €/στρέμμα) και η ΔΕΥΑ Δήμου Φερών για τη Νότια ζώνη (τιμολόγηση σε €/ώρα χρήσης γεωτρήσεων). Για τη μελλοντική κατάσταση λειτουργίας ταμιευτήρα (Σενάριο 2) οι χρεώσεις των ζωνών που θα αρδεύονται από το επιφανειακό δίκτυο της Κάρλας, χρησιμοποιήθηκαν οι τιμές των χρεώσεων που θα ισχύσουν (σε €/m³), σύμφωνα με τη μελέτη κόστους-οφέλους του έργου (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2009).
- Μετατράπηκαν όλες οι χρεώσεις σε κοινές μονάδες, δηλαδή σε €/km². Όσες ήταν σε €/m³ πολλαπλασιάστηκαν με το λόγο m^3/km^2 κάθε καλλιέργειας, ενώ όσες ήταν σε €/ώρα χρήσης πολλαπλασιάστηκαν με τον αντίστροφο της μέσης παροχής γεωτρήσεων (όπως προέκυψε από τις 40 γεωτρήσεις της υπηρεσίας για τη Νότια Ζώνη) και στη συνέχεια με το λόγο m^3/km^2 κάθε καλλιέργειας.

- Τέλος οι χρεώσεις σε €/km² πολλαπλασιάστηκαν με τις εκτάσεις σε km² κάθε καλλιέργειας σε κάθε ζώνη, και προέκυψε το συνολικό κόστος άρδευσης (σε €).

3.4. Ωφελιμότητα αγροτών

Η ωφελιμότητα – farmers' utility (U) υπολογίστηκε βάση της Εξίσωσης (3.6). Είναι μία τροποποιημένη μορφή από την αντίστοιχη προσέγγιση που προτάθηκε από τους Esteve et al. (2015). Σύμφωνα με αυτή την εξίσωση, η ωφελιμότητα εκφράζεται ουσιαστικά ως το οικονομικό κέρδος που προκύπτει από την αγροτική δραστηριότητα.

$$U = \sum_c gm_c \cdot X_i + \sum_c sub_c \cdot X_i - \sum_c prc_c \cdot X_i - \sum_c labc_c \cdot X_i \quad (3.6)$$

Όπου:

- c οι μελετώμενες καλλιέργειες,
- X_i η συνολική καλλιεργήσιμη έκταση κάθε καλλιέργειας σε στρέμματα,
- gm το ακαθάριστο κέρδος των γεωργών σε €/στρ,
- sub οι επιδοτήσεις των καλλιεργειών σε €/στρ,
- prc το συνολικό κόστος παραγωγής, και €/στρ,
- labc το εργατικό κόστος σε €/στρ.

Τα απαραίτητα δεδομένα χρησιμοποιήθηκαν από την ΕΣΥΕ και από εκτιμήσεις των παραγωγών. Τα δεδομένα για όλες τις κατηγορίες καλλιεργειών που χρησιμοποιήθηκαν στην ανάλυση, παρουσιάζονται συγκεντρωτικά στο επόμενο κεφάλαιο.

3.5. Αξία αρδευτικού νερού

Η χαμηλή αξία του αρδευτικού νερού αποτελεί συχνά άμεση ένδειξη μη αποτελεσματικών πρακτικών διαχείρισης. Από την άλλη πλευρά η έγκαιρη γνώση της αξίας αυτής μπορεί να συνεισφέρει στην καταλληλότερη χάραξη πολιτικής, ώστε να αποφευχθούν περιβαλλοντικές ζημιές. Για το σκοπό αυτό, εφαρμόστηκε η «μέθοδος μεταβολής ακαθάριστου κέρδους», ώστε να γίνει μία εκτίμηση της αξίας του αρδευτικού νερού. Η μέθοδος υπολογίζει έμμεσα τη συνεισφορά του αρδευτικού νερού στο αγροτικό εισόδημα θεωρώντας το νερό ως πρώτη ύλη για την παραγωγή (Heady, 1952).

Σύμφωνα με τη μέθοδο, συγκρίνονται τα κέρδη μεταξύ της υφιστάμενης κατάστασης αρδευόμενων καλλιεργειών (Baseline Scenario) και μίας θεωρητικής μη-αρδευόμενης κατάστασης (ξηρικό σενάριο), ενώ όλοι οι υπόλοιποι παράγοντες παραμένουν αμετάβλητοι (Gibbons, 1986). Έτσι, μπορεί να θεωρηθεί ότι η μόνη διαφορά στα κέρδη των δύο καταστάσεων οφείλεται αποκλειστικά στο νερό που παροχετεύεται για άρδευση, και άρα υποδηλώνει την αξία του (Bowen and Young, 1985), η οποία εκφράζεται από την Εξ. 3.7:

$$WVAL = \frac{INPA}{TCWR} \quad (3.7)$$

Όπου:

- WVAL η αξία του αρδευτικού νερού σε €/m³,
- INPA η διαφορά του ακαθάριστου κέρδους μεταξύ των δύο καταστάσεων (αρδευόμενης και ξηρικής), σε €, και
- TCWR οι συνολικές αρδευτικές υδατικές απαιτήσεις, σε m³.

Τα κέρδη και οι υδατικές απαιτήσεις έχουν υπολογισθεί στα προηγούμενα βήματα. Για τη διαμόρφωση της μη-αρδευόμενης κατάστασης, χρησιμοποιήθηκε ένα σετ εναλλακτικών (στην υφιστάμενη κατανομή καλλιεργειών) ξηρικών καλλιεργειών το οποίο μεγιστοποιεί το συνολικό κέρδος, υπό τους τοπικούς καλλιεργητικούς περιορισμούς. Οι αντίστοιχες ξηρικές καλλιέργειες των υφιστάμενων αρδευόμενων που χρησιμοποιήθηκαν προέκυψαν με γραμμικό προγραμματισμό από τη διατριβή του Λατινόπουλου (2006):

Πίνακας 3. 4. Αντιστοίχιση αρδευόμενων και ξηρικών καλλιεργειών. Με πλάγια γραμματοσειρά είναι αυτές που χρησιμοποιήθηκαν στο παρόν μοντέλο

Είδος αρδευόμενης καλλιέργειας	Αντίστοιχη ξηρική καλλιέργεια
<i>Βαμβάκι ποτιστικό</i>	<i>Βαμβάκι ξηρικό</i>
Ρύζι	Σιτάρι μαλακό
<i>Καλαμπόκι</i>	<i>Κριθάρι</i>
Ζαχαρότευτλα	Όσπρια
<i>Μηδική</i>	<i>Βίκος για σανό</i>
Κηπευτικά	Μπάμιες ξηρικές
<i>Σιτάρι σκληρό</i>	<i>Σιτάρι σκληρό</i>
Λοιπές καλλιέργειες	Αμπέλια

Η μέθοδος προτιμήθηκε αφενός λόγω των ελλειπών δεδομένων σχετικά με τη διαμόρφωση συνάρτησης παραγωγής στην περιοχή μελέτης, και αφετέρου λόγω των πολύ μικρών απαιτήσεων της σε πρωτογενή δεδομένα (Λατινόπουλος, 2006). Ένα μεγάλο πλεονέκτημα της μεθόδου είναι η δυνατότητα σύγκρισης σε πολλές παραμέτρους (π.χ. κέρδη, υδατικές απαιτήσεις) και η δυνατότητα συνδυασμού της με άλλες μεθόδους (π.χ. καμπύλες ζήτησης και σχετικά σενάρια τιμολόγησης).

Τα αποτελέσματα των υδατικών απαιτήσεων, των καθαρών κερδών και της αξίας νερού συνδέθηκαν με Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS model), ώστε να εξεταστεί η χωρική κατανομή τους στις ζώνες της περιοχής μελέτης.

3.6. Υδρο-οικονομικοί δείκτες

Όπως προαναφέρθηκε, ένας από τους σκοπούς αυτής της προμελέτης είναι το υδρο-οικονομικό μοντέλο που αναπτύσσεται να μπορεί να συνεισφέρει πρακτικά στην προώθηση μιας πιο βιώσιμης πολιτικής. Για να γίνει αντιληπτή αυτή η ανάγκη, χρησιμοποιούνται υδρο-οικονομικοί δείκτες ώστε να τονιστεί η μη αποδοτική χρήση νερού στη λεκάνη και να ποσοτικοποιηθούν οι απώλειες ευημερίας λόγω της υποτιμολόγησης του πόρου. Υπολογίσθηκαν τρεις δείκτες από τη βιβλιογραφία:

$$NWR = \frac{NP}{TCWR} \quad (3.8)$$

$$Qwe = \frac{NP}{WPr} \quad (3.9)$$

$$WP = \frac{TCWR}{WPr} \quad (3.10)$$

Το Net Water Return (NWR) υπολογίζεται σε €/m³, και είναι ο λόγος των καθαρών κερδών (NP) προς τις υδατικές απαιτήσεις (TCWR) (Hellegers and Perry, 2004). Το Quantity of the Economically delivered Water (Qwe) (σε m³) είναι ο λόγος των καθαρών κερδών προς την τιμή του νερού (WPr), ενώ τα WP (σε €) για την εταιρεία παροχής νερού (Οργανισμό), εκτιμώνται ως ο λόγος των υδατικών απαιτήσεων προς την τιμή του νερού (Mervat and Milne, 2001).

Οι δύο τελευταίοι δείκτες υπολογίσθηκαν δύο φορές: μία με το υφιστάμενο σύστημα τιμολόγησης και μία με την πλήρη αξία του νερού, όπως αυτή υπολογίσθηκε στην προηγούμενη παράγραφο. Έτσι το Qwe δείχνει τη διαφορά των δύο συστημάτων τιμολόγησης, ενώ η διαφορά στα WP αυτών των δύο καταστάσεων δείχνει τα «διαφυγόντα κέρδη» (απώλειες) λόγω της υποτιμολόγησης του αρδευτικού νερού.

3.7. Ανάλυση διαχειριστικών σεναρίων

Η στροφή από τη διαχείριση της προσφοράς προς τη διαχείριση της ζήτησης αποτελεί πρόκληση στην τοπική διαχείριση υδατικών πόρων, ειδικά σε άνυδρες και ημι-άνυδρες περιοχές. Έτσι και για την περίπτωση τη λεκάνης απορροής της Κάρλας, μέσα από το μοντέλο που αναπτύσσεται, προτεραιότητα είναι η βιώσιμη εξοικονόμηση του χρησιμοποιούμενου νερού, η καλύτερη λειτουργία των υφιστάμενων υποδομών και η αποδοτικότερη χρήση του νερού. Ο λόγος είναι η συνεχής διατάραξη του υδατικού ισοζυγίου και η μεγάλη περιβαλλοντική αλλά και οικονομική καταστροφή που τη συνοδεύει. Όπως αποδεικνύεται και στη συνέχεια όπου παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των παραμέτρων που αναλύθηκαν παραπάνω, το υδατικό δυναμικό της λεκάνης δέχεται μεγάλη ανθρωπογενή πίεση για την κάλυψη αρδευτικών αναγκών. Ένα σημαντικό σκέλος της προμελέτης του παρόντος κεφαλαίου είναι η αξιολόγηση των στοιχείων και των πρωτογενών δεδομένων, η οποία μπορεί να αποτελέσει εργαλείο

υποστήριξης της Ολοκληρωμένης Διαχείρισης των Υδατικών Πόρων της ευρύτερης περιοχής.

Για την επίτευξη αυτών των στόχων, πραγματοποιήθηκε μία ανάλυση εναλλακτικών στρατηγικών μείωσης της ζήτησης στην άρδευση (που ευθύνεται για τη μεγαλύτερη κατανάλωση νερού), υπό τη μορφή ενδεικτικών διαχειριστικών σεναρίων, και προτείνονται επιπρόσθετα τεχνικά μέτρα. Επιπλέον, μετά τα αποτελέσματα της προσομοίωσης, γίνεται ανάλυση κοινωνικοοικονομικών χαρακτηριστικών της περιοχής και παρατίθενται μέτρα και προτάσεις για την ευρύτερη διαχείριση της περιοχής μελέτης. Πιο συγκεκριμένα, αναπτύχθηκαν δύο βασικά επιχειρησιακά σενάρια (καταστάσεις) και τέσσερα διαχειριστικά σενάρια:

- Σενάριο 1: Βασικό σενάριο (baseline scenario), είναι η υφιστάμενη κατάσταση χωρίς τη λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας και του μελλοντικού δικτύου άρδευσης. Οι υδατικές απαιτήσεις καλύπτονται από τον υπόγειο υδροφόρο και από τον ποταμό Πηνειό.
- Σενάριο 1a: Μείωση των απωλειών των καναλιών. Τα ανοιχτά αρδευτικά κανάλια δεν είναι σε καλή κατάσταση, στερούνται συντήρησης και έχουν μεγάλες απώλειες νερού λόγω εξάτμισης, ειδικά τους καλοκαιρινούς μήνες, όπου και οι ανάγκες αυξάνονται. Πρακτικά, αυτό επιτυγχάνεται καθαρίζοντας (από βλάστηση και σκουπίδια) και συντηρώντας τα αρδευτικά κανάλια του ΤΟΕΒ Πηνειού. Από την πλευρά της προσομοίωσης, χρησιμοποιείται υψηλότερος συντελεστής απόδοσης διανομής της άρδευσης, ίσος με 0,75 αντί 0,4 για το επιφανειακό δίκτυο και 0,9 αντί 0,8 για το υπόγειο δίκτυο (βλ. Πίνακα 3.3). Οι διαφορές στους συντελεστές προκύπτουν από τις εκτιμήσεις των αποδόσεων παρόμοιων εφαρμογών από μετρήσεις πεδίου (Υδρομέντωρ, 2015).
- Σενάριο 1b: Αντικατάσταση των μεθόδων άρδευσης με αποδοτικότερες. Προηγούμενες μελέτες στην περιοχή (Υδρομέντωρ, 2015) έδειξαν ότι η πλειοψηφία των γεωργών της λεκάνης χρησιμοποιούν συστήματα τεχνητής βροχής για την άρδευση. Το σενάριο αυτό βασίζεται στην παραδοχή ότι ο καταιονισμός αντικαθίσταται από τη στάγδην άρδευση, η οποία είναι αποδοτικότερη, συμβαδίζοντας με την πολιτική που προώθησαν οι τελευταίες κρατικές ενισχύσεις στους αγρότες της περιοχής, για αυτό το σκοπό.
- Σενάριο 2: Μελλοντική κατάσταση, με λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας και του δικτύου άρδευσης. Πλέον οι περιοχές που αρδεύονταν από τον υπόγειο υδροφόρο εξυπηρετούνται από επιφανειακά ύδατα του ταμιευτήρα. Οι νέες ζώνες και η διαφορά των Σεναρίων (καταστάσεων) 1 και 2, φαίνονται αναλυτικά στα Σχήματα 3.4 και 3.5.
- Σενάριο 2a: Αντικατάσταση του 25% της καλλιέργειας βαμβακιού με σιτάρι, πάνω στην κατάσταση 2.
- Σενάριο 2b: Αντικατάσταση του 20% της καλλιέργειας βαμβακιού με 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, πάνω στην κατάσταση 2. Η ανάπτυξη των Σεναρίων 2a και 2b βασίστηκε στην κατανομή αυτών των τριών καλλιεργειών στη

Θεσσαλία τα τελευταία πέντε χρόνια, και στους στόχους που θέτει η Κοινή Αγροτική Πολιτική (ΚΑΠ 2015-2020), οποία παρέχει περισσότερες ευκαιρίες στη διαχείριση για εξοικονόμηση υδατικών πόρων (π.χ. οικονομικά κίνητρα και επιδοτήσεις για τον περιορισμό των υδροβόρων καλλιεργειών).

- Σενάριο 2c: Μείωση των απωλειών των καναλιών στην κατάσταση 2, όπως ακριβώς θεωρήθηκε και στο Σενάριο 1a.
- Σενάριο 2d: Αντικατάσταση καταιονισμού με στάγδην άρδευση στην κατάσταση 2, όπως ακριβώς θεωρήθηκε και στο Σενάριο 1b.
- Pricing Scenario: Σε αυτό το σενάριο θεωρείται ότι η τιμολόγηση του αρδευτικού νερού γίνεται με βάση την (πλήρη) αξία του, όπως αυτή υπολογίστηκε με τη μέθοδο μεταβολής του ακαθάριστου κέρδους (βλ. παράγραφο 3.4). Οι ογκομετρικές χρεώσεις παρέχουν κίνητρα εξοικονόμησης του πόρου, αλλά η αποτελεσματικότητά τους εξαρτάται και από την ελαστικότητα της ζήτησης (Klaiber et al., 2010). Η εύρεση της τιμής στην οποία η προσφορά εξισώνεται με τη ζήτηση είναι δύσκολη διαδικασία που απαιτεί πληρότητα ακριβών δεδομένων (De Fraiture and Perry, 2002). Εδώ, λόγω της ανεπάρκειας των δεδομένων, αναπτύσσεται αυτό το σενάριο τιμολόγησης για να εξεταστεί η αποτελεσματικότητα ενός τέτοιου μέτρου.

Η επίδοση κάθε ενός αποτελέσματος (output) του μοντέλου, που περιγράφηκαν στις προηγούμενες παραγράφους, εξετάζεται υπό αυτά τα εννέα σενάρια διαχείρισης της ζήτησης. Στην υφιστάμενη κατάσταση (Σενάριο 1) έχουν προσδιοριστεί οι συνολικές υδατικές απαιτήσεις, όπως αναλύθηκε στην παράγραφο 3.1.4. Για τη μελετώμενη λεκάνη απορροής, όπως ήταν αναμενόμενο, διαπιστώθηκε ότι η αγροτική χρήση αποτελεί το 94% της συνολικής ζήτησης νερού, ενώ η αστική, βιομηχανική και κτηνοτροφική χρήση νερού αποτελούν μαζί το υπόλοιπο 6% (Alamanos et al., 2016). Για το λόγο αυτό, σε όλα τα σενάρια μεταβάλλεται η ζήτηση του αγροτικού νερού, ενώ οι υπόλοιπες χρήσεις νερού θεωρούνται σταθερές και δεν λαμβάνονται υπόψη στο υδατικό ισοζύγιο, αφού θεωρείται ότι ικανοποιούνται σε προτεραιότητα και πλήρως από το διαθέσιμο και ανανεώσιμο υδατικό δυναμικό.

3.8. Προβλήματα Βελτιστοποίησης

Η περιβαλλοντική και η οικονομική υποβάθμιση της περιοχής που δημιούργησαν την ανάγκη διαμόρφωσης των παραπάνω εναλλακτικών διαχειριστικών σεναρίων, αντικατοπτρίζουν το ευρύτερο πρόβλημα που περιεγράφηκε στο 1^ο Κεφάλαιο: Οι ήδη περιορισμένοι διαθέσιμοι πόροι (είτε υδατικοί, είτε οικονομικοί είτε παραγωγής) πρέπει να διανεμηθούν με τον καταλληλότερο τρόπο στις ανταγωνιστικές χρήσεις για την επίτευξη προκαθορισμένων στόχων. Σε περίοδο οικονομικής κρίσης, στόχοι όπως παραγωγή, αποτελεσματικότητα και κέρδος έρχονται σε προτεραιότητα. Η επίτευξή τους όμως θα πρέπει να γίνεται υπό περιβαλλοντικούς περιορισμούς, στοχεύοντας στη βιωσιμότητα και την προστασία των φυσικών πόρων. Η προσέγγιση αυτή αποτελεί ουσιαστικά μία διαδικασία βελτιστοποίησης, όχι μόνο ως επιχειρησιακό εργαλείο, αλλά

και ως εργαλείο ανάλυσης επιδράσεων των διάφορων αγροτικών πολιτικών (Salvatici et al., 2000).

Η βελτιστοποίηση αποτελεί σημαντικό εργαλείο της Διαχείρισης Υδατικών Πόρων καθώς εξάγει τη βέλτιστη από μία πληθώρα εναλλακτικών (Dracup and Hall, 1970). Σαν τεχνική έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως για τη βέλτιστη κατανομή περιορισμένων πόρων σε ανταγωνιστικές χρήσεις (Kheper and Chaturvedi 1982; Panda et al. 1983; Mainuddin et al. 1997; Amir and Fisher, 1999; Al-Welshah, 2000; Salman et al. 2001; Singh et al. 2001; Tabieh, 2007), όμως στην περιοχή μελέτης δεν υπήρχε εμπειρία παρόμοιων εφαρμογών. Παρόλο που έχουν γίνει σημαντικές έρευνες για τη βέλτιστη διαχείριση των υπόγειων υδατικών (Sidiropoulos et al. 2013, 2015), διαφορετικών χρήσεων νερού (Loukas et al., 2014), και αποφάσεων (Mpakalianos and Loukas, 2012), δεν έχει εξεταστεί ακόμα η πλευρά της αγρο-οικονομίας. Σε αυτή τη διατριβή, αναπτύσσεται και επιλύεται μία σειρά προβλημάτων βελτιστοποίησης για την επίτευξη των κυριότερων στόχων της περιοχής. Για κάθε στόχο, διαμορφώνεται μία αντικειμενική συνάρτηση κάθε φορά, με μεταβλητές τις εκτάσεις των καλλιεργειών. Έτσι, ανάλογα το στόχο (την παράμετρο που θα χρειάζεται να μεγιστοποιηθεί ή να ελαχιστοποιηθεί) εξάγεται ως αποτέλεσμα μία κατανομή καλλιεργειών που θα τον επιτυγχάνει, ικανοποιώντας τους εκάστοτε περιορισμούς. Έχοντας κάποιες «έτοιμες λύσεις» λοιπόν, η διαχειριστική διαδικασία μπορεί να διευκολυνθεί. Μέσα από αυτή τη διαδικασία γίνεται βαθύτερη κατανόηση της κατάστασης και των δυνατοτήτων μιας περιοχής που αντιμετωπίζει δυσκολίες και έχει ιδιαιτερότητες που καθιστούν αδύνατη μία πιο λεπτομερή ανάλυση, καθώς απαιτεί πολλά περισσότερα και πιο λεπτομερή δεδομένα.

Ακολουθήθηκε μία κλασική διαδικασία βελτιστοποίησης με γραμμικό προγραμματισμό (η αντικειμενική συνάρτηση και οι περιορισμοί είναι γραμμικές συναρτήσεις των μεταβλητών απόφασης). Η αντικειμενική συνάρτηση εκφράζει την παράμετρο που αναζητείται η βέλτιστη τιμή της (μέγιστη ή ελάχιστη), είναι πάντα της μορφής:

$$\text{maximize or minimize } F(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n) \quad (3.11)$$

Όπου $(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n)$, είναι οι μεταβλητές απόφασης (οι εκτάσεις κάθε καλλιέργειας εν προκειμένω).

Επιπλέον, πρέπει να ικανοποιείται και ένα σετ περιορισμών, οι οποίοι εκφράζουν τις συνθήκες που καθορίζουν το επιτρεπτό εύρος τιμών των μεταβλητών. Οι σχέσεις τους με τις μεταβλητές απόφασης είναι της μορφής:

$$u_i(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n) \leq a_i \quad (3.12)$$

Όπου τα a_i είναι γνωστές τιμές.

Η βέλτιστη λύση του συστήματος είναι ο συνδυασμός τιμών των μεταβλητών απόφασης που ικανοποιούν ταυτόχρονα την αντικειμενική συνάρτηση και τους περιορισμούς. Οι αντικειμενικές συναρτήσεις των προβλημάτων που μελετήθηκαν, είναι γραμμικές, καθώς εξετάζονται παράμετροι που εξαρτώνται γραμμικά από τις εκτάσεις των καλλιεργειών που λαμβάνονται υπόψη. Επιπλέον, τα γραμμικά προβλήματα οδηγούν σε λύσεις πιο γρήγορα, χωρίς μεγάλες υπολογιστικές και χρονικές απαιτήσεις,

και συχνότερα από τα μη-γραμμικά. Σημαντικό πλεονέκτημα είναι και η μεγαλύτερη ευκολία στο σχεδιασμό ενός γραμμικού προβλήματος που θα οδηγεί σε ολικές βέλτιστες λύσεις (global optimum solutions).

Η αντικειμενική συνάρτηση, οι περιορισμοί και η αλγεβρική περιγραφή του προβλήματος (model) εισάγονται στη γλώσσα προγραμματισμού του λογισμικού GAMS, και εξάγονται τα αποτελέσματα και το στατιστικό του μοντέλου (στατιστικά στοιχεία για το μέγεθος του μοντέλου, τον αριθμό των εξισώσεων και των μεταβλητών, κλπ.).

Πιο αναλυτικά, οι αντικειμενικές συναρτήσεις που διαμορφώθηκαν και οι περιορισμοί που χρησιμοποιήθηκαν κάθε φορά, παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.5:

Πίνακας 3. 5. Περιγραφή των προβλημάτων βελτιστοποίησης που εξετάστηκαν (Alamanos et al., 2017a).

Αντικειμενική Συνάρτηση	Περιορισμοί
i. Βέλτιστη κατανομή καλλιεργειών για: a) Κόστος άρδευσης (min) b) Απώλειες λόγω άρδευσης (min)	<ul style="list-style-type: none"> • μέγιστη εκμετάλλευση της διαθέσιμης έκτασης • μέγιστο δυνατό κέρδος • μέγιστη δυνατή παραγωγικότητα (yield σε kg/km²)
ii. Κόστος Παραγωγής (min) με τη βέλτιστη κατανομή καλλιεργειών	<ul style="list-style-type: none"> • μέγιστη εκμετάλλευση της διαθέσιμης έκτασης • μέγιστη κάλυψη υδατικών αναγκών από επιφανειακά ύδατα, • μέγιστο δυνατό κέρδος + μέγιστη IWE + μέγιστη δυνατή παραγωγικότητα (kg/km²)
iii. Farmer's Problem (max κέρδος + max παραγωγή) με τη βέλτιστη κατανομή καλλιεργειών	<ul style="list-style-type: none"> • μέγιστη εκμετάλλευση της διαθέσιμης έκτασης • ίδιες συνολικές ώρες εργασίας (Units of Man Labor – UML) • ίδια λίπανση (συνολικές απαιτήσεις καλλιεργειών σε Άζωτο (N), Φώσφορο (P₂O₅), Κάλιο (K₂O) και Ψευδάργυρο (Zn)) • ελάχιστες δυνατές υδατικές απαιτήσεις και κάλυψή τους από επιφανειακά ύδατα + ελάχιστη δυνατή άντληση από γεωτρήσεις, + ελάχιστο δυνατό κόστος άρδευσης
iv. Παραγωγικότητα (max yield) για την επίτευξη της μέγιστης συνολικής παραγωγής.	<ul style="list-style-type: none"> • μέγιστη εκμετάλλευση της διαθέσιμης έκτασης • ελάχιστες UML • ελάχιστες δυνατές υδατικές απαιτήσεις • ελάχιστο δυνατό κόστος παραγωγής

Για την απαιτούμενη διαδικασία επίλυσης των παραπάνω προβλημάτων χρειάστηκαν κάποιοι επιπλέον υπολογισμοί. Αρχικά, το καθαρό κέρδος από κάθε καλλιέργεια εκτιμήθηκε όπως αναλύθηκε στην παράγραφο 3.3.

Η παράμετρος IWE (Irrigation Water Efficiency) εκφράζει την αποδοτικότητα της χρήσης του αρδευτικού νερού (Karagiannis et al., 2003; Yin et al., 2016), ως το λόγο των ετήσιων πραγματικών υδατικών απαιτήσεων (AWR) κάθε καλλιέργειας προς τις τελικές υδατικές απαιτήσεις (TCWR) (Stefanou and Tzouvelekas, 2014; Watto and Mugera, 2015a; 2015b):

$$IWE = \frac{AWR}{TCWR} 100\% \quad (3.13)$$

Οι πραγματικές υδατικές ανάγκες AWR (Actual Water Requirements) είναι ο όγκος του νερού που χρειάζεται το φυτό για να αναπτυχθεί, όπως έχει υπολογιστεί με τη βοήθεια του λογισμικού CROPWAT (σε mm νερού) και έχει μετατραπεί σε m³ νερού πολλαπλασιαζόμενες με την αντίστοιχη έκταση, σε κάθε ζώνη. Οι τελικές υδατικές απαιτήσεις (TCWR) είναι ο όγκος νερού που τελικά χρησιμοποιείται για την άρδευση (προσαύξηση με τις απώλειες) της εκάστοτε καλλιέργειας. Το ποσοστό αυτό υπολογίστηκε για κάθε καλλιέργεια, σε κάθε ζώνη και στο σύνολο της λεκάνης απορροής της Κάρλας.

Ενώ σε όλα τα προβλήματα χρησιμοποιήθηκαν οι τέσσερις κύριες καλλιέργειες, όπως και στα υπόλοιπα στάδια του υδρο-οικονομικού μοντέλου, στο πρόβλημα iv οι καλλιέργειες που χρησιμοποιήθηκαν ήταν τρεις (βαμβάκι, σιτάρι και καλαμπόκι), εξαιτίας της έλλειψης εξίσου λεπτομερών δεδομένων των περιορισμών για την καλλιέργεια μηδικής. Οι περιορισμοί που χρησιμοποιούνται σε κάθε πρόβλημα είναι ουσιαστικά όλες οι παράμετροι που ήταν διαθέσιμες. Ο ακριβής αριθμός τους καθορίστηκε έπειτα από δοκιμές (λύνοντας το πρόβλημα με λιγότερους περιορισμούς και στη συνέχεια επιλογή της πιο «σταθερής» λύσης), εκτός των περιπτώσεων που ελεύθερα επιλέχθηκε να εξεταστούν συγκεκριμένες παράμετροι και μεταβλητές. Τα προβλήματα εξετάστηκαν και επιλύθηκαν ξεχωριστά, χωρίς να διαμορφωθεί μία συνολική αντικειμενική συνάρτηση (πολυστοχική βελτιστοποίηση) καθώς κάποια προβλήματα στόχευαν σε ελαχιστοποίηση, άλλα σε μεγιστοποίηση, και κυρίως δεν αποτελούσαν όλα από τις ίδιες μεταβλητές. Έτσι ο σκοπός αυτού του τμήματος είναι να παρέχει αυτές τις ενδεικτικές εναλλακτικές πολιτικές, που θα είναι τεχνικά αποδεκτές, οικονομικά και περιβαλλοντικά βιώσιμες. Τα δεδομένα που συλλέχθηκαν και χρησιμοποιήθηκαν για τους σκοπούς της διαμόρφωσης και της επίλυσης των προβλημάτων είναι σε μεγάλο ποσοστό κοινά με αυτά των προηγούμενων σταδίων (παραγράφων) του υδρο-οικονομικού μοντέλου και στη συνολική μορφή τους (για όλες τις καλλιέργειες – όχι μόνο τις τέσσερις που λήφθηκαν εδώ υπόψη) παρουσιάζονται στο επόμενο Κεφάλαιο. Από τα προβλήματα βελτιστοποίησης που εξετάστηκαν, αυτά που έδωσαν τα καλύτερα αποτελέσματα εισήχθησαν ως επιπλέον διαχειριστικά σενάρια στο μοντέλο (μαζί με αυτά της παραγράφου 3.7). Όλες οι παράμετροι λοιπόν του υδρο-οικονομικού μοντέλου έδωσαν αποτελέσματα για κάθε ένα από αυτά τα σενάρια.

3.9. Κλιματικά σενάρια και Σενάρια τιμών προϊόντων

Επιπλέον, κάποια επιλεγμένα αποτελέσματα του μοντέλου εξετάστηκαν κάτω από ακραίες συνθήκες, ώστε να ελεγχθούν οι αβεβαιότητες που μπορεί να προκύψουν. Πιο συγκεκριμένα, το κόστος άρδευσης εκτιμήθηκε για από διαφορετικά κλιματικά σενάρια. Τα κλιματικά σενάρια διαμορφώθηκαν με βάση τα πιο ακραία υδρολογικά έτη που έχουν παρατηρηθεί στην ιστορική χρονοσειρά μετεωρολογικών δεδομένων της περιόδου 1960-2009. Ο λόγος που το κόστος άρδευσης επιλέχθηκε να εξεταστεί υπό παραμέτρους κλίματος (θερμοκρασία T και βροχόπτωση P), είναι ότι αποτελούν πρωτογενείς μεταβλητές, δύσκολο να προβλεφθούν, αλλά και ενδιαφέρον να εξεταστεί

η επίπτωσή τους στο κόστος άρδευσης σε σχέση με πιο προφανείς παράγοντες, όπως για παράδειγμα το είδος και η κατανομή καλλιεργειών.

Πίνακας 3. 6. Τα κλιματικά σενάρια που διαμορφώθηκαν (Alamanos et al., 2016). Και εδώ, στην ονομασία των σεναρίων με 1 συμβολίζεται η υφιστάμενη κατάσταση και με 2 η μελλοντική κατάσταση λειτουργίας ταμιευτήρα.

Σενάριο	Περιγραφή	Χαρακτηριστικά
Σενάριο 1i	Στατιστικά μέσο υδρολογικό έτος	Μέση T (°C) = 15.0 Συνολική P (mm) = 562.9
Σενάριο 1ii	Θερμότερο υδρολογικό έτος (2000-01)	Μέση T (°C) = 16.5 Συνολική P (mm) = 549.0
Σενάριο 1iii	Ψυχρότερο υδρολογικό έτος (1986-87)	Μέση T (°C) = 11.7 Συνολική P (mm) = 675.6
Σενάριο 1iv	Υγρότερο υδρολογικό έτος (2005-06)	Μέση T (°C) = 13.4 Συνολική P (mm) = 801.4
Σενάριο 1v	Ξηρότερο υδρολογικό έτος (1976-77)	Μέση T (°C) = 14.6 Συνολική P (mm) = 425.7
Σενάριο 2i	Υγρότερο υδρολογικό έτος (2005-06)	Μέση T (°C) = 13.4 Συνολική P (mm) = 801.4
Σενάριο 2ii	Ξηρότερο υδρολογικό έτος (1976-77)	Μέση T (°C) = 14.6 Συνολική P (mm) = 425.7
Σενάριο 2iii	Ψυχρότερο υδρολογικό έτος (1986-87)	Μέση T (°C) = 11.7 Συνολική P (mm) = 675.6
Σενάριο 2iv	Θερμότερο υδρολογικό έτος (2000-01)	Μέση T (°C) = 16.5 Συνολική P (mm) = 549.0

Η ωφελιμότητα των αγροτών (farmers' utility) και η αξία του αρδευτικού νερού εκτιμήθηκαν υπό σενάρια αλλαγής των τιμών των αγροτικών προϊόντων (Διεθνείς Τιμές Προϊόντων). Αντίστοιχα, τα σενάρια αλλαγής ΔΤΠ (market scenarios) αποτελούν τις πιο ακραίες παρατηρημένες τιμές των τελευταίων 14 ετών (2002-2015). Η επιλογή των ΔΤΠ, ως παράμετρο ελέγχου της ωφελιμότητας και της αξίας του νερού, έγινε έπειτα από διερεύνηση και άλλων παραμέτρων, όπως οι επιδοτήσεις και οι άλλες ενισχύσεις, για τις οποίες όμως δεν υπήρχαν επαρκή στοιχεία για τις μελετώμενες καλλιέργειες. Επίσης, οι αυξομειώσεις στην ωφελιμότητα των αγροτών κυρίως, αλλά και στην αξία του νερού δευτερευόντως, που προκαλούνται από τις ΔΤΠ παρουσιάζουν μεγαλύτερο ενδιαφέρον από τις αντίστοιχες των αμφιλεγόμενων κρατικών ενισχύσεων. Έτσι διαμορφώθηκε πρώτα ένα βασικό σενάριο πάνω στη μελλοντική κατάσταση λειτουργίας ταμιευτήρα, που αναμενόταν τότε χρονικά, (BAU Scen.2) με τις ΔΤΠ που αναμένεται να διαμορφωθούν βάσει των προβλέψεων της έκθεσης των ΟΟΣΑ-FAO για τη δεκαετία 2011-2020, του Υπουργείου Γεωργίας των ΗΠΑ (Αναφ. 10/6/2016), της Διεθνούς Συμβουλευτικής Επιτροπής Βάμβακος (ICAC), και της ΚΑΠ (2015-2020). Πάνω σε αυτό το σενάριο εφαρμόστηκαν ένα Αισιόδοξο Σενάριο (Optimistic Scen.) ανάκαμψης από την οικονομική κρίση (μέγιστες παρατηρημένες τιμές) και ένα Απαισιόδοξο Σενάριο (Pesimistic Scen.) επιδείνωσης της οικονομικής κρίσης (ελάχιστες παρατηρημένες τιμές).

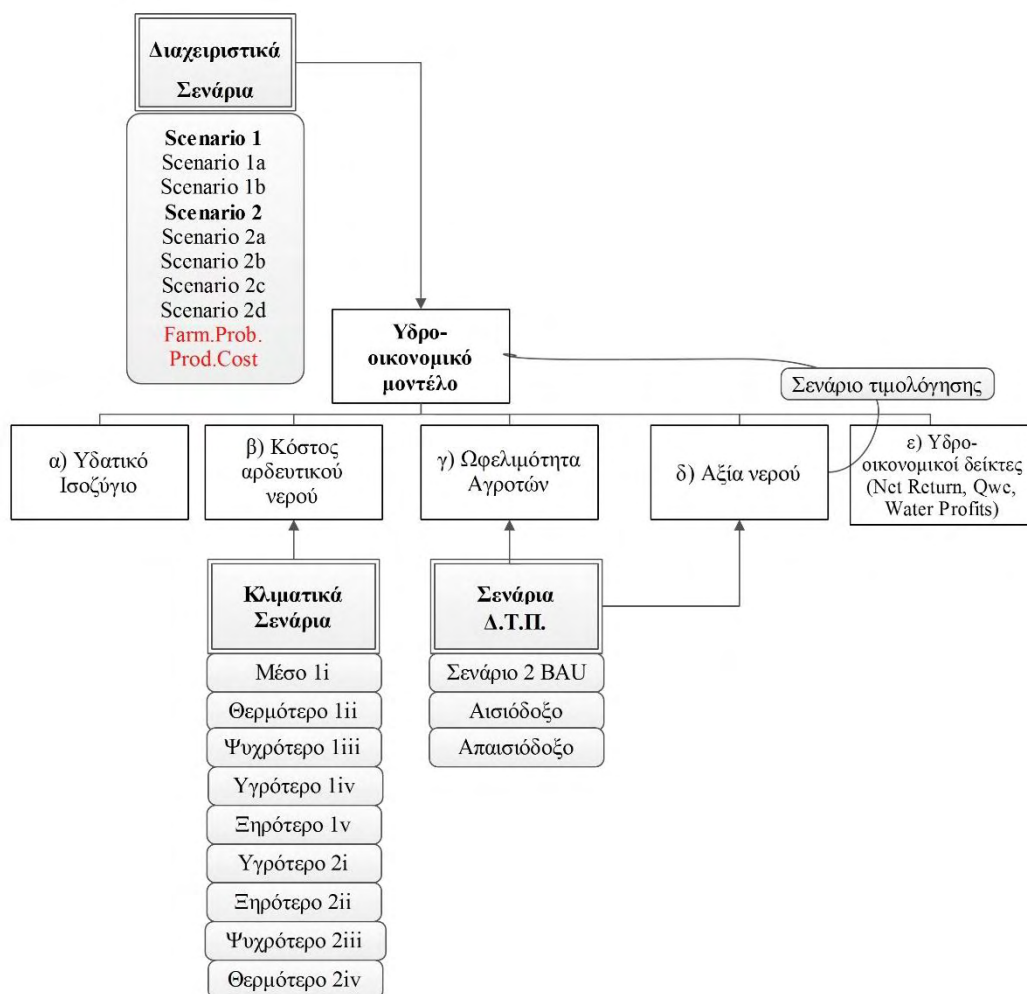
Πίνακας 3. 7. Οι Διεθνής Τιμές Προϊόντος σε (€/kg) των σεναρίων που διαμορφώθηκαν (Alamanos et al., 2017b).

Καλλιέργεια	BAU Scen.2	Optimistic Scen.	Pesimistic Scen.
Μηδική	0,21	0,40	0,13
Καλαμπόκι	0,20	0,22	0,12
Σιτάρι	0,30	0,24	0,12
Βαμβάκι	0,41	1,03	0,31

Σε όλα τα σενάρια (κλιματικά και ΔΤΠ) όλες οι άλλες παράμετροι του συστήματος θεωρούνται σταθερές. Η κατανομή καλλιεργειών θα αλλάξει λόγω των ΔΤΠ, όμως αυτή η αλλαγή δε γίνεται αμέσως. Ομοίως και οι επιδοτήσεις, που συνήθως δεν είναι καθορισμένες αλλά μοιράζονται με βάση το αρχικό κεφάλαιο που θα επενδυθεί διαιρεμένο με τις εκτάσεις που θα καλλιεργηθούν. Έχει αναφερθεί εξάλλου ότι ο ταμιευτήρας της Κάρλας δε λειτουργεί ακόμα (όπως θεωρείται στο BAU Scen.2), παρόλο που όλα τα τεχνικά έργα έχουν ολοκληρωθεί. Έτσι η περίοδος από την αλλαγή των τιμών μέχρι να λειτουργήσει ο ταμιευτήρας (εξού και είναι το σενάριο βάσης), θεωρείται η περίοδος που απαιτείται για να προσαρμοστούν οι παραγωγοί στις νέες συνθήκες. Για αυτό το λόγο λοιπόν θεωρείται εδώ ότι οι κατανομές των καλλιεργειών και οι υπόλοιπες παράμετροι παραμένουν ίδιες.

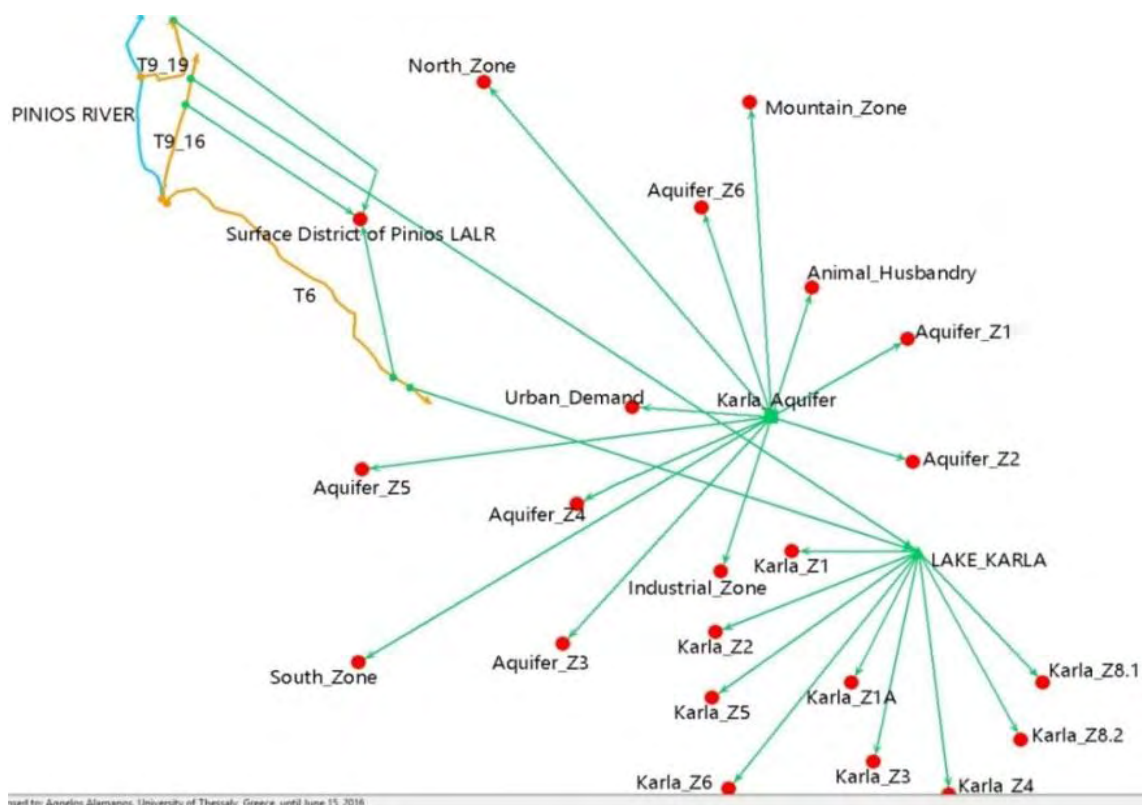
3.10. Αποτελέσματα

Ο βασικός σκελετός του υδρο-οικονομικού μοντέλου απεικονίζεται στο Σχήμα 3.1. Το διάγραμμα ροής που ακολουθεί περιγράφει την πλήρη δομή του μοντέλου, έπειτα και από την εισαγωγή των επιπλέον σεναρίων που αναλύθηκαν στις παραγράφους 3.6, 3.7 και 3.8:



Σχήμα 3. 8. Το πλήρες υδρο-οικονομικό μοντέλο.

Η μεθοδολογία που αναλύθηκε παραπάνω εφαρμόστηκε για κάθε ζώνη της λεκάνης, και συνολικά. Για το υδατικό ισοζύγιο προστέθηκαν οι ζητήσεις νερού και αφαιρέθηκαν από την προσφορά (διαθέσιμα υδατικά αποθέματα). Στη συνέχεια απεικονίζεται το μοντέλο που δημιουργήθηκε στο λογισμικό WEAP, όπου και εξάχθηκαν τα αποτελέσματα του ισοζυγίου.



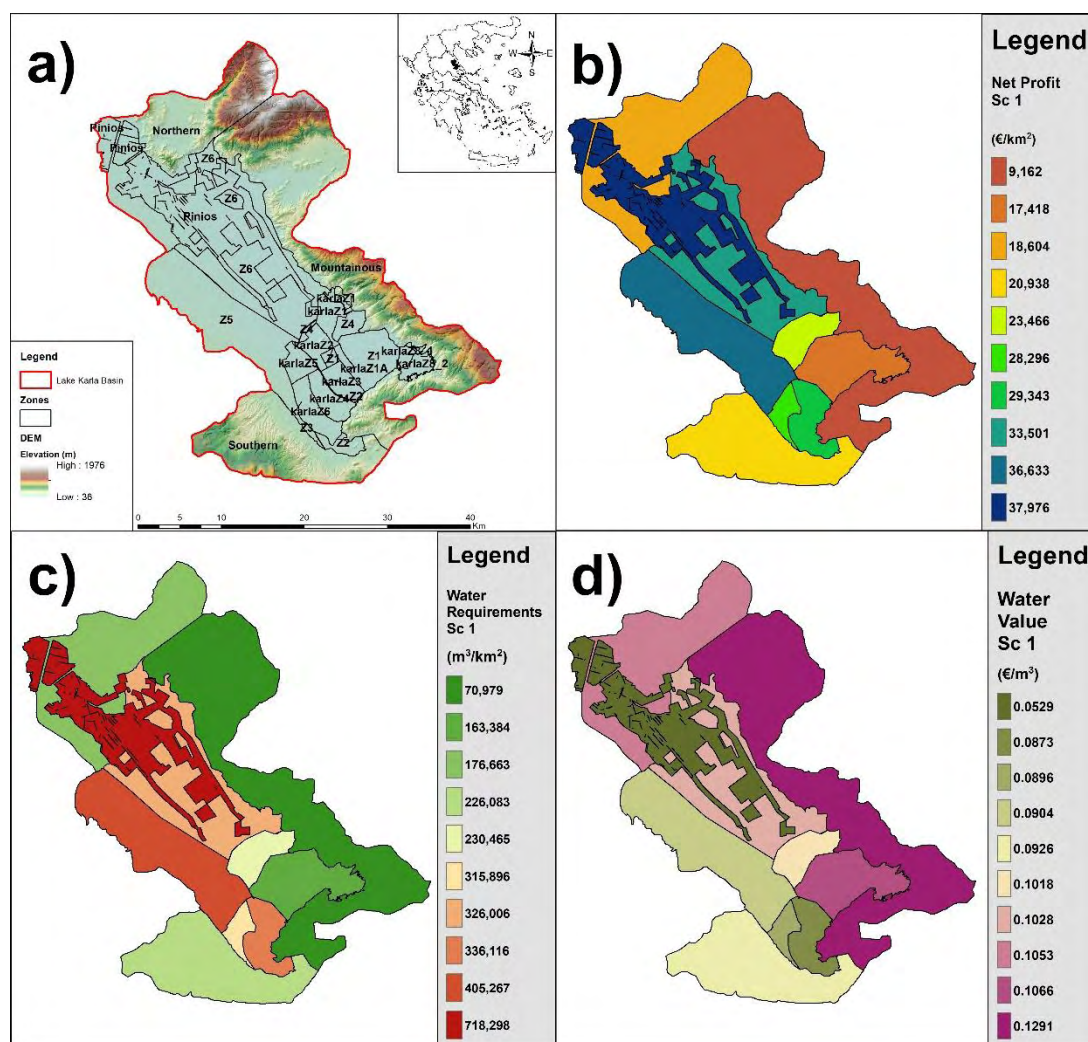
Σχήμα 3. 9. Το μοντέλο ισοζυγίου WEAP (Schematic View). Με κόκκινο απεικονίζονται οι κόμβοι ζήτησης (ανά ζώνη), και με πράσινο οι πηγές προσφοράς (από Πηνειό, υπόγειο υδροφόρα και ταμιευτήρα Κάρλας). Τα βέλη δείχνουν την πορεία με την οποία γίνεται η τροφοδοσία νερού (Alamanos et al., 2016).

Τα συνολικά αποτελέσματα του μοντέλου παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.8. Ενδεικτικά, οι αριθμοί αναφέρονται σε όλη τη λεκάνη και οι βέλτιστες τιμές των αποτελεσμάτων των διαχειριστικών σεναρίων είναι επισημασμένες με έντονη γραφή (**bold**). Στην τελευταία στήλη φαίνονται οι απώλειες ευημερίας λόγω υποτιμολόγησης του νερού που αντιστοιχούν στη διαφορά των τιμών των WP μεταξύ του κάθε σεναρίου και του “Pricing scenario”.

Πίνακας 3. 8. Συνολικά αποτελέσματα του μοντέλου υπό τα μελετώμενα διαχειριστικά σενάρια (Alamanos et al., 2019a).

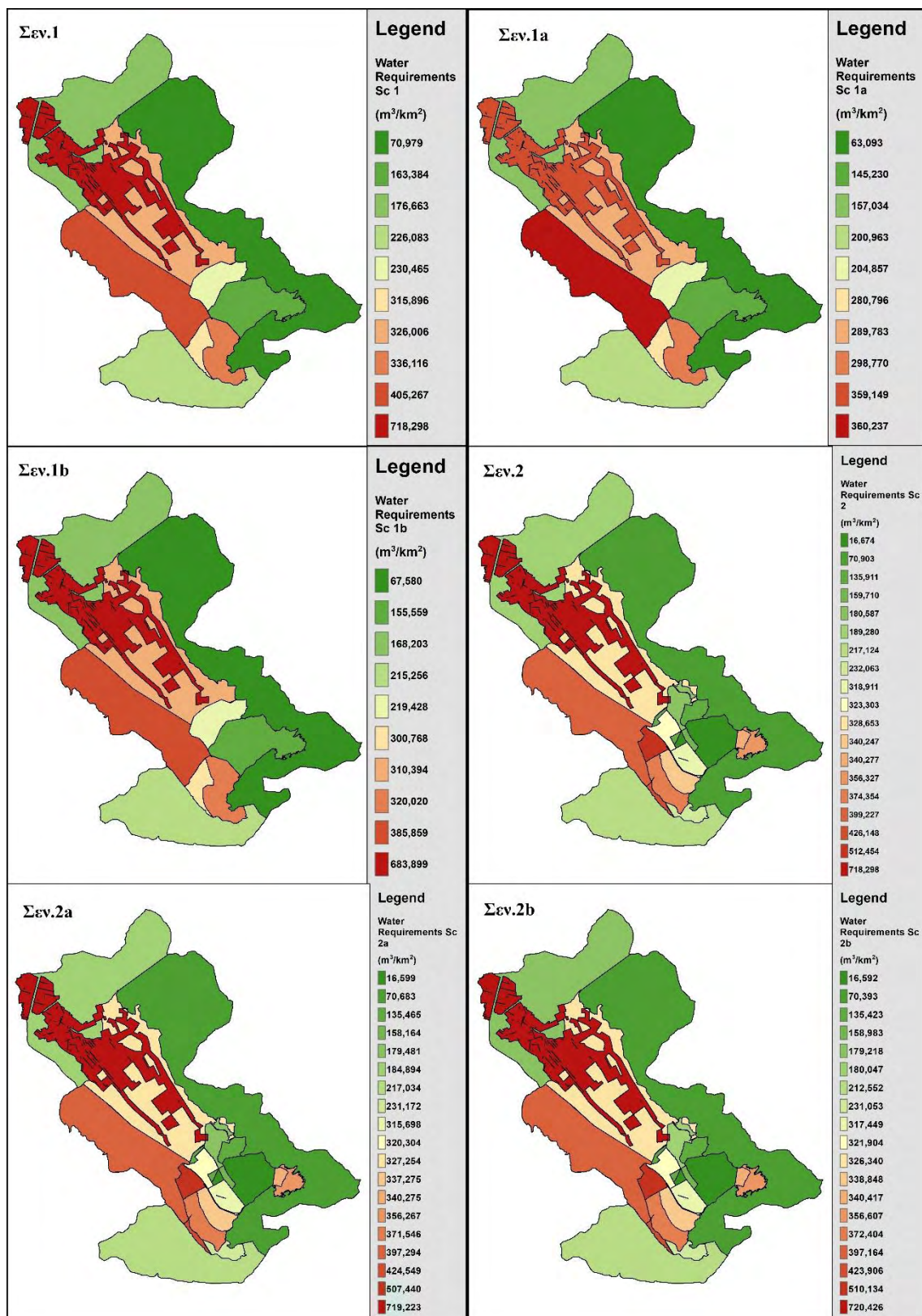
Σενάρια	Έλλειμμα ισοζυγίου (hm ³)	Κόστος άρδευσης (10 ⁶ €)	Farmers' Utility (10 ⁶ €)	Αξία νερού (€/m ³)	Water Profits (10 ⁶ €)	Απώλειες λόγω υποτιμολόγησης (10 ⁶ €)
Σεν.1	131.9	18.7	7.78	0.096	22.59	8.53
Σεν.1a	94.5	18.3	7.78	0.112	22.55	5.85
Σεν.1b	111.4	18.5	7.78	0.101	22.44	8.80
Σεν.2	109.3	16.7	7.67	0.095	12.69	5.97
Σεν.2a	97.1	16.4	8.37	0.082	12.64	2.30
Σεν.2b	97.8	16.6	8.03	0.087	12.58	4.18
Σεν.2c	55.1	16.2	7.67	0.116	9.61	10.3
Σεν.2d	97.5	16.4	7.67	0.100	11.93	7.08
Far.Pr.	99.7	18.6	9.39	0.100	11.81	6.79
Prod.C.	105.1	18.1	8.57	0.083	12.37	3.67
Σενάριο Τιμολόγησης	103.7	26.3	8.23	(0.095)	-	-

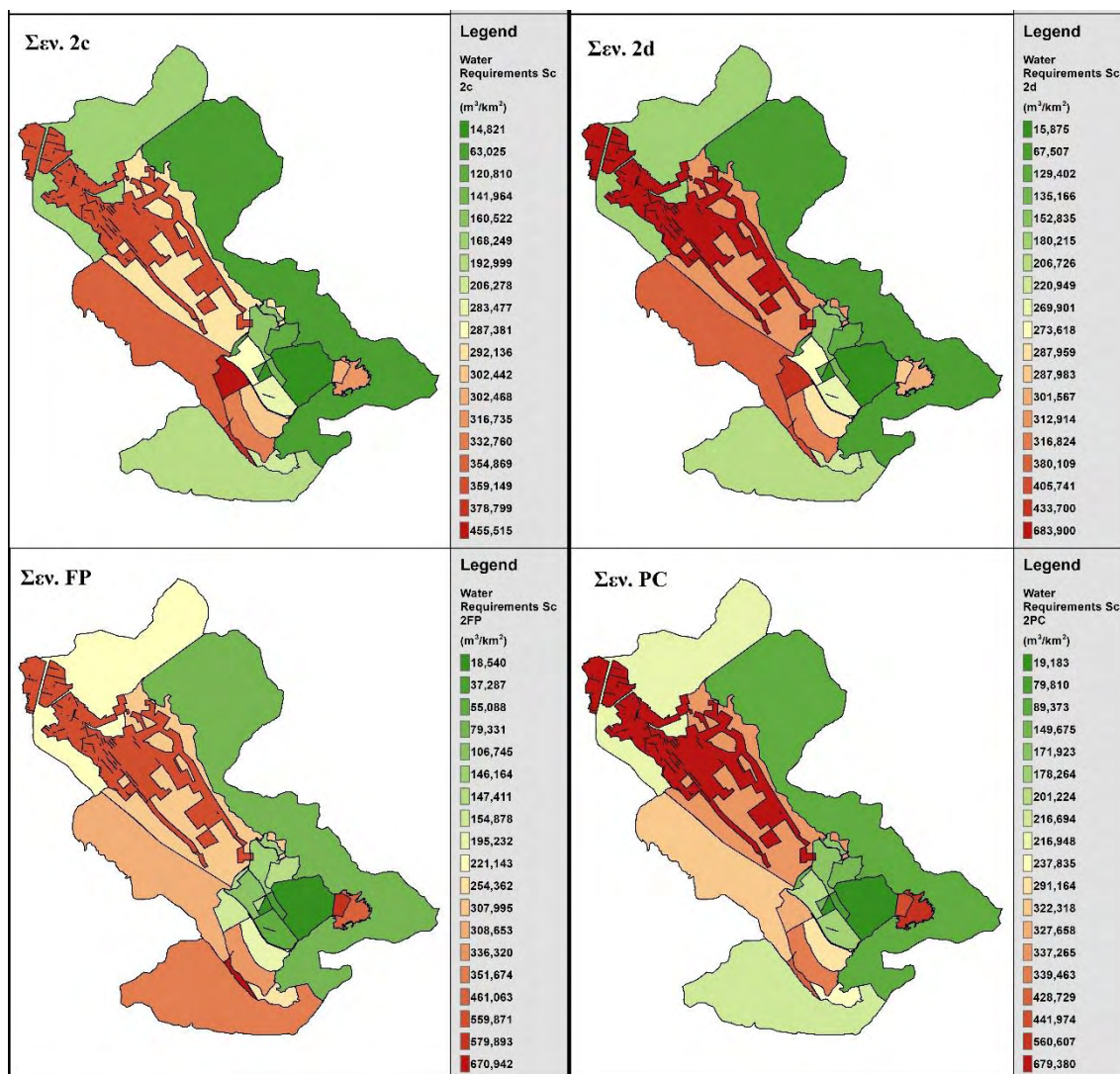
Τα αποτελέσματα της ζήτησης, των κερδών και της αξίας νερού συνδέθηκαν με το μοντέλο του GIS και παρουσιάζονται χωρικά, αναλυτικότερα. Ενδεικτικά, στο Σχήμα 3.10 φαίνονται τα αποτελέσματα για το Σενάριο 1, ενώ στη συνέχεια ακολουθούν τα υπόλοιπα σενάρια, ανά αποτέλεσμα.



Σχήμα 3. 10. a) Οι ζώνες, b) καθαρά κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα, c) υδατικές απαιτήσεις, d) αξία αρδευτικού νερού.

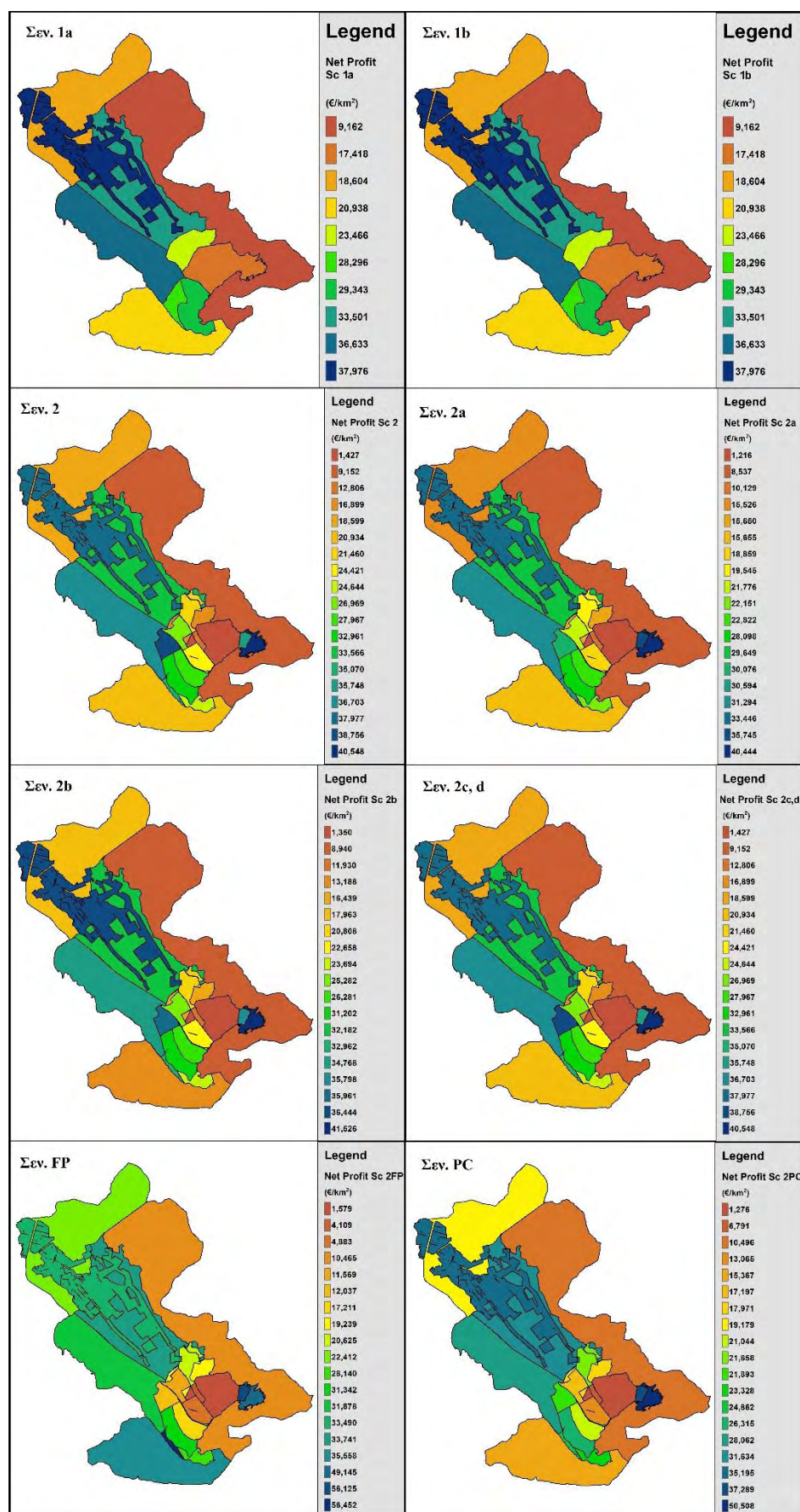
Οι υψηλές τιμές του ελλείμματος του υδατικού ισοζυγίου, είναι σε συμφωνία με προηγούμενα αποτελέσματα αντίστοιχων μελετών και δείχνουν την υπερεκμετάλλευση των υδατικών αποθεμάτων, μέσω της αυξημένης ζήτησης. Ο υπόγειος υδροφόρος αποτελεί μείζον ζήτημα, ενώ η ζώνη που εξυπηρετείται από τον Πηνειό παρουσιάζει σημαντικά μικρότερο έλλειμμα, παρόλο που η ζήτηση είναι μεγάλη. Από την άλλη πλευρά οι ζώνες που θα εξυπηρετηθούν μελλοντικά από τον ταμιευτήρα της Κάρλας παρουσιάζουν θετικό υδατικό ισοζύγιο. Όλα τα διαχειριστικά σενάρια οδηγούν σε μείωση της ζήτησης, και επομένως δείχνουν ότι η κατάσταση μπορεί να βελτιωθεί.





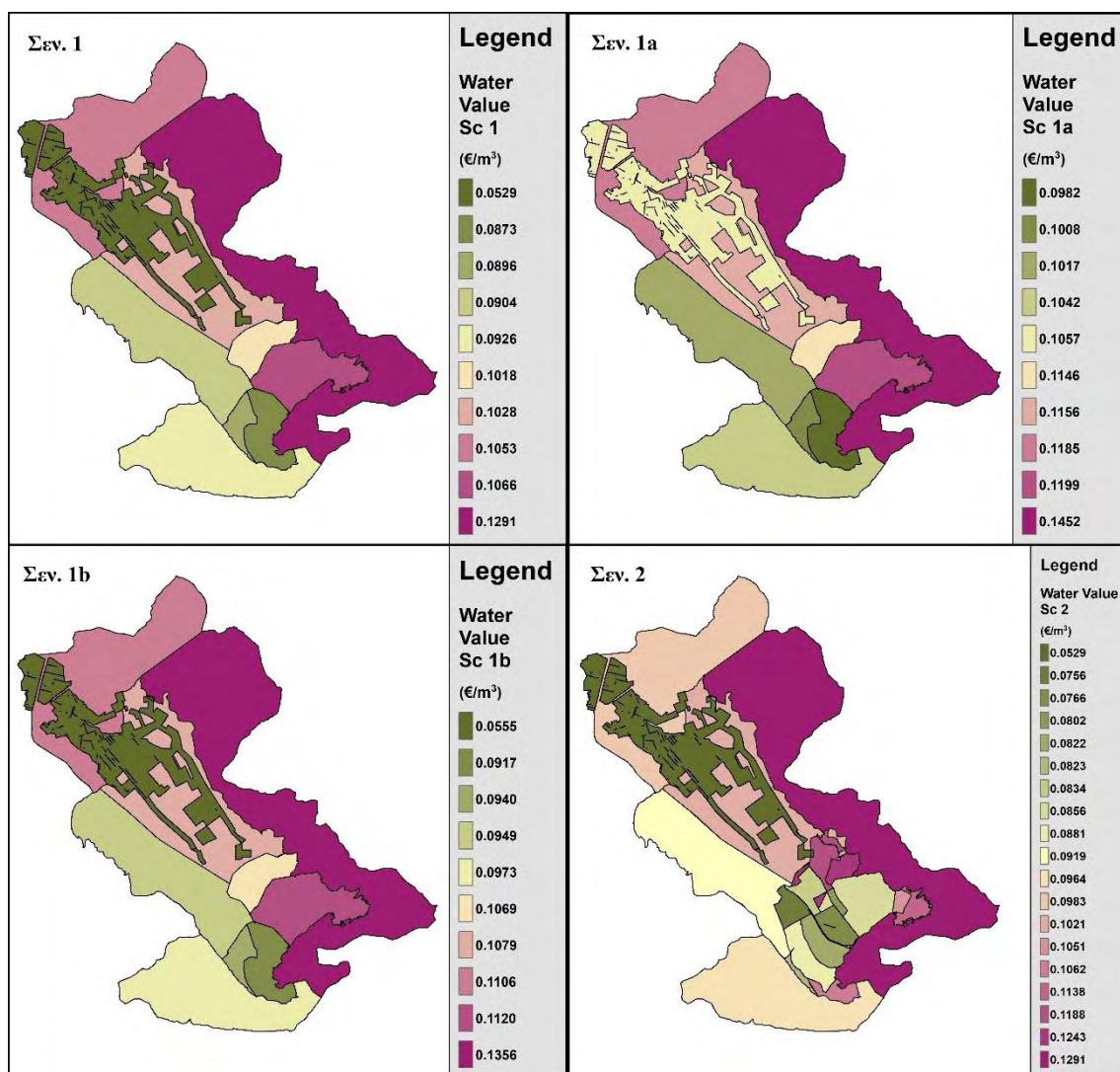
Σχήμα 3. 11. Υδατικές απαιτήσεις για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

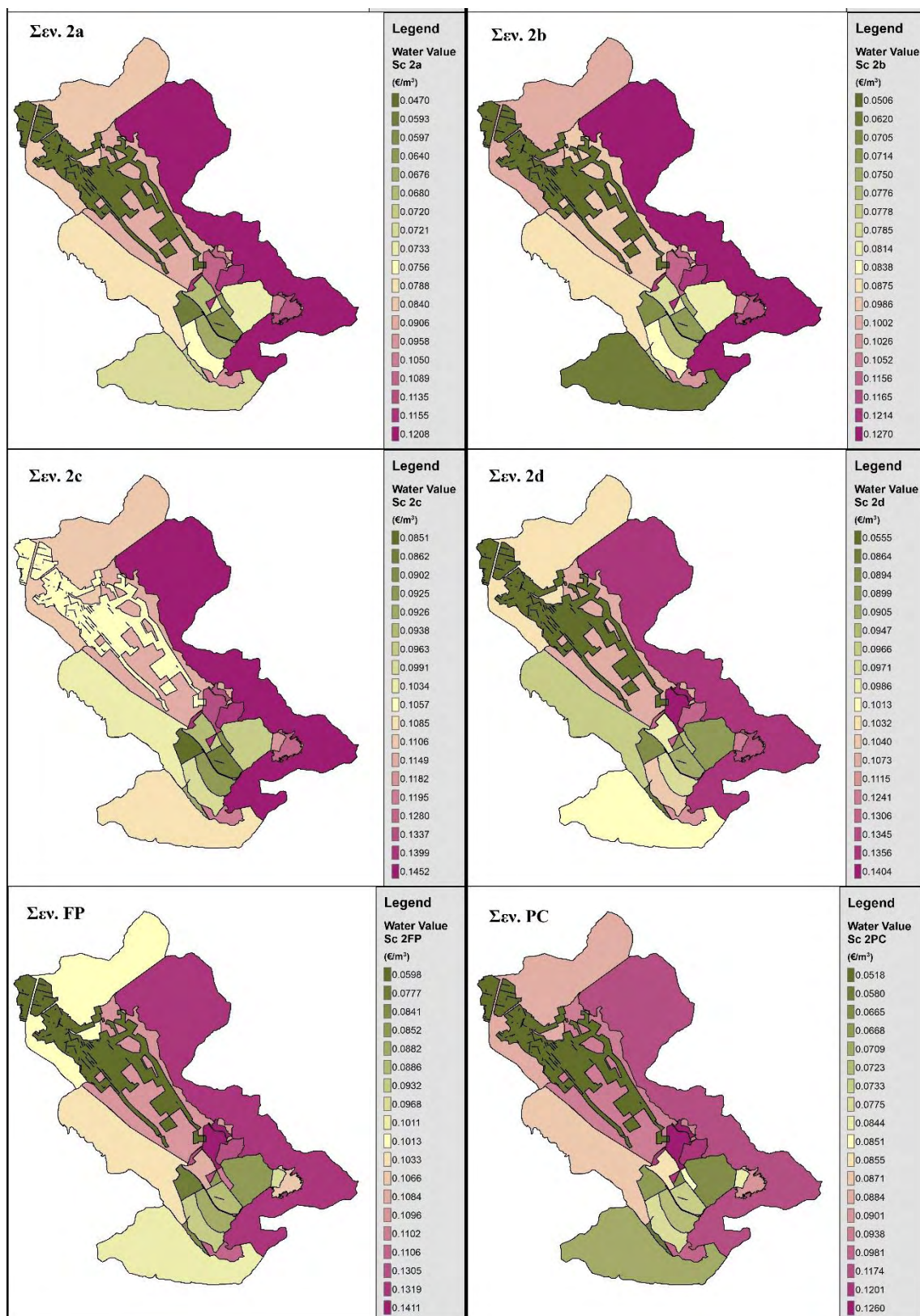
Η ωφελιμότητα των αγροτών (farmer's utility) διαφοροποιείται στα Σενάρια 2a και 2b, και μάλιστα αυξάνεται. Πρέπει να σημειωθεί ότι δεν υπάρχει διαφορά στα Σενάρια (καταστάσεις) 1 και 2 όσον αφορά τη μέση παραγωγή, τις τιμές προϊόντων, τις επιδοτήσεις, τα κόστη παραγωγής και εργασίας, καθώς αυτές οι παράμετροι δεν εξαρτώνται από τη λειτουργία ή μη του ταμιευτήρα. Έτσι η κατανομή των καλλιεργειών οφείλεται για τις αλλαγές στα κέρδη. Ωστόσο, πρέπει να σημειωθεί ότι η παραδοχή ότι λαμβάνονται υπόψη μόνο οι τέσσερις βασικές καλλιέργειες στην περιοχή μελέτης (λόγω περιορισμού των δεδομένων) δημιουργεί κάποια «ασάφεια» στην εκτίμηση της χρησιμότητας των αγροτών.



Σχήμα 3. 12. Καθαρά κέρδη για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

Η αξία του αρδευτικού νερού βρέθηκε σχεδόν ίδια στα Σενάρια 1 και 2, αλλά αυξήθηκε στα Σενάρια 1a, 1b, 2c και 2d, όπου μειώθηκαν οι υδατικές απαιτήσεις. Από την άλλη πλευρά, τα Σενάρια 2a και 2b οδηγούν σε χαμηλότερη αξία νερού από την υφιστάμενη (Σενάριο 1), καθώς οι αντικατασταθείσες καλλιέργειες είναι λιγότερο αποδοτικές από τις υπάρχουσες. Είναι προφανές ότι η κατανομή καλλιεργειών καθορίζει την αξία του νερού, καθώς επηρεάζουν τόσο τα συνολικά κέρδη όσο και τις συνολικές υδατικές ανάγκες. Οι χάρτες δείχνουν ότι η χαμηλή αξία του αρδευτικού νερού δε σχετίζεται πάντα με την υψηλή περιβαλλοντική αξία του πόρου (υψηλές υδατικές απαιτήσεις), ειδικά της ζώνης του επιφανειακού δικτύου του ΤΟΕΒ Πηνειού και των ζωνών του υπόγειου υδροφορέα (ζώνες Z1, Z2, Z3, Z4, Z5 και Z6, βλ. Σχ. 3.5).





Σχήμα 3. 13. Αξία αρδευτικού νερού για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

Τα αποτελέσματα του κόστους άρδευσης προέκυψαν όπως προαναφέρθηκε, μετατρέποντας τις χρεώσεις χρήσης αρδευτικού νερού κάθε παρόχου σε € ανά έκταση

και πολλαπλασιάζοντάς τις με τις αντίστοιχες εκτάσεις κάθε καλλιέργειας. Τα αποτελέσματα φαίνονται ενδεικτικά στον επόμενο πίνακα για το Σενάριο 1, για το σύνολο των καλλιεργειών κάθε ζώνης. Το κόστος άρδευσης δείχνει να σχετίζεται με τα αποτελέσματα του υδατικού ισοζυγίου (βλ. Πίνακα 3.9), όσο οι χρεώσεις του νερού παραμένουν ίδιες, τονίζοντας περισσότερο τη σημασία μιας ορθολογικής διαχείρισης.

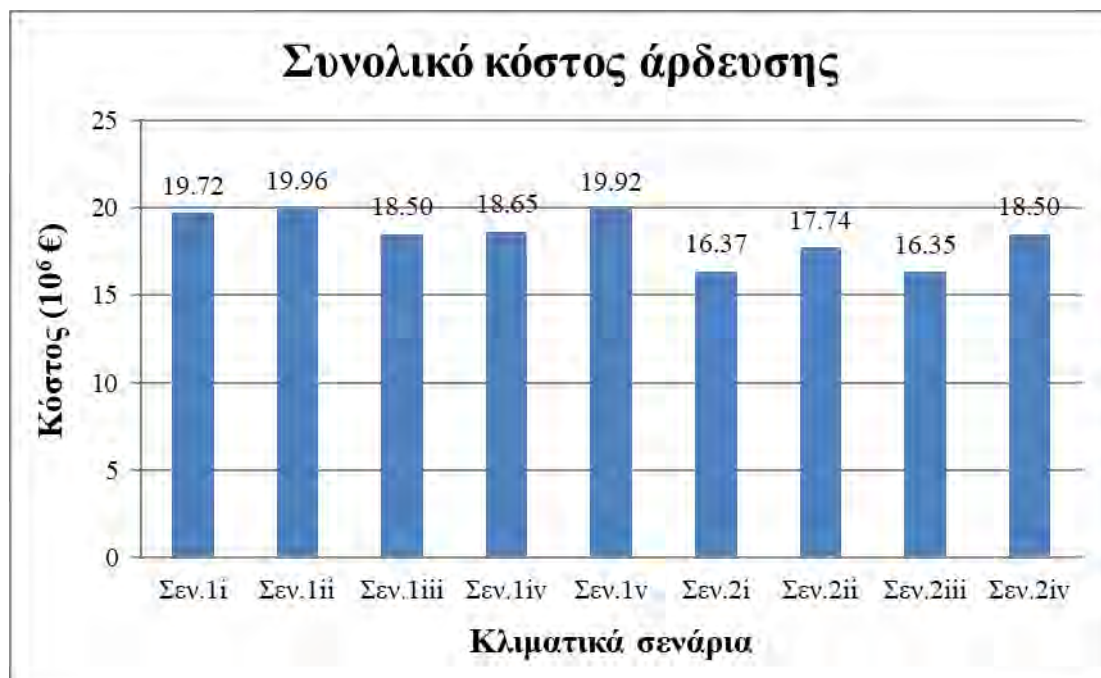
Πίνακας 3. 9. Αποτελέσματα διαδικασίας υπολογισμού κόστους χρήσης αρδευτικού νερού, για το Σενάριο 1.

Ζώνες	Καλλιεργήσιμη έκταση (km ²)	Ετήσια υδατική απαίτηση (hm ³)	Υδατική απαίτηση (hm ³ /km ²)	Πηγή προσφοράς	Χρεώσεις (€/km ²)	Κόστος άρδευσης (€)
Z1	17,38	11,38	3,37	Υπόγεια ύδατα (Κάρλας)	195.000	677.727
Z2	17,50	11,96	3,37	Υπόγεια ύδατα (Κάρλας)	228.750	800.753
Z3	6,69	4,53	3,37	Υπόγεια ύδατα (Κάρλας)	208.250	278.772
Z4	11,46	7,75	3,37	Υπόγεια ύδατα (Κάρλας)	210.750	483.141
Z5	91,04	62,34	3,37	Υπόγεια ύδατα (Κάρλας)	260.000	4.672.784
Z6	66,39	44,06	3,37	Υπόγεια ύδατα (Κάρλας)	260.000	3.450.801
Βόρεια	42,04	28,49	2,84	Υπόγεια ύδατα (Πηνειού)	210.000	2.209.849
Νότια	46,61	30,75	2,67	Δήμος Φερρών	329.882	3.805.987
Ορεινή	39,60	24,97	2,69	Υπόγεια ύδατα (Πηνειού)	210.000	2.096.588
Πηνειού	90,29	114,44	6,09	Επιφανειακά Πηνειού	62.500	1.128.641

Η υφιστάμενη πολιτική τιμολόγησης δεν παρέχει κίνητρα για εξοικονόμηση, σε αντίθεση με τα αποτελέσματα του θεωρητικού σεναρίου ογκομετρικής τιμολόγησης. Πράγματι, σε αυτό το σενάριο, το υδατικό έλλειμα μπορεί να ελαττωθεί, σχεδόν στο ίδιο επίπεδο με τα υπόλοιπα σενάρια, που στόχευαν ακριβώς σε αυτή τη μείωση. Οι αριθμοί επιβεβαιώνουν τη μεγάλη αποτελεσματικότητα της τιμολόγησης του νερού ως εργαλείο διαχείρισης. Ακόμη, σε αυτό το σενάριο, το κόστος άρδευσης αυξάνεται κατά 36.5%, συγκριτικά με το Σενάριο 1, εξαιτίας της αύξησης της αξίας νερού, όπου θεωρητικά θα χρεωθεί. Έτσι αυξάνεται και η ωφελιμότητα των αγροτών (farmer's utility) κατά 7.3%, δείχνοντας πώς η πολιτική τιμολόγησης μπορεί να επηρεάσει τις αποφάσεις των αγροτών (π.χ. νέα κατανομή καλλιεργειών που θα αποσκοπεί στην εξοικονόμηση του νερού, μεγιστοποιώντας τα κέρδη τους).

Αποτελεσματικότερη χρήση νερού σημαίνει και μεγαλύτερες καθαρές αποδόσεις (net returns) (Σενάρια 1a and 2c). Οι μέσες καθαρές αποδόσεις από το αρδευτικό νερό είναι υψηλότερα από τα συνήθη κόστη λειτουργίας και συντήρησης των έργων, σύμφωνα με του ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας, και είναι αρκετά υψηλότερα από τις υφιστάμενες χρεώσεις για το νερό (αν μετατραπούν σε ογκομετρικές). Ένα άλλο μέτρο προς το σύστημα τιμολόγησης είναι η «συνεισφορά» του αρδευτικού νερού στο συνολικό καθαρό κέρδος (Water Profits). Με το υφιστάμενο σύστημα, ένα σημαντικό μέρος της ‘ευημερίας’ των ΤΟΕΒ χάνεται, παρόλο που οι εισπράξεις τους θα αναμενόταν να ήταν υψηλότερες, λόγω της υποτιμολόγησης του νερού. Αυτή η διαφορά προκαλείται από την υποτίμηση της αξίας του πόρου, και συνεπώς τις απώλειες ευημερίας εξαιτίας της μη αποδοτικής χρήσης του.

Τα αποτελέσματα των κλιματικών σεναρίων δείχνουν γενικά ότι η ετήσια μέση θερμοκρασία επηρεάζει το κόστος άρδευσης περισσότερο από τη μέση ετήσια βροχόπτωση. Ο λόγος είναι ότι ένα έτος είναι συνήθως σε όλη του τη διάρκεια πιο θερμό ή πιο ψυχρό, ενώ η βροχόπτωση συνήθως αυξάνεται ή μειώνεται μόνο τους χειμερινούς μήνες, όπου και δεν εφαρμόζεται άρδευση ούτως ή άλλως. Ενδιαφέρον παρουσιάζει και το γεγονός ότι τα διαχειριστικά σενάρια συνεπάγονται μεγαλύτερο εύρος κόστους άρδευσης από ό,τι τα κλιματικά σενάρια (πάνω στις ίδιες καταστάσεις – 1 και 2). Τεκμηριώνει έτσι τη διαπίστωση προηγούμενων ευρημάτων της βιβλιογραφίας (Li et al., 2016) σχετικά με το μείζοντα ρόλο της διαχείρισης συγκριτικά με τις αλλαγές του κλίματος (Blanco-Gutiérrez et al., 2011). Η αβεβαιότητα λόγω κλίματος στο κόστος άρδευσης είναι σχετικά μικρή λοιπόν και ενισχύει την άποψη για την προτεραιότητα που πρέπει να λάβουν οι πολιτικές διαχείρισης της ζήτησης.



Σχήμα 3.14. Τα αποτελέσματα των κλιματικών σεναρίων πάνω στο κόστος άρδευσης.

Όσον αφορά τα αποτελέσματα των σεναρίων ΔΤΠ (Product Prices – market Scenarios), το Αισιόδοξο Σενάριο αυξάνει τη Farmer's utility κατά 38.05%, ενώ το Απαισιόδοξο τη μειώνει κατά 40.4%, σε σχέση με το σενάριο βάσης (Baseline Prices Scenario).

Πίνακας 3. 10. Αποτελέσματα σεναρίων ΔΤΠ πάνω στην ωφελιμότητα των αγροτών, για κάθε μία από τις κύριες καλλιέργειες που μελετήθηκαν.

Καλλιέργεια:	Μηδική	Καλαμπόκι	Σιτάρι	Βαμβάκι	Σύνολο	Αύξηση ωφελιμότητας (%) σε σχέση με το Σεν.2 (BAU)
Συνολική ωφελιμότητα αγροτών (10 ⁶ €)						
Σεν.2 (BAU)	2.70	1.10	2.10	1.77	7.67	
Αισιόδοξο Σενάριο	5.21	1.03	1.85	2.49	10.58	38.05%
Απαισιόδοξο Σενάριο	1.62	0.66	1.26	1.062	4.60	-40.40%

Η αξία του νερού βρέθηκε ίση με 0.098 €/m³ στο Baseline Scenario, 0.319 €/m³ για το Αισιόδοξο Σενάριο και 0.012 €/m³ για το Απαισιόδοξο. Τα καθαρά κέρδη, όπως είναι αναμενόμενο εμφανίζουν μεγάλη ευαισθησία ως προς τις τιμές των προϊόντων, κάτι που επιβεβαιώνει αυτά τα ακραία σενάρια. Η μεγάλη επίδραση των ΔΤΠ στα κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα είναι και ο κύριος λόγος όπου παρατηρούνται σημαντικές αλλαγές και στην αξία του νερού (με την παραδοχή ότι οι υδατικές απαιτήσεις παραμένουν ίδιες) (Alamanos et al., 2017b).

Σε κάθε περίπτωση, τα σενάρια ΔΤΠ που διαμορφώθηκαν είναι ενδεικτικά και επίτηδες παραπέμπουν σε ακραίες ταυτόχρονες μεταβολές των τιμών (όλων των καλλιεργειών μαζί) καθώς στόχος τους είναι να δείξουν τη μεγάλη επίδρασή τους. Είναι πάντως δύσκολο να γίνουν ακριβείς και ρεαλιστικές προβλέψεις αφού οι τιμές των αγροτικών προϊόντων εμφανίζουν μεγάλη αστάθεια, με συνέπεια αυτό να “μεταφέρεται” και στο αγροτικό εισόδημα, κυρίως για τους εξής λόγους (Στραβοδήμος, 2013):

- Εξάρτησή τους από το περιβάλλον, ασθένειες κλπ, τα οποία επηρεάζουν την προσφορά και αυτή με τη σειρά της τις τιμές.
- Η διάρκεια παραγωγής των αγροτικών προϊόντων είναι μεγαλύτερη από ό,τι στα άλλα προϊόντα, με αποτέλεσμα οι παραγωγοί να στηρίζουν τις αποφάσεις τους για το ύψος της παραγωγής που σχεδιάζουν, στις τιμές της προηγούμενης ή των προηγούμενων παραγωγικών περιόδων.
- Η αργή προσαρμοστικότητα της παραγωγής στις τυχόν μεταβολές της ζήτησης. Αυτή η ανελαστική συμπεριφορά είναι το κυριότερο κριτήριο βάσης του οποίου διαμορφώνονται οι αγροτικές πολιτικές που στοχεύουν στη στήριξη του εισοδήματος μέσω της σταθεροποίησης των τιμών των αγροτικών προϊόντων.

Ένας ακόμη λόγος που οδήγησε στην επιλογή αυτών των ακραίων σεναρίων ΔΤΠ είναι η αδυναμία καθορισμού της χρονικής στιγμής που θα παρατηρηθεί οικονομική

ανάκαμψη, και των προϊόντων που θα επηρεαστούν πρώτα. Σε μία κατάσταση οικονομικής κρίσης, μόλις οι αξίες φτάσουν σε πολύ χαμηλά επίπεδα, αρχίζει η ανάκαμψη, ακόμα και αν δε ληφθεί κανένα κυβερνητικό μέτρο για να την προκαλέσει. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι πολλοί (πρόσωπα ή εταιρείες) προσπαθούν να ωφεληθούν από τις χαμηλές τιμές των αξιών που τους ενδιαφέρουν. Έτσι προκαλείται μια ζήτηση αυτών των αξιών και αρχίζει η σταδιακή αύξηση της τιμής τους. Όταν οι πωλήσεις φτάνουν στο επίπεδο των πωλήσεων πριν την κρίση, τότε οι οικονομίες των χωρών εισέρχονται στην ανάκαμψη. Η χρονική στιγμή που θα συμβεί κάτι τέτοιο την περίοδο που διαμορφώθηκαν αυτά τα σενάρια (2015), καθώς και το πότε θα γίνουν αισθητές οι συνέπειες στην αγροτική οικονομία, είναι εξαιρετικά δύσκολο να προβλεφθούν με ακρίβεια. Έτσι κρίθηκε πιο ενδιαφέρον να χρησιμοποιηθούν οι συνδυασμοί των πιο ακραίων καταστάσεων.

3.11. Προτεινόμενα μέτρα – Συμπεράσματα

Η υδρο-οικονομική μοντελοποίηση μπορεί να συνδυάσει υδρολογία, οικονομία και πολιτική, με την έννοια της καθοδήγησης για έναν αποτελεσματικό, βιώσιμο και ολοκληρωμένο σχεδιασμό (Fisher et al., 2002; Harou et al., 2009). Σε αυτό το πλαίσιο, αναπτύχθηκε ένα ολοκληρωμένο υδρο-οικονομικό μοντέλο για εφαρμογή σε μία αγροτική περιοχή με υποβαθμισμένους πόρους και υπό συνθήκες έλλειψης δεδομένων. Οι πληροφορίες που παρέχει είναι χρήσιμες για τη χάραξη πολιτικής και βελτίωση της διαχείρισης.

Οι κυριότεροι παράγοντες είναι το υδατικό ισοζύγιο και τα καθαρά κέρδη, ενώ οι υπόλοιποι παράμετροι της ανάλυσης ουσιαστικά είναι παράγωγά τους. Ένα σημαντικό μέρος της οικονομικής ανάλυσης είναι η αποτίμηση της αξίας του νερού, μιας πολύτιμης πληροφορίας για την ορθότερη διαδικασία λήψης αποφάσεων. Οι πολιτικές που αφορούν τις αρδεύσεις έχουν συχνά μεγαλύτερο κοινωνικό αντίκτυπο καθώς η φύση της γεωργίας είναι τέτοια που συνδέεται άμεσα με την οικονομία και την κοινωνική συνοχή των ευρύτερων περιοχών (Rogers et al., 2002). Έτσι η εκτίμηση της αξίας του νερού είναι κρίσιμη παράμετρος για τη βελτίωση της πολιτικής τιμολόγησης προς τη βέλτιστη κατανομή του πόρου στις διαφορετικές χρήσεις/χρήστες του. Με την έγκαιρη γνώση της, οι αρχές μπορούν να διαμορφώσουν πιο ορθολογικές, κοινωνικά δικαιότερες και βιώσιμες πολιτικές διαχείρισης. Για την επίτευξη τέτοιων στόχων στη λεκάνη της Κάρλας, τα πρώτα βήματα που απαιτούνται είναι προγράμματα εκπαίδευσης και ενημέρωσης των χρηστών και των ΤΟΕΒ, η άμεση λειτουργία του νέου ταμιευτήρα, και η αποδοτικότερη χρήση αρδευτικού νερού.

Τα διαχειριστικά σενάρια που αναλύθηκαν στοχεύουν σε αυτή την αποδοτικότερη χρήση νερού, τη μείωση της αλόγιστης και άσκοπης χρήσης του, καθώς και τη βελτίωση της οικονομίας. Η προτεινόμενη μεθοδολογία στηρίζεται στις αρχές της βιώσιμης διαχείρισης της ζήτησης, ενισχύοντας την αντίληψη ότι οι υδατικοί πόροι δεν μπορούν να χρησιμοποιούνται πλέον απεριόριστα. Αυτό ακριβώς επιχειρούν να τονίσουν και οι υδρο-οικονομικοί δείκτες που εξάγονται, ως δευτερεύοντα αποτελέσματα, «μεταφράζοντας» την υπόλοιπη ανάλυση του μοντέλου (αλλά και τις

επιδράσεις των διαχειριστικών σεναρίων) σε ενδεχομένως πιο κατανοητούς όρους για τους ιθύνοντες. Γενικότερα, όλο το μοντέλο που παρουσιάζεται σε αυτό το κεφάλαιο έχει σχεδιαστεί με στόχο να είναι απλό και κατανοητό, ώστε να μπορεί να συνεισφέρει έμπρακτα και να θέσει τις βάσεις για τη συνεργασία αρχών και ενδιαφερομένων (συμμετοχικό σχεδιασμό). Αναπόφευκτα, αυτή η προσέγγιση (και λόγω των περιορισμένων δεδομένων) εμπεριέχει παραδοχές, όπως αναφέρθηκαν και παραπάνω, και επομένως αβεβαιότητες. Πάντως, ο στόχος αυτής της «προμελέτης» ήταν να δώσει μια πρώτη γενική εικόνα της κατάστασης στην περιοχή και να τονίσει το ρόλο της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης στη διαδικασία διαχείρισης υποβαθμισμένων περιοχών.

Από τα αποτελέσματα της προσομοίωσης που προηγήθηκε, γίνεται αντιληπτό ότι η καλύτερη εκμετάλλευση του υδατικού δυναμικού αποτελεί προτεραιότητα. Στη συνέχεια προτείνονται μέτρα που απορρέουν από συγκεκριμένες παραμέτρους που μελετήθηκαν, και ακολούθως προτείνονται κάποια γενικότερα τεχνικά μέτρα.

Το πιο εφικτό μέτρο και άμεσα εφαρμόσιμο σχετικά με τη διαχείριση της ζήτησης στη λεκάνη είναι ο περιορισμός των απωλειών, ενώ το πιο σημαντικό μέτρο μακροπρόθεσμα είναι η λειτουργία του νέου ταμιευτήρα (Σενάρια 1a, 2 και 2c). Στην κατεύθυνση της μείωσης απωλειών, πέρα από την επισκευή και τη συντήρηση των υφισταμένων δικτύων, είναι και η κατασκευή κλειστών δικτύων, η οποία είναι ακόμα αποτελεσματικότερη. Ο ταμιευτήρας της Κάρλας θα έπρεπε ήδη να βρίσκεται σε λειτουργία, κυρίως λόγω της προστασίας που θα παρέχει στον υπόγειο υδροφόρο. Τα αποτελέσματα δείχνουν ότι οι σημαντικότερες ωφέλειες από τη λειτουργία του είναι η μείωση της ζήτησης (κατά 6.37%) και η μείωση του κόστους άρδευσης (κατά 10.6%). Πέραν των γενικότερων περιβαλλοντικών ωφελειών, το κόστος αποθήκευσης του νερού μέσα στον ταμιευτήρα θα μειωθεί κατά πολύ (τώρα το νερό μέσα του είναι στάσιμο και ρυπαίνεται).

Η τιμολόγηση του αρδευτικού νερού είναι συνήθως ένα πολύ ισχυρό μέτρο διαχείρισης της ζήτησης, όπως διαπιστώθηκε και από τα αποτελέσματα. Δυστυχώς, στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας οι ενδιαφερόμενοι και οι αρχές δεν είναι προετοιμασμένοι για την εφαρμογή ενός ογκομετρικού συστήματος τιμολόγησης στην άρδευση. Για την ώρα, η διατήρηση στοιχειωδών καταγραφών της χρησιμοποιούμενης ποσότητας νερού σε επίπεδο χωραφίου, είναι σχεδόν αδύνατη, καθώς δεν υπάρχουν οι κατάλληλες υποδομές, ούτε η δυνατότητα διαχείρισής τους από το υφιστάμενο προσωπικό. Συνεπώς η εφαρμογή ενός ογκομετρικού συστήματος τιμολόγησης θα πρέπει να ληφθεί υπόψιν ως μέτρο για μελλοντική εφαρμογή. Προς το παρόν οι χρεώσεις με βάση το είδος της καλλιέργειας μπορούν να αποτελέσουν λύση που ενσωματώνει έμμεσα τις υδατικές απαιτήσεις τους.

Από τα αποτελέσματα των Σεναρίων 2a και 2b αντικατάστασης καλλιεργειών, αποδείχτηκε η σημαντική επίδραση που έχει η κατανομή καλλιεργειών σε όλες τις παραμέτρους που αναλύθηκαν. Συνεπώς, η επιλογή της πρέπει να είναι προσεκτική διαδικασία που θα γίνεται συνυπολογίζοντας όλους αυτούς τους παράγοντες. Σε περίπτωση που οι Αρχές δε διατίθενται να εφαρμόσουν μέτρα περιβαλλοντικού

χαρακτήρα, προτείνεται είτε να μειωθεί το κόστος παραγωγής, είτε να αυξηθεί η παραγωγικότητα (land productivity). Αυτά μπορούν να επιτευχθούν αλλάζοντας την κατανομή των καλλιεργειών (Σενάρια 2a και 2b).

Από συνεντεύξεις και έρευνες ερωτηματολογίων στους αγρότες της λεκάνης (Μπουζούκης, 2016), επιβεβαιώνεται η διαπίστωση ότι οι γεωργοί δε γνωρίζουν πόσο νερό καταναλώνουν. Επίσης, μόλις οι επιφανειακοί υδατικοί πόροι μειωθούν (για όσους έχουν πρόσβαση σε αυτούς), τότε η χρήση υπόγειων υδάτων αυξάνεται, άσχετα με το μέγεθος των αρνητικών συνεπειών που προκαλεί (περιβαλλοντική υποβάθμιση, αύξηση κόστους παραγωγής και μείωση απόδοσης καλλιεργειών). Κατά γενική ομολογία, οι υπόγειοι υδατικοί πόροι θεωρούνται αγαθό ελεύθερης πρόσβασης χωρίς περιορισμό εκμετάλλευσης. Εξού και οι όποιες παραπάνω απαιτήσεις σε νερό καλύπτονται αντλώντας από τις γεωτρήσεις. Η πλειοψηφία των ερωτώμενων αγροτών (71.34%) δηλώνει ότι έχει στην κατοχή της μη καταγεγραμμένη γεώτρηση, και ότι αν το νερό δεν επαρκεί, τότε προτίθενται να αυξήσουν το βάθος της (το μέσο βάθος γεωτρήσεων είναι ήδη στα 350 m). Επιπλέον, περίπου το μισό δείγμα πιστεύει ότι δεν υπάρχει λύση σε προβλήματα λειψυδρίας. Ένας στους τρεις αγρότες έχει ήδη αντιμετωπίσει (ή αντιμετωπίζει) προβλήματα έλλειψης νερού. Όσοι έχουν βρεθεί σε τέτοια κατάσταση κατηγορούν τους γειτονικούς αγρότες για υπεράντληση. Περισσότεροι από τους μισούς αγρότες χρησιμοποιούν καταιονισμό, παρόλο που είχαν λάβει επιδότηση για την εγκατάσταση στάγδην άρδευσης (ενδεικτικά τα οφέλη της φαίνονται στα Σενάρια 1b και 2d). Τα παραπάνω υποδεικνύουν την ανάγκη για εφαρμογή εκπαιδευτικών προγραμμάτων στους αγρότες, τα οποία δε θα δίνουν έμφαση μόνο στις σύγχρονες καλλιεργητικές τεχνικές και τεχνολογίες, αλλά και θα τους πληροφορούν για θέματα λειψυδρίας, μείωσης της ζήτησης, και βιώσιμης διαχείρισης υδατικών πόρων. Τέτοιου είδους προγράμματα είναι απαραίτητο να εφαρμοστούν και στις αρμόδιες αρχές και υπηρεσίες.

Στα γενικότερα μέτρα, και προς την κατεύθυνση της λειτουργίας του ταμιευτήρα της Κάρλας, θα μπορούσε να εξεταστεί η περίπτωση κατασκευής μικρών φραγμάτων ή λιμνοδεξαμενών σε σειρά, ώστε μέρος του νερού των παραπόταμων του Πηνειού να διανέμεται ομοιόμορφα στην έκταση της λεκάνης, όποτε αυτό είναι απαραίτητο. Πρόκειται για μέτρο διαχείρισης της υφιστάμενης προσφοράς των επιφανειακών (ανανεώσιμων) υδάτων, μικρής περιβαλλοντικής παρέμβασης, με σχετικά μικρό κόστος κατασκευής και λειτουργίας. Σε επόμενο στάδιο, θα μπορούσε επίσης να εξεταστεί και η χρήση Ανανεώσιμων Πηγών Ενέργειας (ηλιακής, αιολικής) για τη λειτουργία των γεωτρήσεων και των αντλιοστασίων. Έτσι θα μπορούσε να μειωθεί το λειτουργικό και το περιβαλλοντικό κόστος από την παραγωγή ενέργειας.

Οι κυριότερες δυσκολίες της έρευνας ήταν τα περιορισμένα δεδομένα και τα προβλήματα συνεργασίας με τις εμπλεκόμενες υπηρεσίες. Τελικά συλλέχθηκαν τα ελάχιστα απαραίτητα στοιχεία, συμπεριλαμβάνοντας στατιστικά από διαφορετικές βάσεις δεδομένων, με άλλες κατηγοριοποιήσεις, διαφορετικές κλίμακες παρακολούθησης και διαχείρισης (π.χ. διαφορετική κλίμακα υδρολογικών και οικονομικών δεδομένων, μονάδες, όρια, κλπ.), καθώς και δεδομένα παρατηρήσεων,

όπου πάντα τίθενται θέματα εμπιστοσύνης. Ένας άλλος περιορισμός ενός απλού μοντέλου που επιχειρεί όμως να είναι ολοκληρωμένο, είναι ότι εξετάζει μόνο τα προσομοιωμένα σενάρια ως εναλλακτικές λύσεις. Η οποιαδήποτε διαχείριση των υδατικών πόρων σε επίπεδο λεκάνης απορροής απαιτεί τον συνυπολογισμό πολλών παραμέτρων και συνιστωσών. Οι υδατικές γεωργικές απαιτήσεις είναι τεράστιες και οι παραγωγικές απαιτήσεις είναι υψηλές, μιας και η οικονομία της περιοχής στηρίζεται ως επί το πλείστον στη γεωργία. Η επιτυχής εφαρμογή των προτεινόμενων πολιτικών και μέτρων έγκειται στις αρμόδιες αρχές αλλά και σε επιστήμονες και ειδικούς (π.χ. μηχανικούς, οικονομολόγους, αγρονόμους, κλπ.), οι οποίοι θα είναι σε θέση να παρέχουν συνεχή υποστήριξη και καθοδήγηση, καθώς και την απαραίτητη γνώση. Παρόλα αυτά, η παρούσα ανάλυση δείχνει ότι είναι δυνατό να απλοποιηθούν οι έννοιες της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης, και να χρησιμοποιηθούν ως εφαλτήριο ευαισθητοποίησης και κινητοποίησης των χρηστών. Τέλος, το προτεινόμενο μεθοδολογικό πλαίσιο μπορεί να αποτελέσει χρήσιμο εργαλείο για τους ιθύνοντες και τους λήπτες αποφάσεων, βελτιώνοντας τη διαχείριση υδατικών πόρων σε περιοχές με ελλείψεις δεδομένων.

4. ΠΡΟΣΕΓΓΙΣΕΙΣ ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗΣ ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗΣ ΜΕ ΒΑΣΗ ΤΟ ΠΛΗΡΕΣ ΚΟΣΤΟΣ ΝΕΡΟΥ

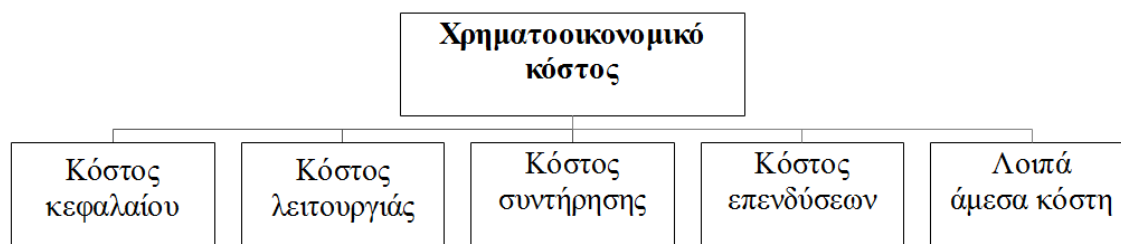
Η υδρο-οικονομική μοντελοποίηση με βάση το πλήρες κόστος νερού είναι ουσιαστικά η οικονομική αποτίμηση των υδατικών πόρων, δηλαδή η ποσοτικοποίηση των αξιών τους σε χρηματικές μονάδες. Η Οδηγία Πλαίσιο περί Υδάτων (ΟΠΥ) 2000/60 έθεσε τις βάσεις για αυτό το εγχείρημα, μέσω της ανάγκης ανάκτησης του πλήρους κόστους ύδατος, ώστε να αναγνωριστεί η ζημία από την υποβάθμιση που αυτό υφίσταται από τις διάφορες χρήσεις. Στο εισαγωγικό κεφάλαιο αναφέρθηκαν οι δυσκολίες που συναντά η αποτίμηση αυτή, ειδικά στο αρδευτικό νερό, και η αμφισβήτηση που δέχεται η ΟΠΥ. Στην παρούσα διατριβή θεωρείται ότι στόχος της Οδηγίας είναι κυρίως να αναγνωριστεί η αξία του νερού ώστε να περιοριστεί η σπατάλη, και όχι να παρέχει στα Κράτη-μέλη τον τρόπο υπολογισμού της. Η μεθοδολογία, αναπόφευκτα, θα είναι συνδεδεμένη με τις ιδιαιτερότητες της εκάστοτε περιοχής. Η εύρεση κοινώς αποδεκτής μεθοδολογίας κοστολόγησης επιστημονικά αποτελεί πρόκληση, καθώς απαιτείται συνδυασμός υδρολογίας, οικονομικών, περιβαλλοντικής οικονομίας και ανάλυσης συστημάτων.

Οι δυσκολίες αυτού του εγχειρήματος, σε συνδυασμό με το ότι δεν είναι πάντα δυνατό το νερό να προσφέρεται μέσω μηχανισμών αγοράς (Tietenberg and Lewis, 2010), έχουν συμβάλει στην υποτίμηση, την υπερβολική χρήση ή/και τη ρύπανσή του. Όπως είναι φυσικό, τέτοια φαινόμενα οξύνονται στις περιοχές της Νότιας Ευρώπης και των Μεσογειακών χωρών που παρουσιάζουν αυξημένη ζήτηση σε σχέση με την προσφερόμενη ποσότητα νερού. Αναφορικά με το αγροτικό νερό, στις περιπτώσεις που δε μετράται η ποσότητα κατανάλωσης, δεν υπάρχει σαφής βάση για τον καθορισμό μιας τιμής αγοράς. Οι χρήστες τελικά πληρώνουν μόνο τα ιδιωτικά κόστη πρόσβασης στις υπηρεσίες παροχής ύδατος, χωρίς να χρεώνεται αυτή καθαυτή η χρήση του (εξαντλήσιμου) πόρου.

4.1. Προσεγγίσεις για την εκτίμηση του πλήρους κόστους νερού

4.1.1. Χρηματοοικονομικό (άμεσο) κόστος

Η ΟΠΥ διαχωρίζει το πλήρες κόστος νερού σε χρηματοοικονομικό κόστος, κόστος πόρου και περιβαλλοντικό κόστος. Το χρηματοοικονομικό (ή άμεσο) κόστος που αφορά την επιχείρηση, είναι πιο εύκολο να εκτιμηθεί, καθώς περιορίζεται στη «χρηματοοικονομική» του διάσταση. Οι δαπάνες που περικλείονται στο άμεσο κόστος παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.1.



Σχήμα 4. 1. Οι συνιστώσες του χρηματοοικονομικού κόστους.

Η εκτίμηση των παραπάνω συνιστωσών πραγματοποιείται ανάλογα την υπηρεσία. Συνήθως τα έξοδα αυτά υπολογίζονται με τιμές μονάδας, με βάση προμέτρηση ποσοτήτων ή με τελικούς πίνακες δαπανών, βάση των απαιτούμενων πληρωμών. Βασίζονται δηλαδή στην εφαρμογή λογιστικών χρεώσεων, χωρίς να επεκτείνονται σε έννοιες περιβαλλοντικής οικονομίας, όπως το κόστος πόρου και το περιβαλλοντικό κόστος. Όλα τα Κράτη-μέλη εφαρμόζουν τις χρεώσεις του άμεσου κόστους, και μάλιστα τα περισσότερα επιτυγχάνουν ικανοποιητική ανάκτησή του.

Σε κάθε περίπτωση, εφόσον υπάρχουν και τηρούνται τα απαραίτητα στοιχεία, η εκτίμηση του άμεσου κόστους, βασισμένη στις αρχές της λογιστικής και των χρηματοοικονομικών είναι εφικτή. Αυτός είναι και ο λόγος όπου δεν έχει αποτελέσει αντικείμενο σχετικών ερευνών. Δε συμβαίνει όμως το ίδιο με τις άλλες δύο συνιστώσες του πλήρους κόστους.

4.1.2. Κόστος φυσικού πόρου και περιβαλλοντικό κόστος

Όπως έχει γίνει αντιληπτό από το πρώτο εισαγωγικό κεφάλαιο, το κόστος του πόρου και το περιβαλλοντικό κόστος είναι ακόμα έννοιες υπό αμφισβήτηση. Κάποια Κράτη-μέλη τις προσεγγίζουν συνολικά, χωρίς να τις διακρίνουν σε συνιστώσες, ενώ κάποια έχουν εφαρμόσει ξεχωριστά μέτρα για την κάθε συνιστώσα. Ακόμα και σε ερευνητικό επίπεδο, συνήθως χρησιμοποιούνται διαφορετικές και κατά περίπτωση μέθοδοι εκτίμησης της αξίας του αρδευτικού νερού, ώστε αυτή να χρεωθεί, σύμφωνα με τις επιταγές της Οδηγίας. Για αυτό και οι προσεγγίσεις που έχουν κατά καιρούς προταθεί παρουσιάζονται στο ίδιο υποκεφάλαιο.

Η συνηθέστερη και η πιο ευρεία προσέγγιση είναι αυτή της εκτίμησης του «κόστους των σχετικών μέτρων» που απαιτούνται ώστε να φτάσουν τα Υδάτινα Σώματα (ΥΣ) στην «καλή κατάσταση», όπως ακριβώς ορίζεται από την ΟΠΥ 2000/60. Με αυτή τη λογική προτάθηκε να αντιμετωπίζεται το κόστος φυσικού πόρου και το περιβαλλοντικό κόστος από τις αρμόδιες υπηρεσίες και στην Ελλάδα, όπως ορίστηκε από το ΥΠΕΚΑ, μέσω των Σχεδίων Διαχείρισης Λεκανών Απορροής. Η πλειοψηφία των Κρατών-μελών ακολουθεί αυτή την προσέγγιση, με μικρές διαφοροποιήσεις. Ως σχετικά μέτρα προτείνεται να θεωρηθούν όσα αφορούν στην εξοικονόμηση υδατικών πόρων και στην ορθολογική διαχείρισή τους μέσω της αναίρεσης πρακτικών υπεράντλησης υπόγειων ΥΣ, καθώς και αυτά που αφορούν στην επαρκή κάλυψη της ζήτησης πόσιμου νερού. Η

γενική κατηγοριοποίηση των μέτρων αυτών όπως αναφέρονται και στα Σχέδια Διαχείρισης μπορεί να συνοψισθεί στις εξής κατηγορίες:

- Μέτρα αποκατάστασης,
- μέτρα υποκατάστασης – επαναχρησιμοποίησης,
- μέτρα προστασίας – αποφυγής υποβάθμισης, και
- διοικητικά μέτρα.

Πιο συγκεκριμένα, τα μέτρα των Σχεδίων Διαχείρισης, των οποίων το κόστος χρησιμοποιείται για την κοστολόγηση του νερού, εμπίπτουν σε μία (ή περισσότερες) από τις παραπάνω κατηγορίες (ανάλογα τις ιδιαιτερότητες κάθε περιοχής εφαρμογής), και αφορούν:

- Περιβαλλοντικές συμφωνίες μετά από διαπραγμάτευση
- Αναδιοργάνωση /Εξορθολογισμό του θεσμικού πλαισίου λειτουργίας φορέων διαχείρισης συλλογικών δικτύων άρδευσης
- Ανάπτυξη εξειδικευμένων εργαλείων για την Ορθολογική Χρήση Λιπασμάτων, για τις διάχυτες πηγές ρύπανσης
- Έργα Δομικών Κατασκευών
- Εκπαιδευτικά μέτρα
- Διοικητικά /Νομοθετικά μέτρα
- Μέτρα αποτελεσματικότητας και επαναχρησιμοποίησης
- Μέτρα διαχείρισης της ζήτησης (π.χ. έλεγχοι διαρροών δικτύων)
- Εμπλουτισμός υδροφορέων

Εύλογα λοιπόν, προκύπτει το συμπέρασμα ότι οι μέθοδοι για την κοστολόγηση των μέτρων αυτών, στηρίζονται σε κόστη αποκατάστασης, υποκατάστασης, προστασίας ή μεταφοράς οφέλους – και άρα κόστους εφαρμογής. Η αιτία για αυτή την κατηγοριοποίηση είναι ότι αυτές οι μέθοδοι επιλέγονται συνήθως λόγω της καταλληλότητας των χαρακτηριστικών τους και του χαμηλότερου κόστους εφαρμογής, σε σχέση με άλλες μεθόδους, όπως π.χ. Κόστους Ταξιδιού (Travel Cost) Έμμεσης Τιμολόγησης (Hedonic Pricing), κλπ. (Ξενάριος, 2009). Αυτές οι μέθοδοι συνήθως δεν επιλέγονται λόγω έλλειψης των απαιτούμενων δεδομένων, χρονοβόρας διαδικασίας εφαρμογής τους, και αδυναμία προσομοίωσης του πλήρους κόστους νερού (Ξενάριος, 2009).

Η μέθοδος Κόστους Αποφυγής, (Damage Cost avoided) Κόστους Αποκατάστασης (Replacement Cost) και Κόστους Υποκατάστασης (Substitute Cost) βασίζονται στην ίδια μεθοδολογική προσέγγιση: Με το κόστος αποφυγής εκτιμώνται οι δαπάνες για την αποφυγή υποβάθμισης μιας οικολογικής υπηρεσίας, ενώ με το κόστος αποκατάστασης ή υποκατάστασης υπολογίζονται αυτά τα κόστη για την αποκατάσταση έπειτα από την οποιαδήποτε περιβαλλοντική υποβάθμιση, ή την υποκατάσταση των απολεσθέντων υπηρεσιών, αντίστοιχα (Ξενάριος, 2009).

Στην περίπτωση της Ελλάδας, πρακτικά αυτά τα κόστη εκτιμήθηκαν από την εμπειρία των μελετητών και κατανεμήθηκαν ποσοστιαία στις εξεταζόμενες λεκάνες απορροής, ανάλογα με τις υφιστάμενες χρήσεις ύδατος, χωρίς όμως μέχρι σήμερα να έχουν εφαρμοστεί στο σύστημα κοστολόγησης. Κυριότερες αιτίες αποτελούν η έλλειψη δεδομένων σε αρκετές περιπτώσεις, και οι δυσκολίες στην πρακτική εφαρμογή κάποιων μέτρων.

Για παράδειγμα, το κόστος πόρου, θεωρείται ως το κόστος ευκαιρίας για άλλες εναλλακτικές χρήσεις του νερού εξαιτίας της εξάντλησης του πόρου πέρα από το φυσικό του ρυθμό ανανέωσής του. Όταν η ζήτηση του νερού για όλες τις χρήσεις καλύπτεται πλήρως, τότε το κόστος φυσικού πόρου είναι μηδενικό ενώ το κόστος αυτό μπορεί να είναι σημαντικό όταν υπάρχει έλλειψη νερού – αντανακλά επομένως την ποσοτική του διαθεσιμότητα. Με βάση τον παραπάνω ορισμό, αρχικά θα πρέπει να εξεταστεί το υδατικό ισοζύγιο για κάθε πηγή προσφοράς. Αν είναι πλεονασματικό το κόστος πόρου είναι μηδενικό. Αν είναι ελλειμματικό το κόστος πόρου υπολογίζεται γενικά, ως το κόστος της πιθανότερης εναλλακτικής λύσης για την κάλυψη της υπερβάλλουσας ζήτησης. Για κατανάλωση νερού πέραν του ορίου των ανανεώσιμων αποθεμάτων, το κόστος πόρου μπορεί να υπολογιστεί ως το κόστος αναπλήρωσης - αντικατάστασης με το φθηνότερο δυνατό τρόπο (π.χ. με μεταφορά νερού, εμπλουτισμό του υδροφορέα ή αφαλάτωση), στο πλαίσιο της προσέγγισης ελάχιστου κόστους (least-cost approach). Παρόλα αυτά, και ιδιαίτερα στην αγροτική χρήση, δεν είναι ρεαλιστικό πρακτικά και οικονομικά η λειτουργία μονάδων αφαλάτωσης, ή η μεταφορά νερού – η οποία θα πρέπει να προβλέπει και ανταποδοτικά μέτρα, ως μέτρο βάση του οποίου θα γίνει κοστολόγηση του νερού. Επιπλέον, δε δίνει λύση σε περιπτώσεις επιφανειακών υδάτων, αλλά και υδροφορέων που δεν έχει αποδειχθεί να είναι υφάλμυροι.

Ένα μέτρο που προτείνεται επίσης είναι η τεχνητή αναπλήρωση υπόγειων υδροφορέων. Οι πιο συνηθισμένες τεχνικές είναι: Αναπλήρωση με πηγάδια, με γεωτρήσεις, με κατάκλιση, με φρεάτια, με λίμνες ή λεκάνες διήθησης, με Soil Aquifer Treatment (SAT), με ελεγχόμενες πλημμύρες, με επαναφόρτιση από την άρδευση, με τροποποιήσεις μέσα από κανάλια, με διηθητικές λίμνες σε φράγματα ελέγχου, χωμάτινα ή φράγματα από κορμούς, κ.λπ., με φράγματα υπεδάφους (subsurface dams), με διαπερατά φράγματα για επαναφόρτιση, με υδροφορείς αποθήκευσης και ανάκτησης (ASR), με διήθηση μεταξύ αμμόλοφων ή αναχωμάτων ή με περισυλλογή βρόχινου νερού (Δεληγιάννη και Μπελεσιώτης, 1995; Berger, 2001; Berger, 2007; SUDS, 2004; Τουμάζης και Καραβοκύρης, 2009; Mougin and Dejardin, 1972; Dejardin and Jouhet, 1971; Dahlke, 2015; Reese, 2002; Khan et al., 2008; Arshad et al., 2013; Agyei et al., 2005; Martin and Dillion, 2002; Dillion et al., 2009; Maliva, 2014; IHP, 2005). Απαιτείται γεωλογική ανάλυση για τον καθορισμό των χαρακτηριστικών του υπόγειου υδροφορέα που θα κρίνει τις θέσεις στις οποίες θα πραγματοποιηθούν αυτές οι τεχνικές, αλλά και να μελετηθεί το ποια θα είναι η προέλευση του νερού αναπλήρωσης ώστε να υπάρξουν ανταποδοτικά μέτρα, κάτι που συνήθως ξεφεύγει από τα όρια της εκάστοτε μελέτης. Σε συνδυασμό με την οικονομική τους ανάλυση η εφαρμογή των μεθόδων αυτών καθίσταται ακόμα πιο περίπλοκη και επίσης, σε περίπτωση που εφαρμοστούν τέτοιες τεχνικές, θα πρέπει να υπάρξει μια ρεαλιστική λύση για την πηγή προελεύσεως

του νερού πλήρωσης, καθώς και την αντίστοιχη κοστολόγησή του, κάτι που επίσης δεν οδηγεί σε πρακτικά και οικονομικά εφαρμόσιμες λύσεις. Επιπλέον, αυτή η προσέγγιση αγνοεί τις εξυπηρετούμενες περιοχές από επιφανειακά ύδατα.

Σε κάθε περίπτωση, η υποβάθμιση ενός υδροφορέα σε όρους κόστους νερού μεταφράζεται σε τεράστιο κόστος φυσικού πόρου. Το κόστος αναπλήρωσης ή το κόστος μη χρήσης μιας ποσότητας νερού για την κάλυψη των αναγκών από τον υπόγειο υδροφορέα μπορεί να θεωρηθεί ίσο με το κόστος πόρου. Έτσι, στην περίπτωση της φυσικής αναπλήρωσης θα πρέπει να γίνει θεωρητικά παύση των αντλήσεων ώστε να υπολογιστεί το διαφυγόν κέρδος. Η παύση των αντλήσεων δε θα ήταν ρεαλιστικό, ούτε αποδεκτό να γίνει ολοκληρωτικά, για ένα (μεγάλο) χρονικό διάστημα, γεγονός που οδηγεί στην τμηματική και εναλλασσόμενη παύση των αντλήσεων (Kristófersson and Navrud, 2001). Αυτό προκύπτει από τη βέλτιστη διαχείριση της περιοχής του υπόγειου νερού (Black et al., 2006). Αυτή η διαδικασία περιλαμβάνει την εφαρμογή ενός σύνθετου μαθηματικού μοντέλου προσομοίωσης – διαχείρισης – βελτιστοποίησης (Σιδηρόπουλος, 2014). Πιο αναλυτικά, η προσομοίωση γίνεται για να γίνουν γνωστά τα υδρογεωλογικά του χαρακτηριστικά (υδραυλική αγωγιμότητα, γεωλογικοί σχηματισμοί, πορώδες, πιεζομετρικά φορτία και ύψη), οι εισροές και οι εκροές του συστήματος. Στις περισσότερες περιπτώσεις οι τιμές αυτές είναι σημειακές και πρέπει πρώτα να αναχθούν στην έκταση του υπό μελέτη υδροφορέα, με μεθόδους γεωστατιστικής (π.χ. Kriging). Έπειτα τα δεδομένα εισάγονται στο εκάστοτε λογισμικό (συνήθως βασισμένα σε χωρική πληροφορία με χρήση κανάβου). Τέτοια μοντέλα προσομοίωσης εφαρμόζουν κυρίως τη μέθοδο των πεπερασμένων στοιχείων, των πολλαπλών κελιών και των πεπερασμένων διαφορών, με το πιο ευρέως χρησιμοποιούμενο να είναι το MODFLOW (Merritt and Konikow, 2000). Με την έννοια της διαχείρισης εννοείται η διαδικασία λήψης αποφάσεων και πραγματοποίησης των κατάλληλων χειρισμών, με σκοπό ο ρυθμός απόληψης του νερού να μην υπερβαίνει τον αντίστοιχο ρυθμό αναπλήρωσής του, και ταυτόχρονα να ικανοποιούνται οι σημερινές αλλά και οι μελλοντικές υδατικές ανάγκες (δυναμική διαχείριση) (Μυλόπουλος, 2006). Υπάρχουν θεωρητικά άπειρες διαχειριστικές λύσεις – επιλογές, και εδώ υπεισέρχεται η διαδικασία της βελτιστοποίησης, η οποία θα δώσει τη λύση που θα πετυχαίνει το στόχο υπό τους εκάστοτε περιορισμούς. Το πρόβλημα είναι συνήθως η μεγιστοποίηση της άντλησης από τον υπόγειο υδροφορέα ώστε να ικανοποιούνται οι περιορισμοί που τίθενται ως προς το μέγιστο δυνατό απολήψιμο όγκο νερού και τα επίπεδα της πιεζομετρίας, με το χαμηλότερο δυνατό κόστος, για κάθε χρονική περίοδο. Πέρα από τις παροχές, ζητούνται και οι θέσεις των γεωτρήσεων από τις οποίες θα γίνεται η άντληση σε κάθε περίπτωση (Μυλόπουλος, 1994). Τα πιο ευρέως χρησιμοποιούμενα λογισμικά για τη διαχείριση και τη βελτιστοποίηση είναι το MODMAN, το GWM, το LINDO ή άλλα λογισμικά πακέτα και γλώσσες προγραμματισμού που βασίζονται συνήθως στο γραμμικό, στον ακέραιο και στον τετραγωνικό προγραμματισμό (Σιδηρόπουλος, 2014).

Η προσέγγιση αυτή στηρίζεται επιπλέον στο ότι η άντληση υπογείων υδάτων συνεπάγεται κάποιο οριακό κόστος χρήστη, το οποίο αντανakλά το κόστος ευκαιρίας που συνδέεται με το γεγονός ότι κάθε μονάδα νερού που αντλείται σήμερα από το υπέδαφος δεν θα είναι διαθέσιμη για τις μελλοντικές γενιές (WATECO, 2002). Η λύση

αυτή ακολουθείται σε περιπτώσεις όπου ο ρυθμός με τον οποίο γίνεται η κατανάλωση νερού ξεπερνάει κατά πολύ το ρυθμό των ανανεώσιμων αποθεμάτων του, και επειδή είναι η πιο ρεαλιστική και εύκολα εφαρμόσιμη από τεχνικής, οικονομικής και πρακτικής άποψης (Barton, 2002). Αναγκαστική παραδοχή μιας τέτοιας προσέγγισης εξαγωγής του κόστους νερού σε ένα έτος στόχο είναι ότι οι υφιστάμενες εκτάσεις και τα είδη των καλλιεργειών θα παραμείνουν αμετάβλητα (Aulong and Rinaudoy, 2008). Μία τέτοια μελέτη ξεφεύγει από το στόχο της διατριβής και κρίνεται ορθότερο να ακολουθηθεί στην περίπτωση όπου εξετάζεται μόνο η τροφοδοσία από υπόγεια ύδατα, καθώς στην παρούσα εργασία μελετώνται και τα επιφανειακά.

Μία ακόμη λύση για τη ρύθμιση της παροχής του αρδευτικού νερού είναι η κατασκευή ταμιευτήρα ή φράγματος. Ανάλογα με το μέγεθός τους καλούνται δεξαμενές, λιμνοδεξαμενές ή τεχνητές λίμνες. Η κατασκευή ενός σημαντικού ταμιευτήρα γίνεται συνήθως μέσα στην κοίτη ενός ποταμού, με κατασκευή φράγματος σε σημείο όπου δημιουργείται φυσική στένωση της κοιλάδας, ώστε να ελαχιστοποιείται το κατασκευαστικό κόστος του φράγματος (Martin, 1980; Todd and Vittori, 1997). Αντίστοιχη είναι η περίπτωση του ρουφράκτη της Γυρτώνης. Σκοπός του έργου είναι η ταμίευση και εκτροπή νερού για άρδευση του μεγαλύτερου ποσοστού του ΤΟΕΒ Πηνειού, επιπλέον εκτάσεων δυτικά του Πηνειού και τροφοδοσία της τεχνητής λίμνης Κάρλας, όποτε αυτό είναι δυνατό. Παρόμοιες λύσεις είναι η εκμετάλλευση των βρόχινων ή πλημμυρικών νερών με δημιουργία λίμνης κατακράτησης όμβριων υδάτων ή διάνοιξη λάκκων απορρόφησης σε εδάφη με μεγάλη απορροφητικότητα (Ευθυμιάτος και Δαούτης, 2008; Βαφειάδης, 2004). Για τον προσδιορισμό της βέλτιστης στάθμης εκμεταλλεύσεως ενός ταμιευτήρα (και του αντίστοιχου ύψους φράγματος) προέχει η δημιουργία μιας συνθετικής (στοχαστικής) σειράς μηνιαίων και ετήσιων απορροών του ποταμού στην θέση του φράγματος, όσο το δυνατό μεγαλύτερης διάρκειας, για την απεικόνιση μιας μακράς αλληλουχίας φαινομένων ξηρών και υγρών μηνών και ετών, κλπ. Η μέση ετήσια απορροή του ποταμού είναι γνωστή από την επεξεργασία των υφισταμένων υδρολογικών παρατηρήσεων. Επίσης προσδιορίζεται η κατανομή της ετήσιας ζήτησης (ανά μήνα συνήθως). Για τη διαστασιολόγηση και τους υπολογισμούς της χωρητικότητας, της λειτουργίας, για τον υπολογισμό του υπερχειλιστή και των βοηθητικών έργων (πρόφραγμα, σήραγγα εκτροπής κλπ.), και για την κατασκευή του ταμιευτήρα, απαιτούνται χρονοσειρές μετρήσεων και κατάλληλοι υδραυλικοί υπολογισμοί. Συνοπτικά, η λειτουργία ενός ταμιευτήρα βασίζεται στην εξίσωση συνεχείας, όπου οι όροι της συνήθως υπολογίζονται σε μηνιαία βάση, συναρτήσει των μεγεθών που προαναφέρθηκαν. Τέλος, γίνεται προσδιορισμός του βέλτιστου τεχνικού, οικονομικού ύψους και τύπου (είδος) φράγματος για τη βέλτιστη θέση στην οποία σχεδιάζεται να κατασκευαστεί. Για το καθένα όμως από τα παραπάνω απαιτείται ξεχωριστή μελέτη, ανάλογα έργα άρδευσης, να υπολογιστούν οι ετήσιες δαπάνες συντήρησης και λειτουργίας, καθώς και αφαίρεση των αποσβέσεων, των άμεσων και των έμμεσων ωφελειών από το έργο (απασχόληση, κοινωνικά, περιβαλλοντικά, οικολογικά, κλπ.). Πολλά από αυτά τα στοιχεία δεν είναι γνωστά, και έτσι οι εκτιμήσεις είναι εμπειρικές. Κάποιες λύσεις από αυτές είναι μη ρεαλιστικές προς εφαρμογή ή δε συμβαδίζουν στο χρονικό ορίζοντα της ανάλυσης που θα ακολουθηθεί. Επίσης οι

ανωτέρω απαιτούμενοι υπολογισμοί ξεφεύγουν από τη δυνατότητα οικονομικής τους παρακολούθησης από τις αρμόδιες υπηρεσίες, ενώ ένα μεγάλο εμπόδιο είναι οι θεσμικοί περιορισμοί. Παραδείγματος χάρη, το έργο στη Γυρτώνη και ο νέος ταμιευτήρας της Κάρλας δεν έχουν λειτουργήσει ακόμα.

4.2. Ερευνητικές προσεγγίσεις

α) Κόστη ευκαιρίας

Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, η θεώρηση του κόστους πόρου ως κόστος ευκαιρίας και του περιβαλλοντικού κόστους ως ζημία από την ποιοτική υποβάθμιση των πόρων, είναι οι πιο διαδεδομένες. Έτσι, ο υπολογισμός του κόστους πόρου προσεγγίστηκε, κυρίως ερευνητικά (Martin-Ortega, 2012) ως κόστος ευκαιρίας (διαφυγόντα κέρδη) από τις άλλες χρήσεις (WATECO, 2002). Είναι στην ουσία μία απλοποιημένη μεθοδολογία που βασίζεται στην αποτίμηση (με καθαρά λογιστικά) του κόστους ευκαιρίας μεταξύ εναλλακτικών παρουσών χρήσεων (Thiel, 2015). Σε άλλες εκδοχές της μεθόδου, υπολογίζεται η διαφορά των μέσων ετήσιων καθαρών κερδών των χρηστών νερού ανάλογα με το αν διαθέτουν μια μονάδα νερού επιπλέον ή όχι (Riegels et al., 2011). Η βασικότερη αδυναμία αυτής της προσέγγισης είναι οι περιπτώσεις κατά τις οποίες οι εναλλακτικές χρήσεις είτε απουσιάζουν είτε δεν κρίνονται ρεαλιστικές, αλλά αναπτύσσονται βάσει θεωρητικών σεναρίων (Gawel, 2015).

β) Μέθοδος Συνάρτησης παραγωγής

Η Μέθοδος Συνάρτησης Παραγωγής έχει εφαρμοστεί σε αγροτικές περιοχές, όπου το νερό αποτελεί παραγωγικό συντελεστή (Martin-Ortega, 2012). Οι μεταβολές στην ποσότητα του αγαθού μπορεί να επηρεάσουν το κόστος παραγωγής, την απόδοση, και άρα το κέρδος του παραγωγού. Ως μεταβολή της κατάστασης θα μπορούσε να θεωρηθεί η χρήση του ελλείμματος υδατικού ισοζυγίου, ως επιπλέον αρδευτικό νερό (Αναστασάκης, 2013). Η χρήση επιπλέον νερού για άρδευση των ίδιων καλλιεργειών θα οδηγήσει σε μεγαλύτερη (έως ένα όριο) απόδοση (yield) και άρα σε υψηλότερα κέρδη. Η διαφορά αυτού του κέρδους από το αντίστοιχο της υφιστάμενης κατάστασης θεωρείται ότι είναι η αξία του νερού που υπολείπεται, δηλαδή το κόστος πόρου. Υπάρχουν όμως δύο σημαντικές αδυναμίες:

- Έχουν εκπονηθεί μελέτες που εκφράζουν τη μεταβολή της απόδοσης των καλλιεργειών (yield) ανάλογα με την ποσότητα του αρδευτικού νερού. Όμως συνήθως βασίζονται σε γενικευμένες σχέσεις ή νομογραφήματα (Ferres and Soriano, 2007) ή η καθεμία αναφέρεται σε ξεχωριστό είδος καλλιέργειας, και για συγκεκριμένες συνθήκες περιβάλλοντος, περιορίζοντας τη γενικότερη χρήση τους (Watson et al., 1976; Musgrave, 1994). Για να υπολογιστεί αυτή η θεωρητική αύξηση της απόδοσης μπορεί, χρειάζεται πολλά και ακριβή δεδομένα, καθώς και συναρτήσεις για τις βασικές καλλιέργειες μιας περιοχής. Λόγω αυτών των ελλείψεων, δε μπορεί να στηριχθεί πάνω της ο υπολογισμός του κόστους φυσικού πόρου.

- Ακόμα και αν εφαρμόζονταν μια σχέση νερού-απόδοσης, η αύξηση της ποσότητας του αρδευτικού νερού δεν είναι βέβαιο ότι θα οδηγούσε και σε αύξηση της απόδοσης. Είναι πιθανό στις περιπτώσεις όπου το υδατικό ισοζύγιο είναι κατά πολύ αρνητικό (π.χ. υποβαθμισμένοι υπόγειοι υδροφορείς), όλη αυτή η ποσότητα νερού που θα χρησιμοποιούταν θεωρητικά για άρδευση, να οδηγούσε σε υπεράρδευση, και επομένως σε μείωση της απόδοσης (Wang et al., 2017; Najeeb et al., 2015; Jackson, 2003; Bange et al., 2013), άρα και του κέρδους. Αυτό θα ήταν μη αποδεκτό γιατί όσο μεγαλύτερη είναι η σπανιότητα του πόρου, τόσο μεγαλύτερο κόστος αναμένεται. Μάλιστα, σύμφωνα με την ΟΠΥ, το κόστος αυτό υφίσταται ακόμα και σε περιοχές που δεν αντιμετωπίζουν προβλήματα έλλειψης νερού, όταν το νερό δεν διατίθεται στη βέλτιστη χρήση του, ενώ υπάρχουν άλλες χρήσεις που αποφέρουν μεγαλύτερο κέρδος (κάτι που παραπέμπει στην κατηγορία κόστους ευκαιρίας).

γ) Μέθοδοι αποκαλυπτόμενων προτιμήσεων

Μια άλλη μεγάλη κατηγορία μεθόδων που χρησιμοποιείται ευρέως στη βιβλιογραφία για την αποτίμηση αγαθών όπως το νερό, είναι οι μέθοδοι έμμεσης αποτίμησης ή αποκαλυπτόμενων προτιμήσεων (Indirect or Revealed Preference Methods). Οι μέθοδοι αυτές επιτρέπουν στους ερευνητές να εκτιμήσουν την αξία που αποδίδουν οι άνθρωποι στα περιβαλλοντικά αγαθά, χρησιμοποιώντας δεδομένα από πραγματικές επιλογές που κάνουν οι άνθρωποι σε αγορές που συνδέονται με τα υπό μελέτη περιβαλλοντικά αγαθά (Agudelo, 2001; Perman et al., 2003). Προσανατολίζονται περισσότερο συνήθως στη συνιστώσα του περιβαλλοντικού κόστους, ενώ κάποιες φορές, μέσω τροποποιήσεων εξάγουν και το πλήρες κόστος νερού (Thiel, 2015; Giannopoulou et al., 2017). Η συμπεριφορά των ατόμων στις αγορές των σχετικών με έναν περιβαλλοντικό πόρο αγαθών, αποκαλύπτει την αξία που αποδίδουν στις αναβαθμίσεις και υποβαθμίσεις του περιβαλλοντικού αυτού πόρου (Pearce and Ozdemiroglu, 2002). Οι μέθοδοι αυτές είναι αρκετά πολύπλοκες και χρονοβόρες και χρησιμοποιούνται σε συγκεκριμένα περιβαλλοντικά προβλήματα (Μάλλιος, 2005). Οι κυριότερες τεχνικές αυτής της κατηγορίας είναι η μέθοδος κόστους αποτρεπτικής συμπεριφοράς, κόστους υγείας (ασθενείας) καθώς και η μέθοδος των τιμών αγοράς. Οι μέθοδοι της ηδονικής τιμολόγησης και του ταξιδιωτικού κόστους εμπίπτουν σε αυτή την κατηγορία μεθόδων (Garrod and Willis, 1992; Bolt, 1993; Hanley and Spash, 1993; Kleinbaum et. al., 1998, Σιάρδος, 2000; World Bank, 2003), παρόλο που δε χρησιμοποιούνται τόσο για την αποτίμηση του κόστους νερού.

Η μέθοδος αποτρεπτικής συμπεριφοράς εξάγει συμπεράσματα με την αξία αγαθών και υπηρεσιών του περιβάλλοντος στηριζόμενη στα μέτρα που λαμβάνουν τα μέλη της κοινωνίας για να μειώσουν τους κινδύνους που σχετίζονται με την υποβάθμιση του περιβάλλοντος. Σε αυτή τη μέθοδο συγκαταλέγονται οι μέθοδοι του Κόστους Αποφυγής, του Κόστους Αποκατάστασης και του Κόστους Υποκατάστασης, οι οποίες αποτιμούν την αξία ενός περιβαλλοντικού αγαθού ή μιας υπηρεσίας βασιζόμενες:

- Στο κόστος λήψης προληπτικών μέτρων για αποφυγή μιας ζημίας ή όχλησης.

- Στο κόστος της «θεραπείας» μιας ζημιάς με τη λήψη μέτρων αποκατάστασης (π.χ. εξυγίανση ρυπασμένων επιφανειακών ή υπόγειων νερών, κ.λπ.).
- Στο κόστος υποκατάστασης του απολεσθέντος αγαθού με τη λήψη μέτρων αντικατάστασης του απολεσθέντος αγαθού (π.χ. δημιουργία δικτύου μεταφοράς πόσιμου νερού σε μία κοινότητα, η οποία λόγω ρύπανσης του υδροφόρου ορίζοντα δεν έχει πλέον τη δυνατότητα να χρησιμοποιεί τα υπόγεια νερά για το σκοπό αυτό).

Αφορούν δηλαδή τις ίδιες πρακτικές των σχεδίων διαχείρισης, με τη διαφορά ότι οι μελετητές εφαρμόζουν τα μέτρα, τα οποία κοστολογούν, ενώ οι ερευνητές τα αποτιμούν μέσω ερωτηματολογίων.

Η μέθοδος της συμπεριφοράς αποτροπής υποθέτει ότι τα άτομα αποκτούν αμυντικές συμπεριφορές (ανάληψη δράσεων για τη μείωση του κινδύνου από περιβαλλοντικές καταστροφές) για να επιτύχουν ένα βέλτιστο επίπεδο διαβίωσης. Με την ανάλυση των δαπανών που συνδέονται με αυτές τις αμυντικές συμπεριφορές οι οικονομολόγοι μπορούν να προσπαθήσουν να υπολογίσουν την αξία που θέτουν τα άτομα στις μικρές αλλαγές του κινδύνου (US EPA, 2000; King and Mazzota 2000).

Σε περιπτώσεις όπου υπάρχει δυνατότητα εξυπηρέτησης από διαφορετικές πηγές νερού, μία προσέγγιση που ακολουθείται είναι αυτή του κόστους της καλύτερης δυνατής εναλλακτικής πηγής νερού που χρησιμοποιείται για να καλύψει το έλλειμμα, (τεχνολογία αποτροπής - backstop technology) (Βασιλάκη, 2014). Οι συνηθέστερες τεχνολογίες αποτροπής είναι η ανακύκλωση, η αφαλάτωση και η μεταφορά από πλεονασματικές περιοχές, η επεξεργασία. Σύμφωνα με την Κουντούρη (2008), για όποιο υδατικό διαμέρισμα η ετήσια άντληση υπερβαίνει το μέσο ετήσιο εμπλουτισμό του νερού που χρησιμοποιείται για άρδευση, το κόστος αναπλήρωσης/αντικατάστασης μπορεί να εκτιμάται βάσει του κόστους παραγωγής ανακυκλωμένου νερού. Η μέθοδος αυτή δεν παρέχει ακριβείς μετρήσεις της αξίας του αγαθού ή της υπηρεσίας που εξετάζεται, καθώς στηρίζεται στη παραδοχή ότι η αξία του περιβαλλοντικού ή κοινωνικού αγαθού ταυτίζεται με την τιμή κάποιων εμπορικών αγαθών (π.χ. των έργων εξυγίανσης υδροφορέων, της εναλλακτικής τροφοδοσίας νερού, κ.ά.). Αν και η αντίληψη αυτή οδηγεί σε υποτίμηση της πραγματικής αξίας του υπό εξέταση αγαθού, οι συγκεκριμένες μέθοδοι εφαρμόζονται ευρέως λόγω της απλότητας και της ευθύτητας που προσφέρουν. Ωστόσο, δεν θα πρέπει να αγνοείται το γεγονός ότι τα αποτελέσματα που παρέχουν αντανakλούν την ελάχιστη και όχι την πραγματική αξία που προσδίδουν οι άνθρωποι για τα διάφορα περιβαλλοντικά ή κοινωνικά αγαθά (Καλιαμπάκος, Δαμίγος, 2008).

Αν η εκτίμηση της αποτρεπτικής συμπεριφοράς πραγματοποιηθεί εναλλακτικά στη βάση της ζημιάς με σκοπό την πρόληψη επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία (νοσηρότητα ή θνησιμότητα) προσεγγίζεται με τη μέθοδο κόστους υγείας. Συνήθως, το κόστος των επιπτώσεων στην υγεία αποτιμάται μέσω εξόδων ιατρικής φροντίδας και των απολεσθέντων εσόδων, π.χ. λόγω αποχής από την εργασία. Με παρόμοιο τρόπο έχουν προσεγγιστεί περιπτώσεις που αποτιμούν ποιοτική υποβάθμιση υδάτων (AMAP/UNEP, 2015).

δ) Μέθοδοι άμεσης αποτίμησης

Οι μέθοδοι άμεσης αποτίμησης ή δηλούμενων προτιμήσεων (Direct or Stated Preference Methods) μετρούν άμεσα τις τιμές της διάθεσης πληρωμής και στηρίζονται σε δεδομένα δημοσκοπήσεων που ζητούν από τους ερωτώμενους να εκφράσουν άμεσα τις προτιμήσεις τους (Young, 1996; Λατινόπουλος, 1999; Agudelo, 2001; Pearce and Ozedmiroglu, 2002; Perman et. al. 2003). Κυριότερες τεχνικές είναι η εξαρτημένη αξιολόγηση, η δηλούμενη επιλογή ή συνδυασμένη ανάλυση, και η μεταφοράς οφέλους. Το κοινό στοιχείο αυτών των μεθόδων είναι η «προσομοίωση» μιας υποθετικής αγοράς με βάση την οποία τίθενται ερωτήσεις στα μέλη ενός δείγματος υπό τη μορφή επιλογών που θα έκαναν σχετικά με χαρακτηριστικά αυτής της αγοράς. Και αυτές θεωρητικά προσανατολίζονται στην εκτίμηση του περιβαλλοντικού κόστους, όμως συνήθως πρακτικά εξάγουν το πλήρες κόστους νερού, κάτι που λειτουργεί μειονεκτικά για τις ανάγκες της αποτίμησης του πλήρους κόστους σε διακριτές συνιστώσες.

- Η μέθοδος υποθετικής αξιολόγησης (Contingent Valuation Method) στηρίζεται στην κατασκευή από τον ερευνητή μιας υποθετικής αγοράς μέσω της οποίας είναι δυνατόν να υπολογιστεί η διάθεση του ερωτώμενου να πληρώσει ή να αποζημιωθεί (Willingness To Pay - WTP) για αλλαγές που αφορούν σε μη εμπορεύσιμους φυσικούς και περιβαλλοντικούς πόρους. Η μέθοδος σύμφωνα με τους Arrow et. al. (1993), έχει χρησιμοποιηθεί συνήθως για τον υπολογισμό των αξιών παθητικής χρήσης, αλλά και της αξιολόγησης προγραμμάτων παροχής καθαρού πόσιμου νερού σε αναπτυσσόμενες χώρες (Alberini and Cooper, 2001). Ως βασικά πλεονεκτήματα της μεθόδου υποθετικής αξιολόγησης θεωρούνται (Pearce and Turner, 1990; Diamond and Hausman, 1994; Shavell, 1993; Collier and Harrison, 1995; Bateman and Willis, 2006):
 - ο Η δυνατότητα εφαρμογής στην αποτίμηση όχι μόνο της «αξίας χρήσης» αλλά και της «αξίας μη-χρήσης» ενός περιβαλλοντικού αγαθού.
 - ο Το ευρύ πεδίο εφαρμογής στην ανάλυση περιβαλλοντικών θεμάτων.
 - ο Η δυνατότητα ex ante εφαρμογής για την αξιολόγηση προτεινόμενων επεμβάσεων στο περιβάλλον, αποτελώντας ουσιαστικό βοήθημα στη χάραξη περιβαλλοντικής πολιτικής.
 - ο Η ικανότητα εξαγωγής συμπερασμάτων, υπό προϋποθέσεις, αναφορικά με την εκτίμηση των διαφορετικών τύπων αξιών ενός αγαθού.

Η μέθοδος υποθετικής αξιολόγησης, παρά τα πλεονεκτηματά της, δέχεται αρκετές κριτικές ως προς την αξιοπιστία των αποτελεσμάτων της αναφορικά με τις πιθανές «στρεβλώσεις» (biases) που είναι πιθανό να προκύψουν κατά την εφαρμογή της (π.χ. λόγω στρατηγικής, υπόθεσης, πληροφορίας, σχεδιασμού, τρόπου πληρωμής, λόγω διαφορετικής συμπεριφοράς στην επιθυμία πληρωμής για απόκτηση ή για απώλεια ενός περιβαλλοντικού αγαθού, κλπ.). (Schuman, 1996). Οι παραπάνω αδυναμίες τις μεθόδου είναι αρκετά εμφανείς στη περίπτωση των γεωργών, οι οποίοι μπορεί να υποβαθμίσουν την εκτιμώμενη αξία του νερού, αν αντιληφθούν ότι η έρευνα που διενεργείται

αποσκοπεί σε μελλοντική τους επιβάρυνση. Συνεπώς, αν και η εξαρτημένη αξιολόγηση αποτελεί ένα αρκετά συνηθισμένο εργαλείο στην αποτίμηση της αξίας του αστικού νερού αλλά και των υδατικών πόρων, σπάνια εφαρμόζεται στο γεωργικό χώρο (Estrela, 2011), όπου το νερό έχει σε μεγάλο βαθμό την ιδιότητα του συντελεστή παραγωγής (Λατινόπουλος, 2006).

- Η μέθοδος των μοντέλων επιλογής (Choice Modeling) αναφέρεται στην πραγματικότητα σε μια κατηγορία μεθόδων εκφραζόμενης προτίμησης που χρησιμοποιούν παρόμοιες προσεγγίσεις για την αποτίμηση της αξίας ενός αγαθού (Bateman et al., 2003). Οι μέθοδοι που ανήκουν στην κατηγορία των μοντέλων επιλογής είναι οι ακόλουθες:
 - ο Μέθοδος Πειραμάτων Επιλογής (Choice Experiment)
 - ο Μέθοδος Εξαρτημένης Ταξινόμησης (Contingent Ranking)
 - ο Μέθοδος Εξαρτημένης Βαθμολόγησης (Contingent Rating)
 - ο Μέθοδος Σύγκρισης κατά ζεύγη (Paired Comparisons)

Τα μοντέλα επιλογών βασίζονται στην ιδέα ότι κάθε αγαθό μπορεί να περιγραφεί με βάση τα χαρακτηριστικά του και τα επίπεδα αυτών. Για παράδειγμα, ένας ποταμός μπορεί να προσδιοριστεί σύμφωνα με τη χημική σύσταση του νερού, την οικολογική του κατάσταση, κ.λπ.. Αλλάζοντας τα επίπεδα των χαρακτηριστικών του αγαθού διαφοροποιείται η κατάσταση του. Αυτές οι μεταβολές επιδιώκουν να αποτιμήσουν τα μοντέλα επιλογής, προσφέροντας απάντηση σε τέσσερα βασικά ερωτήματα:

- ο Ποιες είναι οι ιδιότητες του αγαθού που καθορίζουν την αξία που του προσδίδουν οι ερωτώμενοι.
- ο Ποια είναι η σειρά κατάταξης των χαρακτηριστικών.
- ο Ποια είναι η αξία της μεταβολής περισσότερων του ενός χαρακτηριστικών, ταυτόχρονα.
- ο Ποια είναι η συνολική αξία του αγαθού.

Θα πρέπει να σημειωθεί πάντως ότι από τις τέσσερις μεθόδους μόνο τα πειράματα επιλογής και η εξαρτημένη ταξινόμηση έχουν στενή σχέση με την οικονομική θεωρία, γεγονός που επιτρέπει την εκτίμηση της αξίας του υπό εξέταση αγαθού (Καλιαμπάκος και Δαμίγος, 2008; Κώττης, 1994).

- Μέθοδος μεταφοράς οφέλους είναι η διαδικασία μεταφοράς υφιστάμενων δεδομένων περιβαλλοντικής αποτίμησης για δεδομένο πρόβλημα, από μια περιοχή με συγκεκριμένα χαρακτηριστικά σε μια άλλη με παρόμοια χαρακτηριστικά (Rosenberg and Loomis, 2000). Ουσιαστικά οι εκτιμήσεις των μελετητών στα κόστη των σχετικών μέτρων βασίζονται, έστω και έμμεσα πάνω σε αυτή τη λογική, η οποία όμως πραγματοποιείται εμπειρικά. Σε ερευνητικό επίπεδο, υπάρχουν τέσσερις διαφορετικές τεχνικές για την εφαρμογή της μεθόδου (π.χ. απλή μεταφορά τιμής, εκτίμηση της κεντρικής τάσης ή μέση τιμή,

μεταφορά συνάρτησης, και μετά-επεξεργασία) που εφαρμόζονται για αποτίμηση υδατικών πόρων (Thiel, 2015). Η επιλογή της τεχνικής μεταφοράς των δεδομένων από τις πρωτότυπες μελέτες πρέπει να στηρίζεται σε κοινά αποδεκτό επιστημονικό πρωτόκολλο (Pearce and Howarth, 2000; Rosenberg and Loomis, 2000; Barton, 2002), σε σχέση με τις ιδιαιτερότητες που παρουσιάζει το υπό εξέταση πρόβλημα. Μεταξύ των τεσσάρων διαθέσιμων τεχνικών αυτή που προτιμάται, είναι η τεχνική μεταφοράς τιμής για τους εξής λόγους:

- ο Η μέθοδος παρέχει καλύτερες εκτιμήσεις από την απλή μεταφορά τιμής και σε πολλές περιπτώσεις και από τη μεταφορά μιας μεμονωμένης συνάρτησης.
- ο Μπορεί να εφαρμοστεί και με μικρότερο πλήθος δεδομένων, κάτι το οποίο δεν είναι εφικτό στην περίπτωση της μετά-επεξεργασίας, η οποία απαιτεί έναν αριθμό δεδομένων προκειμένου να βελτιωθεί η ακρίβεια των εκτιμήσεων.
- ο Επιτρέπει διορθωτικές παρεμβάσεις, που καθιστούν ρεαλιστικότερες τις εκτιμήσεις, παρέχοντας μια σαφή εικόνα για το «μέσο κόστος ή όφελος» (Rosenberg and Loomis, 2000).

Οι βασικότερες αδυναμίες των παραπάνω μεθόδων είναι η αδυναμία διάκρισης στην εξαγωγή του πλήρους κόστους νερού με κάποια μόνο από τις συνιστώσες του (κόστος πόρου ή περιβαλλοντικό). Κριτικές δέχονται επίσης για ζητήματα αντικειμενικότητας και μεροληψίας (BMUB/UBA, 2016). Τέλος, η εύρεση ικανού και αντιπροσωπευτικού δείγματος για την αποτίμηση του αρδευτικού νερού είναι εξαιρετικά δύσκολο εγχείρημα, ενώ σε όποια ανάγκη για επανάληψη της έρευνας, οι πιθανότητες να γίνει υπό τις ίδιες συνθήκες ώστε να εξαχθούν ασφαλή συμπεράσματα, είναι πολύ μικρές (BMUB/UBA, 2016).

Ξεχωριστή περίπτωση ερευνητικής προσέγγισης αποτελεί η εφαρμογή μεθόδων κοστολόγησης άλλων φυσικών πόρων (π.χ. πετρελαίου, φυσικού αερίου, κλπ.) για την έμμεση εκτίμηση του κόστους άντλησης ή χρήσης άλλων πόρων, που εξετάζεται κατά καιρούς (Hartlapp, 2009; Liefferink et al., 2011). Τελικά η μεταφορά μεθόδων κοστολόγησης άλλων πόρων και η εφαρμογή τους στο νερό δεν προχώρησε, καθώς η κάθε μεθοδολογία είναι προσαρμοσμένη ειδικά στις ανάγκες και τις ιδιαιτερότητες του κάθε αγαθού. Για παράδειγμα ο άνθρακας και ο γαιάνθρακας χρησιμοποιούνται πλέον για παραγωγή ενέργειας, ολοένα και περισσότερο, μετά την απομάκρυνση από την πυρηνική ενέργεια. Και εδώ εφαρμόζονται διαφορετικές μεθοδολογίες, που ποικίλουν ανάλογα με την κατηγοριοποίηση της ενεργειακής απόδοσης (calorific capacities), με τις διαφορές στον ορισμό εννοιών, και με την περιοχή (π.χ. ASTM – American Society for Testing and Materials, DIN – Deutsches Institut für Normung, UNECE – United Nations Economic Commissions for Europe, κλπ.). Οι τεχνικές όμως που χρησιμοποιούνται βασίζονται σε μεθόδους καθορισμού της αξίας μέσω των τιμών αγοράς (Bejbl et al., 2014). Παρόμοια είναι και η κατάσταση στις περιπτώσεις του πετρελαίου και του φυσικού αερίου, όπου η τελική κοστολόγησή τους καθορίζεται πρωτίστως από το κόστος εξόρυξης, μεταφοράς, επεξεργασίας και διάθεσης, ενώ

δευτερευόντως από την πολιτική που ακολουθεί η κάθε εταιρεία (ιδιωτικές συνήθως), με στόχο το κέρδος τους, σε συνάρτηση πάντα με τις ανταγωνιστικές εταιρείες (Tarr and Thomson, 2003). Έτσι η υιοθέτηση τεχνικών αποτίμησης άλλων πόρων στο νερό θα ήταν άτοπη, λόγω των ιδιαιτεροτήτων που παρουσιάζει. Το νερό είναι αναντικατάστατο είτε στην άρδευση, είτε στην ύδρευση. Το πετρέλαιο και το φυσικό αέριο είναι υποκατάστατα αγαθά και πολλές φορές λειτουργούν στις αγορές ανταγωνιστικά μεταξύ τους. Η σημασία τους έχει γίνει αντιληπτή εδώ και χρόνια λόγω της μείωσης των αποθεμάτων τους και η σπανιότητά τους γίνεται περισσότερο κατανοητή στο ευρύ κοινό λόγω των τιμών τους, αντίθετα με το νερό.

Στα πλαίσια της αποτίμησης κυρίως του περιβαλλοντικού κόστους, στις περιπτώσεις που έχει επικρατήσει να σχετίζεται με την ποιοτική υποβάθμιση των υδάτων, και στο πλαίσιο των σχετικών μέτρων (κόστη αποκατάστασης), η βιβλιογραφία είναι πλουσιότερη:

- Μία ανασκόπηση μεθόδων απορρύπανσης για αγροτικά και βιομηχανικά απόβλητα, με σκοπό την ανάπτυξη ριζόβιων καλλιεργειών έκαναν οι Rebah et al. (2007).
- Επίσης ανασκόπηση προσροφητικών χαμηλού κόστους που προέρχονται από γεωργικά απόβλητα έκαναν οι Sulyman et al. το 2017.
- Οι Acher et al. (1994) πρότειναν την απορρύπανση των υδάτων με τη χρήση ηλιακής ακτινοβολίας (φωτοχημική μέθοδος), όπου αποδομεί το οργανικό φορτίο και το προϊόν μπορεί να χρησιμοποιηθεί για άρδευση και ακόμη και για βιομηχανική χρήση. Το κόστος αυτής της διαδικασίας υπολογίστηκε 0,0395 \$/m³.
- Οι Ando και Khanna (2004) πρότειναν μία μέθοδο εκτίμησης της ζημιάς από τη ρύπανση υπόγειου υδροφορέα στην πολιτεία της Minnesota, που βασίζεται στο κόστος αποκατάστασης και παροχής πόσιμου νερού.
- Οι Zachariah (1999) και Murray and Ray (2009) χρησιμοποίησαν τεχνικές βελτιστοποίησης για το σχεδιασμό μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, ώστε αυτά να επαναχρησιμοποιούνται στη γεωργία, και υπολόγισαν την αύξηση κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα λόγω της χρήσης του επιπλέον αρδευτικού νερού.
- Η ανασκόπηση των εφαρμοσμένων τεχνολογιών επεξεργασίας για την επαναχρησιμοποίηση νερού για άρδευση έγινε πρόσφατα (2016a) από τους Xu et al.
- Τις θετικές συνέπειες από τη διαφύλαξη της ποιότητας των επιφανειακών υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής, μέσω της μείωσης νιτρικού φορτίου από τη γεωργία μελέτησαν οι Chen et.al (2014).
- Παρόμοιος ήταν και ο στόχος της έρευνας της Harunvy (1997), όπου υπολόγισε τα οφέλη της επεξεργασίας νερού για την επαναχρησιμοποίησή τους στη γεωργία, στο Ισραήλ.

- Οι Yadav et al. (2015) χρησιμοποίησαν την οικονομικά αποδοτικότερη επιλογή για την απομάκρυνση φθορίου, ενώ οι Qureshi et al. (2013) υπολόγισαν το κόστος μιας βιολογικής μονάδας παραγωγής βουτανόλης, χρησιμοποιώντας άχυρο σίτου ως πρώτη ύλη.
- Τη σημασία της χρηματοδότησης επενδύσεων σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, μέσω των διαχειριστικών στόχων που πρέπει να τίθενται σε κάθε λεκάνη απορροής, τόνισαν οι Rahm et al. (2013).
- Οι Hyun και Lee (2009) και οι Gharbia et al. (2016) διερεύνησαν τις επιλογές επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένου νερού σε γεωργικές δραστηριότητες, συγκρίνοντας δύο τεχνικές απορρύπανσης.
- Το 2009, οι Hernández-Sancho et al. αξιολόγησαν τα περιβαλλοντικά οφέλη της επεξεργασίας αποβλήτων, όμως αυτά δε συσχετίστηκαν υπολογιστικά – μεθοδολογικά με την έννοια του κόστους νερού, παρά μόνο εννοιολογικά, στα όρια που έθεσε η ΟΠΥ 2000/60. Η μεθοδολογία που ακολούθησαν περιλάμβανε τη συλλογή στατιστικών στοιχείων από 43 ΕΕΛ δευτερεύουσας επεξεργασίας, και την κοστολόγηση της διαδικασίας συγκριτικά με τις συγκεντρώσεις των ρυπαντών που εξάγονται. Τα περιβαλλοντικά οφέλη λοιπόν, που αναφέρονται στην επαναχρησιμοποίηση αυτού του νερού, προτείνονται να χρησιμοποιούνται για Ανάλυση Κόστους Οφέλους.

Επίσης, πληθώρα μελετών έχει εξετάσει την ποιοτική κατάσταση του αρδευτικού νερού (Aboukhaled, 1992, Zhang et al., 2013) ως συνέπεια της καλής διαχείρισης υδατικών πόρων (Lam et al., 2010), με έμφαση στην επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένου νερού (Bittencourt et al., 2013, Grassi et al., 2013), ή τη βέλτιστη τεχνική επεξεργασίας (Chen et al., 2017) για επιλεγμένους όμως ρύπους (Tran et al., 2016, De Gisi et al., 2016). Άλλες μελέτες έχουν εξετάσει την περίπτωση της αποτροπής της γεωργικής ρύπανσης (Fishman et al., 2008). Καμία όμως από αυτές τις μελέτες δε συνέδεσε την ποιότητα του νερού με την έννοια του περιβαλλοντικού ή κόστους πόρου.

Αυτή η σύνδεση γίνεται στο βιβλίο *Governing the Nexus* (Springer, 2015) όπου προτείνεται η Ανάλυση Πλήρους Ζωής (Whole Life cost) και η Ανάλυση Κύκλου Ζωής (Life-cycle costing), ως συνιστώσα της, για την αποτίμηση των ωφελειών μιας μονάδας επεξεργασίας νερού. Η ανάλυση κύκλου ζωής είναι το άθροισμα του κόστους κατασκευής, λειτουργίας και συντήρησης. Η ανάλυση πλήρους ζωής περιλαμβάνει και τις επιπλέον «εξωτερικότητες», όπως εισόδημα και μη-κατασκευαστικά κόστη. Παρόλα αυτά, οι συγγραφείς τονίζουν ότι το περιβαλλοντικό κόστος καθορίζεται από την εκάστοτε περιβαλλοντική πολιτική που τίθεται, και μπορεί να είναι τμήμα και των δύο αυτών αναλύσεων, ανάλογα με το αν οι συνέπειες του περιβαλλοντικού κόστους λειτουργούν ως εξωτερικότητες ή όχι στην ΕΕΛ (Moss, 2004).

Στην εργασία των Bartolini et al. (2007), ακολουθήθηκε η προσέγγιση της κοστολόγησης των μέτρων περιορισμού νιτρορύπανσης από την αγροτική δραστηριότητα (παρόμοια με ΥΠΕΚΑ, 2017). Το 2006 οι Birol et al., έκαναν μία ανασκόπηση εφαρμογών των οικονομικών τεχνικών που μπορούν να χρησιμοποιηθούν

για την αποτίμηση του κόστους νερού, ώστε να παρέχεται αυτή η πληροφορία για την καλύτερη διαχειριστική πολιτική. Για την περίπτωση του ελλείμματος του αρδευτικού νερού καταλήγουν ότι οι μέθοδοι που τυγχάνουν μεγαλύτερης εφαρμογής είναι: η μέθοδος συνάρτησης παραγωγής, τα καθαρά έσοδα από συντελεστές παραγωγής (net factor income), η μέθοδος κόστους υποκατάστασης και οι τιμές αγοράς. Τονίζουν την αδυναμία της Ανάλυσης Κόστους Οφέλους για θέματα κοστολόγησης νερού και αναφέρονται στις μεθόδους άμεσης και έμμεσης αποκαλυπτόμενης προτίμησης που αναλύθηκαν παραπάνω και στην παρούσα εργασία, προτείνοντας τη CVM ως καταλληλότερη λύση για μία ελληνική περίπτωση. Το περιβαλλοντικό κόστος ως ξεχωριστή συνιστώσα, με τον ορισμό της ποιοτικής υποβάθμισης των υδάτων, δεν εξετάζεται. Πολλές μελέτες έχουν προσπαθήσει να κάνουν ανασκόπηση της εφαρμογής τέτοιων μεθόδων στο πλαίσιο της ΟΠΥ σε διάφορα Κράτη-μέλη (Uitenboogaart et al., 2009). Το 2014, οι Bithas et al., διερεύνησαν τις έννοιες του περιβαλλοντικού αλλά και του κόστους πόρου, σύμφωνα με τις επιταγές της ΟΠΥ 2000/60, στη Δυτική και Κεντρική Μακεδονία, χωρίς όμως να προτείνουν κάποια νέα μεθοδολογική προσέγγιση. Όπως χαρακτηριστικά αναφέρουν, μετά από εντατική βιβλιογραφική ανασκόπηση, κατέληξαν ότι δεν υπάρχει γενικότερα καμία κοινώς αποδεκτή μέθοδος υπολογισμού αυτών των συνιστωσών του κόστους.

4.3. Παραδείγματα από την ευρωπαϊκή εμπειρία

Η έλλειψη κοινώς αποδεκτής μεθόδου υπολογισμού είναι εμφανής αν εξετάσει τις εφαρμογές κοστολόγησης των ευρωπαϊκών χωρών. Οι Boeuf και Fritsch (2016) ανέλυσαν τα πορίσματα 89 άρθρων σχετικά με την εφαρμογή της ΟΠΥ και εντοπίζουν ότι δεν έχει γίνει πρόοδος στα εργαλεία κοστολόγησης του νερού. Μόνο τρία από τα 89 άρθρα παρουσιάζουν μεθοδολογίες επί του θέματος, έξι άρθρα αποτελούν κριτικές υφιστάμενων εργαλείων, ενώ τα υπόλοιπα περιγράφουν την εφαρμογή της ΟΠΥ. Η πλειοψηφία των συγγραφέων δεν αξιοποιεί τη διαθέσιμη εμπειρία και δεδομένα ώστε να προχωρήσει σε βαθύτερα συμπεράσματα και προτάσεις (Boeuf και Fritsch, 2016).

Οι προσεγγίσεις κοστολόγησης νερού στα περισσότερα Κράτη-μέλη δίνουν έμφαση στην κατεύθυνση του αστικού νερού (Moutsopoulos and Petalas, 2018) ενώ για το αγροτικό εφαρμόζονται οι ίδιες τεχνικές προσαρμοσμένες ή δεν έχουν γνωστοποιηθεί ακόμα τα εργαλεία που χρησιμοποιούνται (European Commission, 2018). Τα εργαλεία και οι τεχνικές που αναφέρθηκαν έως τώρα, ποικίλουν, ανάλογα με τα διαθέσιμα στοιχεία, το στάδιο παρακολούθησης των Υδατικών Συστημάτων (ΥΣ) και τις ιδιαιτερότητες της κάθε περιοχής μελέτης (van Kempen, 2012). Επίσης, στην πλειοψηφία των περιπτώσεων δεν υπάρχει συγκεκριμένος τρόπος αποτίμησης του πλήρους κόστους επειδή θεωρείται ότι η υιοθέτηση και μόνο των σχετικών μέτρων θα οδηγήσει στην καλή κατάσταση των ΥΣ, και άρα σε μηδενικό κόστος. Στη συνέχεια παρουσιάζονται οι κυριότερες και πιο αντιπροσωπευτικές προσεγγίσεις που έχουν υιοθετηθεί από κάθε Κράτος-μέλος.

Στις πρώτες συζητήσεις περί της προόδου των ευρωπαϊκών χωρών αναφορικά με την πλήρη κοστολόγηση και εφαρμογή των κανόνων τιμολόγησης της Οδηγίας 2000/60 (European Commission, 2007; 2009; 2012) αρκετά Κράτη-μέλη δε συζήτησαν καθόλου τις μεθόδους και τις τεχνικές εκτίμησης, ενώ αργότερα (European Commission, 2015; 2018) κάποιοι δήλωσαν ότι το κόστος φυσικού πόρου και το περιβαλλοντικό κόστος θεωρείται ότι έχουν πλήρως ενσωματωθεί στα τέλη του νερού, άρα δεν υπάρχει ανάγκη ανάπτυξης ειδικών τεχνικών και μεθόδων για την εκτίμηση αυτών ξεχωριστά. Επιπλέον, η πλειοψηφία επεσήμανε εν γένει ότι λόγω των μεθοδολογικών προκλήσεων και/ή των προβλημάτων όσον αφορά τη διαθεσιμότητα δεδομένων, η εκτίμηση του κόστους δεν ήταν εφικτή με τρόπο που να τα λαμβάνει υπόψη συνεκτικά.

Οι Σκανδιναβικές χώρες αντιμετωπίζουν το πλήρες κόστος νερού με παρόμοιο τρόπο. Η μεγαλύτερη δυσκολία που αντιμετωπίζουν είναι ο τεράστιος αριθμός των υδάτινων όγκων που απαιτούν οικονομική αποτίμηση, στα χρονικά όρια που θέτει η Ευρώπη. Παρά την προσπάθεια συνεργασίας των χωρών της Βαλτικής για την καλύτερη εφαρμογή της ΟΠΥ, υπήρξαν προβλήματα λόγω διαφορών στις νομοθεσίες της κάθε χώρας, ενώ σε κάθε περίπτωση προτεραιότητα αποτέλεσε η επίτευξη «καλής κατάστασης» των ΥΣ (κυρίως ποιοτικής), παρά η οικονομική αποτίμηση του νερού (Halleraker et al., 2013). Οι περισσότερες μελέτες αποτίμησης στηρίζονται σε μεθόδους μεταφοράς οφέλους (Benefit transfer). Αξιολογώντας την αποτελεσματικότητα των προγραμμάτων μέτρων καθώς και την ανάκαμψη του επιπέδου των ΥΣ, άρχισαν να εξετάζονται μέθοδοι που βασίζονται στο κόστος, π.χ. μέθοδοι περιβαλλοντικών δαπανών (Brouwer, 2000). Οι υφιστάμενες περιβαλλοντικές δαπάνες ισούνται με το κόστος επίτευξης της «καλής κατάστασης» των ΥΣ. Τέτοια μέτρα καθορίζονται σε ένα βαθμό από τις προτιμήσεις της κοινωνίας (public preferences), επομένως δε μετρούν το συνολικό περιβαλλοντικό κόστος, αλλά ένα μέρος αυτού (Nielsen et al., 2013). Έτσι, εξετάζεται η εφαρμογή τεχνικών βασισμένων στη θεωρία της βέλτιστης κατανομής των πόρων, ορίζοντας το πλήρες κόστος ως κόστος ευκαιρίας εναλλακτικών χρήσεων (εκτιμώμενο από μελέτες κόστους οφέλους) (Navrud and Bergland, 2001; Lundmark and Jonsson, 2013). Σε όλες τις χώρες της Βαλτικής πάντως, δίνεται έμφαση στην ενίσχυση της δημόσιας συμμετοχής για τη διαδικασία κοστολόγησης και τιμολόγησης του αρδευτικού νερού (Wright and Jacobsen, 2011).

Στις χώρες του Ηνωμένου Βασιλείου γίνεται διάκριση μεταξύ των συνιστωσών του πλήρους κόστους. Αναφορικά με το κόστος φυσικού πόρου, εξετάζεται μία διαφορετική πτυχή του: εξισώνεται με το κόστος των ενεργειών αποφυγής των συγκρούσεων και αποτροπής της δυνητικής ανεπάρκειας στην τρέχουσα κατανομή των αδειών υδροληψίας (Collins et al., 2012). Όσον αφορά το περιβαλλοντικό κόστος, αντιμετωπίζεται ως δαπάνη των υφιστάμενων αντλήσεων. Επίσης σε αυτή την κατηγορία προστίθεται και το κόστος περιβαλλοντικών ζημιών, όπως βλάβες στα οικοσυστήματα και επιπτώσεις στην υγεία (π.χ. παθήσεις του στομάχου) εξαιτίας της κακής ποιότητα νερού στα ύδατα κολύμβησης (Environment Agency, 2003). Δεν εξετάζεται δηλαδή πλήρως ο ορισμός καμίας συνιστώσας κόστους, αλλά αντιμετωπίζονται με βάση την προσέγγιση ελάχιστου κόστους (least-cost approach) των μέτρων επαναφοράς και διατήρησης των ΥΣ στην καλή τους κατάσταση. Σε ερευνητικό

επίπεδο, τονίζονται τα οφέλη της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης για την επιτυχή εφαρμογή της ΟΠΥ, χωρίς όμως στην πράξη να γίνεται παντού (Bateman et al., 2006; Collins et al., 2012; Kochskamper et al., 2016). Το Υπουργείο Περιβάλλοντος στο μέλλον (Μάιος 2019) αναμένεται να δημοσιεύσει μέτρα για τη βιώσιμη άντληση νερού, και την ενίσχυση της διαχείρισης σε επίπεδο λεκάνης απορροής (Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2018).

Στην ίδια κατεύθυνση κοστολόγησης των σχετικών μέτρων εξυγίανσης, προστασίας και διατήρησης της κατάστασης των ΥΣ κινούνται και οι περισσότερες χώρες (π.χ. Ελλάδα, Κροατία, Ιρλανδία, Ιταλία, Πορτογαλία, Γερμανία, Ρουμανία, Σλοβακία και Βέλγιο (Brouwer and Strosser, 2004; EEA Technical report, 2013), χωρίς όμως να έχει παρατηρηθεί κοινή προσέγγιση (Jager et al., 2016). Στην Ιταλία το 2006 διαμορφώθηκε νομοθετικό πλαίσιο για την εναρμόνιση με την ΟΠΥ και τα Σχέδια Διαχείρισης δημοσιεύτηκαν το 2009 (Balzarolo et al., 2011). Η εφαρμογή των σχετικών μέτρων και επομένως η κοστολόγηση των υδάτων δεν έχει πραγματοποιηθεί ακόμα (EEA Technical report, 2013). Στην Ιρλανδία τα μέτρα για να φτάσουν την καλή οικολογική κατάσταση καθορίστηκαν το 2009, όμως μέχρι το 2015 οι στόχοι θεωρούνταν τεχνικά ανέφικτοι (Earle et al., 2011).

Στη Γερμανία δόθηκε αρχικά ένα γενικό κόστος (όπως αναφέρεται στο WISE), προς εφαρμογή της κοστολόγησης νερού, όπως ορίζει η ΟΠΥ. Το κόστος αυτό είναι ενιαίο για το σύνολο της χώρας, χωρίς να διαχωρίζεται ανά λεκάνη απορροής ή να παρέχονται ενδείξεις σχετικά με τον τύπο των πληροφοριών κόστους που περιλαμβάνονται (π.χ. είδος μέτρων) (Mattheiß et al., 2012). Το ίδιο ισχύει και στην Κύπρο, με τη διαφορά ότι η Κύπρος προσάρμοσε αυτές τις τιμές σε μία μόνο λεκάνη απορροής ποταμού (Mattheiß et al., 2012). Έπειτα από τις διαμάχες της με το Ευρωπαϊκό Δικαστήριο το 2014, η Γερμανία προχώρησε περισσότερο από άλλα Κράτη-μέλη, γνωστοποιώντας την κατηγοριοποίηση των σχετικών μέτρων (ανάλογα με το στόχο τους) σε μέτρα επαναφόρτισης υπόγειων υδάτων, περιορισμού υπεραντλήσεων και ελέγχου άντλησης νερού, προστασίας από ρύπανση, αποτελεσματικής χρήσης νερού, και υπηρεσιών ανάκτησης κόστους (Görlach and Interwies, 2005; Dehnhardt 2013; 2014; Kochskamper et al., 2016). Στο μέλλον, αναμένεται η δημοσίευση περισσότερων και πιο στοχευμένων δράσεων για την επίτευξη καλύτερης ποιότητας νερού, μέσω ελέγχου και περιορισμού της ρύπανσης από διάφορες δραστηριότητες (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, 2018).

Στην Πορτογαλία η μετάβαση από την υφιστάμενη νοοτροπία κοστολόγησης του νερού με βάση απλά την κάλυψη των κόστων εκμετάλλευσής του, στην πλήρη κοστολόγηση έγινε υιοθετώντας μία σχέση φορολογητέας εισφοράς νερού (Aragão, 2013), η οποία συνυπολογίζει τη χρήση του νερού ανάλογα τη διαθεσιμότητά του. Ο υπολογισμός γίνεται βάση μιας αρχικής τιμής επί τον όγκο του νερού που χρησιμοποιήθηκε (Aragão, 2013). Τα κυβικά νερού πολλαπλασιάζονται με το συντελεστή σπανιότητας (scarcity coefficient) κάθε ΥΣ. Τέλος, ογκομετρική είναι και η χρέωση ανάλογα με την ποσότητα παραγόμενων ρύπων (κιά ρύπων στον όγκο των υγρών αποβλήτων) (Aragão, 2013). Στο Βέλγιο, πληροφορίες τελικού κόστους νερού δόθηκαν αρχικά μόνο για το

Φλαμανδικό μέρος της λεκάνης απορροής του ποταμού Scheldt, βάση της κατάστασής του (Matthei et al., 2012). Αντίστοιχα προγράμματα μέτρων προς το παρόν στο Βέλγιο βρίσκονται υπό διαμόρφωση. Τα απαραίτητα δεδομένα για την εκπόνηση ενός οικονομικά αποδοτικού προγράμματος μέτρων θα βασίζονται στα αποτελέσματα των αναλύσεων κόστους αποτελεσματικότητας που διεξάγονται από το Φλαμανδικό Μοντέλο Περιβαλλοντικής Κοστολόγησης (Flemish Environmental Costing Model), το οποίο βρίσκεται σε περίοδο υλοποίησης.

Παρόμοιο είναι και το σκεπτικό που ακολουθείται από την Ολλανδία, όπου η χρήση ολοκληρωμένων υδρο-οικονομικών μοντέλων προβλεπόταν εξ αρχής ως ένας τρόπος παροχής των απαραίτητων στοιχείων και πληροφοριών για δεδομένα κόστους και οφέλους των μέτρων προστασίας και αποκατάστασης (Brouwer, 2003). Στην πράξη χρησιμοποιούνται περισσότερο τεχνικές άμεσης αποτίμησης, και κυρίως η εξαρτημένη αξιολόγηση (Driessen et al., 2012; Junier and Mostert, 2012). Παρόλα αυτά, δεν εφαρμόζονται ακόμη χρεώσεις για τη χρήση του αρδευτικού νερού, παρά μόνο έμμεσα, μέσω φορολογικών εισφορών (Lindhout, 2013). Αντιθέτως η προσέγγιση χρεώσεων για τη διατήρηση της καλής ποιότητας αστικού νερού στην Ολλανδία θεωρείται από τις πιο αποτελεσματικές στην Ευρώπη (Squintani et al., 2017).

Στη σημασία του ρόλου της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης έχει σταθεί ιδιαίτερα και η Ισπανία. Τα πρότυπα καλής κατάστασης έχουν αποφασιστεί από τις τοπικές αρχές εκ των προτέρων, βάση μελετών άμεσης και έμμεσης αποτίμησης, που καθόρισαν του στόχους. Παρόμοιο είναι και το σκεπτικό κοστολόγησης του αστικού νερού (Hof et al., 2018). Αρχικά, αυτού του είδους οι μελέτες καθόρισαν το κόστος πόρου και το περιβαλλοντικό, αφού εξισώθηκαν με το κόστος των ενεργειών που θα απαιτούσαν για να βελτιωθεί η κατάσταση των υδάτων (WTP) ή το κόστος για να αποφευχθεί η περεταίρω υποβάθμιση (Gómez-Limón and Riesgo, 2004). Αργότερα, ο τρόπος αντιμετώπισης του πλήρους κόστους έγινε πιο ολοκληρωμένος, και αυτός ισχύει και εφαρμόζεται έως σήμερα (Kochskamper et al., 2016). Πιο συγκεκριμένα, σε κάθε ΥΣ λαμβάνεται εκ των προτέρων η απόφαση για το πόσο νερό μπορεί να εξαχθεί από το σύστημα ύδρευσης και πόση ρύπανση μπορεί να δεχτεί. Έπειτα, αποφασίζεται ο τρόπος διανομής του πόρου (π.χ. πόσο θα διατεθεί για ύδρευση και πόσο για άρδευση). Εφόσον η άντληση του νερού και οι εκπομπές ρύπων (χρήση) θα μειώσουν τη φυσική του ανανεώσιμη ποσότητα, την ποσότητα των υπηρεσιών αναψυχής, την ποιότητα του τοπίου κλπ., η χρήση αυτή συνδέεται με το περιβαλλοντικό κόστος, αλλά και με το κόστος πόρου (που θεωρείται ότι είναι το κόστος ευκαιρίας της εναλλακτικής που απορρίπτεται με την απόφαση να γίνεται χρήση του πόρου) (Schaafsma and Brouwer, 2006; European Commission, 2007). Η δυσκολία στη συλλογή και λόγω της έλλειψης δεδομένων αναγνωρίζονται ως τα κυριότερα προβλήματα της διαδικασίας, καθώς οι παραπάνω αποφάσεις προϋποθέτουν ολοκληρωμένη ανάλυση σε επίπεδο λεκάνης απορροής, μέσω υδρο-οικονομικών μοντέλων. Η όλη μεθοδολογική προσέγγιση αναπτύχθηκε για μια πιλοτική λεκάνη απορροής (Jucar Pilot River Basin - Jucar PRB) υπό την αιγίδα του Υπουργείου Περιβάλλοντος από τους Andreu, Pulido, Collazos και Perez του Πολυτεχνείου της Βαλένθια. Έτσι ακολουθείται ακόμη η προσέγγισή τους (Andreu et al., 1996), που στηρίζεται στη συζευγμένη χρήση μοντέλων επιφανειακών

και υπόγειων υδάτων, καθώς και στη σύνδεσή τους με Decision Support System (DSS) (Berbel and Expósito, 2018). Ακολούθως, πολλές λεκάνες αναμένεται να υιοθετήσουν αυτή τη μεθοδολογία, και κυρίως να αναπτυχθεί ένα σύστημα παρακολούθησής τους (Gómez-limón and Martín-Ortega, 2013).

Διαφορετική είναι η προσέγγιση του πλήρους κόστους στη Γαλλία, όπου χρησιμοποιούνται οικονομικές μέθοδοι για την ενσωμάτωση ζημιών (υποβάθμισης περιβάλλοντος) στην αγορά. Το σύστημα που καθιερώθηκε αποτελείται από τρεις φάσεις-στόχους (Laurans, 2000): Αρχικά καταγραφή της τεχνογνωσίας αποτίμησης ζημιών-υποβαθμίσεων που σχετίζονται με το νερό στη Γαλλία (καταγραφή 40 μελετών και σύνθεση των αποτελεσμάτων). Έπειτα, αξιολόγηση της αξιοπιστίας και της δυνατότητας εφαρμογής τους με στόχο την καθιέρωση δείκτη κοστολόγησης για τις υπηρεσίες που σχετίζονται με το νερό, κατά την έννοια της ευρωπαϊκής οδηγίας. Επίσης, έγιναν γνωστά τα ισχυρά και τα αδύνατα σημεία της γαλλικής εμπειρογνωμοσύνης σε αυτόν τον τομέα, διατυπώθηκαν συστάσεις (ανεπαρκώς διερευνηθέντα πεδία, ανεπαρκώς επιλυμένες μεθοδολογικές δυσκολίες, τυποποίηση διαδικασιών κλπ.). Τέλος, επειδή διαπιστώθηκε έλλειψη γνώσεων γύρω από την κοστολόγηση του νερού, συνιστάθηκε η εκπόνηση περισσότερων σχετικών μελετών (Laurans et al., 2001; Grimeaud, 2004). Η συντριπτική πλειοψηφία των μελετών που τελικά χρησιμοποιήθηκαν αποτιμά το πλήρες κόστος μέσω εξαρτημένης αξιολόγησης, ενώ ακολουθούν οι μέθοδοι κόστους ταξιδιού, αποτιμήσεις που βασίζονται σε εκτιμήσεις μελετητών, οι μέθοδοι ηδονικής τιμολόγησης, κόστους αντικατάστασης και επεξεργασίας (αποκατάστασης) (European Commission, 2012; 2015). Σήμερα, το Υπουργείο Περιβάλλοντος δίνει ένα υπολογιστικό φύλλο στους παρόχους νερού, σύμφωνα με το οποίο η κοστολόγηση γίνεται βάση ενός συντελεστή που προέκυψε από αυτές τις 40 μελέτες (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2015). Ο συντελεστής αυτός είναι η μέση τιμή που εξήχθη από τη σύνδεση της επίδρασης της αλλαγής στην ποιότητα σε σχέση με μια αλλαγή στο κόστος νερού (Feuillette et al., 2016). Έτσι, αποφεύχθηκαν οι καθυστερήσεις και τα επιπλέον κόστη που μπορεί να προέκυπταν εξαιτίας τους.

Η χρήση της μεθόδου της εξαρτημένης αξιολόγησης μέσω της προθυμίας πληρωμής (WTP) για τη βελτίωση της ποιότητας των υδάτων εφαρμόζεται και στην Πολωνία (European Commission, 2012). Η προσέγγιση του κόστους των σχετικών μέτρων, σε συνδυασμό με WTP βρίσκει εφαρμογή και στην Τσεχία (Kowalczak et al., 2013). Ο Brouwer (2008) υποστηρίζει ότι γενικότερα οι μέθοδοι άμεσης αποτίμησης μπορούν να βοηθήσουν σημαντικά την κοστολόγηση των υδάτων, πέρα από το κόστος των σχετικών μέτρων. Τέλος, υπάρχουν και αμφισβητήσεις μέσα στα Κράτη-μέλη για το αν τελικά είναι νομικά υποχρεωμένοι να υπολογίζουν αυτά τα κόστη (Gawel, 2014).

4.4. Συμπεράσματα

Ανακεφαλαιωτικά, οι διάφορες προσεγγίσεις κοστολόγησης έχουν εφαρμοστεί κυρίως για το αστικό νερό (Hutton and Varughese, 2016) και βασίζονται στη βελτίωση της ποιότητάς του (Boley, 2015; Wiering et al., 2018). Ερευνητικά μεγαλύτερη έμφαση έχει

δοθεί στην τιμολόγηση (Ward and Pulido-Velazquez, 2009) και την κατανομή του κόστους ύδατος (Sechi et al., 2013) παρά στην εκτίμησή του. Ακόμα λιγότερα είναι τα στοιχεία και οι εφαρμογές κοστολόγησης του αρδευτικού νερού, σε όλες τις χώρες. Μέθοδοι κόστους αποφυγής συνήθως εφαρμόζονται για τη μείωση των δαπανών επεξεργασίας νερού, η εξαρτημένη αξιολόγηση εφαρμόζεται συνήθως για την εύρεση της αύξηση της χρησιμότητας των χρηστών λόγω της βελτίωσης της ποιότητας του νερού, όμως οι μέθοδοι δε χρησιμοποιούνται πάντα με τον ίδιο τρόπο (Feuillet et al., 2016). Η εξαρτημένη αξιολόγηση, παρόλο που είναι η πιο «συζητημένη» μέθοδος για το αντικείμενο, είναι και η πιο ακριβή στην εφαρμογή, επειδή αν δεν χρησιμοποιηθεί μεταφορά κόστους σε άλλες περιοχές μελέτης, θα πρέπει να επαναληφθεί (EEA Report, 2018). Οι μέθοδοι μεταφοράς οφέλους (και κόστους) είναι οι φθηνότερες για να παρέχουν μία εκτίμηση των οφελών από την αποκατάσταση του περιβάλλοντος, όμως εμπεριέχουν και το μεγαλύτερο επίπεδο σφάλματος στην εκτιμώμενη τιμή (EEA Report, 2018). Οι ασυμφωνίες στις μεθόδους κοστολόγησης έχουν ως αποτέλεσμα η πρόοδος των Κρατών-μελών για τους στόχους του 2015 να μην είναι ικανοποιητική. Αυτό τονίζεται και στην εργασία του Maia (2017), όπου τα περισσότερα προβλήματα σχετικά με την οικονομική αποτίμηση του νερού συνεχίζουν να παραμένουν άλυτα και στο δεύτερο κύκλο αξιολόγησης. Οι Berbel και Exprósito (2018) αποδίδουν αυτή την κατάσταση σε ανεπάρκεια επιστημονικής κατάρτισης γύρω από την υδρο-οικονομική διαχείριση που προβάλλει η ΟΠΥ και εφιστούν την προσοχή των Κρατών-μελών σε δύο σημεία:

- (1) Να γίνουν ξεκάθαροι οι ορισμοί και οι μέθοδοι ποσοτικοποίησης, ειδικά ως προς την πλήρη κοστολόγηση του νερού και την ανάκτησή του (European Environment Agency, 2013; Gawel, 2014; Strosser and de Paoli, 2013). Πρέπει να σημειωθεί ότι η ασάφεια αυτών των εννοιών οδήγησε ακόμη και σε διαμάχες στο Ευρωπαϊκό Δικαστήριο (Commission εναντία στη Γερμανία, 2014) (Borrego-Marín et al., 2016).
- (2) Η συμφωνία στον ορισμό και τις μεθόδους αποτίμησης κόστους πόρου και περιβαλλοντικού κόστους (Gawel, 2014; Mouratiadou et al., 2010), καθώς και οι «ακριβείς οικονομικές αξίες» του νερού (European Commission, 2015a; Moran and Dann, 2008). Εφόσον οι αντιλήψεις για αυτές τις έννοιες ποικίλουν, πρέπει να καθιερωθούν νομοθετικά και να τεθούν σε εφαρμογή από τα Διαχειριστικά Σχέδια Λεκανών Απορροής όλων των Κρατών-μελών (Gomez-Limon and Martin-Ortega, 2011).

Από όλα τα παραπάνω, γίνεται αντιληπτό ότι η ΟΠΥ θεωρήθηκε και θεωρείται από πολλούς ως μια μεγάλη ευκαιρία για την αναβάθμιση της ποιότητας των υδάτων της Ευρώπης, συνδυάζοντας τη συστημική προσέγγιση με τα οικονομικά εργαλεία (Voulvoulis et al., 2015). Όμως μετά από περίπου 17 χρόνια η επιτυχής εφαρμογή της παραμένει πρόκληση. Για την επίτευξη των στόχων (κυρίως βελτίωσης της κατάστασης των υδάτων, παρά της κοστολόγησης) εξετάζεται και το ενδεχόμενο συνεργασίας χωρών με περιπτώσεις που θεωρείται ότι έχουν σημειώσει μεγαλύτερες προόδους (van Eerd et al., 2018). Τα περισσότερα Κράτη-μέλη σχεδίασαν τα προγράμματα

παρακολούθησής πάνω στα όσα ορίζει το Παράρτημα V της Οδηγίας και επικεντρώθηκαν στην παρακολούθηση μεμονωμένων παραμέτρων, υπό την παραδοχή ότι η καλή κατάσταση αυτών των στοιχείων αντιστοιχεί στην καλή κατάσταση των οικοσυστημάτων (Solimini et al., 2009). Αυτή η θεώρηση πάσχει καθώς αποτυγχάνει να αναγνωρίσει ότι η ΟΠΥ στοχεύει να βελτιώσει τη συνολική κατάσταση των οικοσυστημάτων (Vlachopoulou et al., 2014), παρά τα μεμονωμένα στοιχεία που αναφέρονται στο Παράρτημα V (Collins et al., 2012).

Στην παρούσα διατριβή θεωρείται ότι μέσα από τα μέτρα που καλώς ή κακώς επιβάλλει η ΟΠΥ, θα πρέπει να αντιμετωπίζεται ως μια ευκαιρία που προάγει την παρακολούθηση και άρα τη βελτίωση των ΥΣ, προς όφελος όμως των χρηστών. Υπό αυτή τη «θετική» αντιμετώπιση με στόχο την ανάπτυξη ενός ήθους συλλογικής ευθύνης για το νερό (Worrell and Appleby, 2000; Barclay, 2004), η έννοια της πλήρους κοστολόγησης δύναται να βελτιώσει τις υπηρεσίες ύδατος (εφόσον τα έσοδα χρησιμοποιηθούν κατ' αυτό τον τρόπο). Η συμμόρφωση στις επιταγές της κάθε Οδηγίας θα πρέπει να γίνεται με τρόπο που δε θα περιορίζει τα δικαιώματα και την πρόσβαση των χρηστών στους υδατικούς πόρους, ούτε εις βάρος της μακροπρόθεσμης αποδοτικότητας των πόρων και των τοπικών κοινωνιών. Θα πρέπει δηλαδή ιδανικά, το κάθε Κράτος-μέλος, να αφήνει την ελευθερία στους χρήστες να αναπτύσσουν πλαίσια συνεργασίας ή και θεσμικές ρυθμίσεις για να διαχειρίζονται τους πόρους βιώσιμα και αποδοτικά – όπως προτείνεται και στην έννοια της κοινοτικοποίησης (Ostrom, 2000; 2008; 2010). Αυτήν ακριβώς τη διαδικασία στοχεύει να διευκολύνει η διατριβή, μέσω εύχρηστων υδρο-οικονομικών εργαλείων για την τοπική διαχείριση. Τα επιστημονικά αυτά εργαλεία, ως αντικειμενικά, μπορούν να συμβάλλουν στην ενίσχυση σχέσεων εμπιστοσύνης (και μεταξύ χρηστών και ως προς το Κράτος), που στην ελληνική κοινωνία αποδεικνύονται ιδιαίτερα ασθενείς (Αρβανιτίδης κ.ά., 2015).

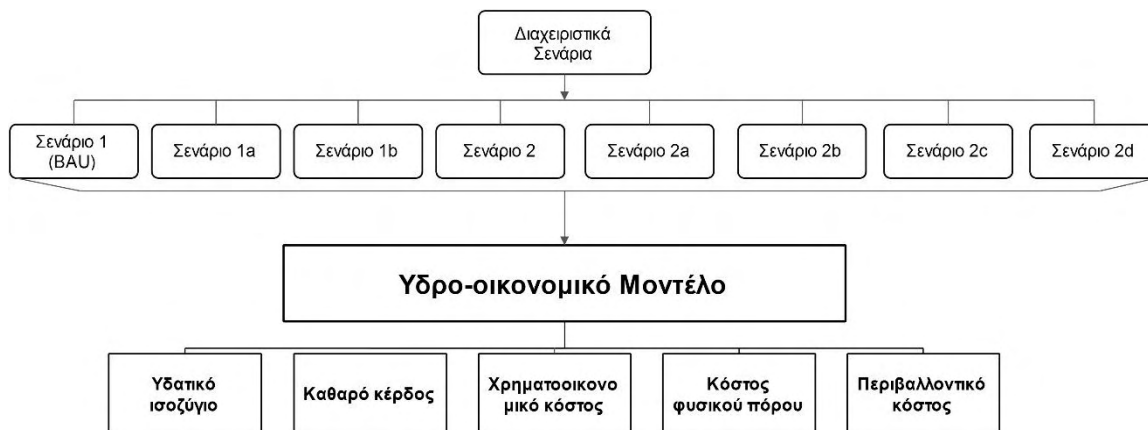
5. ΥΔΡΟ-ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΗ ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗ ΜΕ ΒΑΣΗ ΤΟ ΠΛΗΡΕΣ ΚΟΣΤΟΣ ΝΕΡΟΥ

Η συνέχεια της διατριβής επιχειρεί να δώσει κάποιες λύσεις στα μεθοδολογικά ζητήματα που θίχτηκαν στο προηγούμενο κεφάλαιο, παρουσιάζοντας ένα πλαίσιο υπολογισμού του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού. Με βάση τα χαρακτηριστικά του προβλήματος και τις ιδιαιτερότητες της περιοχής, έπειτα από την εξέταση των προσεγγίσεων που αναλύθηκαν στο 4^ο Κεφάλαιο, διαμορφώθηκε η μεθοδολογία που παρουσιάζεται στη συνέχεια. Η προτεινόμενη προσέγγιση βασίζεται στις έννοιες του υδατικού ισοζυγίου και του κέρδους από την αγροτική παραγωγή για να είναι κατά το δυνατόν απλούστερη και εφικτή. Δευτερευόντως υπεισέρχεται και ο παράγοντας των οικονομικών και της ποιότητας νερού. Η προτεινόμενη μεθοδολογία ενδείκνυται ως γενικότερη, και πλεονεκτεί έτσι, σε σχέση με τις υπόλοιπες που ελέγχθηκαν, επειδή προσαρμόζεται και δίνει λύση σε περισσότερες περιπτώσεις (συνδυάζονται επιφανειακά και υπόγεια ύδατα). Στόχος είναι η μεθοδολογία να μπορεί να εφαρμοστεί από τους ΤΟΕΒ (και από τις ΔΕΥΑ) οποιασδήποτε περιοχής, με λογικές απαιτήσεις δεδομένων, και να θέσει τις βάσεις για μια ολοκληρωμένη ΔΥΠ σε επίπεδο λεκάνης απορροής.

5.1. Ανάπτυξη υδρο-οικονομικού μοντέλου για την απεικόνιση της πλήρους αξίας νερού

Όπως είναι φυσικό, το βασικότερο στοιχείο για την εκτίμηση των περισσότερων παραμέτρων ενός τέτοιου μοντέλου είναι το υδατικό ισοζύγιο, και έπειτα τα καθαρά κέρδη που προκύπτουν από την αγροτική δραστηριότητα της περιοχής. Η σημαντικότερη συνιστώσα βάσει της οποίας διαμορφώθηκε και η γενικότερη μορφή του μοντέλου, όπως προαναφέρθηκε, είναι το πλήρες κόστος του αρδευτικού νερού. Το χρηματοοικονομικό κόστος αντιμετωπίστηκε με βάση τις αρχές της λογιστικής θεωρίας, δηλαδή με οικονομικούς όρους που στηρίζονται στην επεξεργασία πρωτογενών δεδομένων από τους αρμόδιους ΤΟΕΒ. Το κόστος φυσικού πόρου εκτιμήθηκε με δύο μεθόδους, που βασίζονται στους κυριότερους ορισμούς που του έχουν αποδοθεί. Σε κάθε περίπτωση, αντιμετωπίστηκε ως κόστος που προκύπτει από τη σπανιότητα του νερού. Η πρώτη μέθοδος το προσεγγίζει ως «διαφυγόν κέρδος» εξαιτίας του ελλειμματικού υδατικού ισοζυγίου, και η δεύτερη ως «κόστος ευκαιρίας» (ή κόστος εναλλακτικών χρήσεων) από τη βέλτιστη κατανομή των υδατικών πόρων. Τα αποτελέσματά τους δείχνουν τη συμφωνία των δύο προσεγγίσεων, και κατ' επέκταση των διαφορετικών ορισμών. Το περιβαλλοντικό κόστος αντιμετωπίστηκε ως κόστος που προκύπτει από την ποιοτική υποβάθμιση των υδατικών πόρων. Έτσι εξισώθηκε με το κόστος απορρύπανσης των ΥΣ, ώστε οι συγκεντρώσεις των ρύπων να φτάσουν στα επιτρεπόμενα όριά τους.

Το μοντέλο εξετάζεται υπό τα διαχειριστικά σενάρια 1, 1a, 1b, 2, 2a, 2b, 2c και 2d, όπως ακριβώς διαμορφώθηκαν και αναλύθηκαν στο 3^ο Κεφάλαιο της παρούσας διατριβής. Τα παραπάνω απεικονίζονται στο ακόλουθο διάγραμμα ροής, ενώ η κάθε συνιστώσα του υδρο-οικονομικού μοντέλου αναλύεται λεπτομερώς στη συνέχεια.



Σχήμα 5. 1. Η δομή του υδρο-οικονομικού μοντέλου που αναπτύχθηκε.

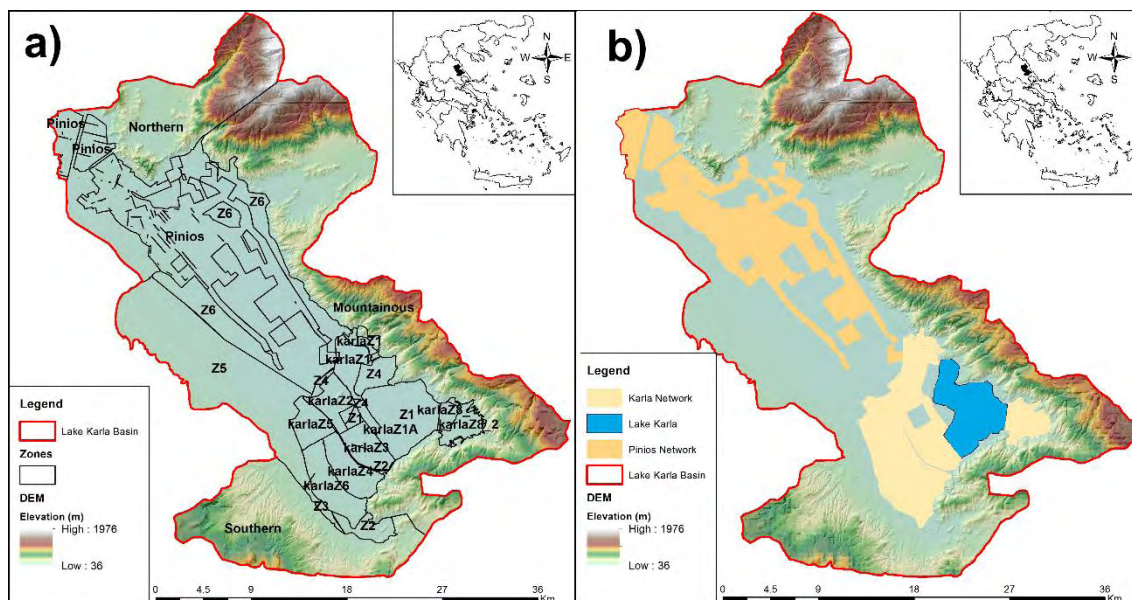
Στο 3^ο Κεφάλαιο ακολουθήθηκε μία απλοποιητική διαδικασία υπολογισμού του υδατικού ισοζυγίου και των κερδών, καθώς τα δεδομένα ήταν ελλιπή, και ο στόχος δεν ήταν τόσο η ακρίβεια, παρά η δυνατότητα να βρίσκει εφαρμογή η μεθοδολογία σε παρόμοιες περιοχές. Στο παρόν κεφάλαιο, όπου ο στόχος είναι το κόστος νερού, απαιτείται μεγαλύτερη ακρίβεια, ώστε η κοστολόγηση να είναι το δυνατόν αντιπροσωπευτικότερη.

5.1.1. Υδατικό Ισοζύγιο

Οι παράγοντες που οδήγησαν στις όποιες διαφοροποιήσεις ήταν ο στόχος του κάθε μοντέλου και τα διαφορετικά διαθέσιμα δεδομένα. Πιο συγκεκριμένα, ο στόχος της «πρώτης εκδοχής» του μοντέλου ήταν να δείξει τον τρόπο ανάπτυξης και προσέγγισης προβλημάτων ελλειπών δεδομένων, καθώς και η πρόταση διαχειριστικών μέτρων για υποβαθμισμένες περιοχές. Οι παράμετροι που μελετήθηκαν υπολογίστηκαν ανά ζώνη άρδευσης για να επιτευχθεί μεγαλύτερη ακρίβεια και να αξιοποιηθούν κάποιες χωρικές πληροφορίες χρεώσεων. Χρησιμοποιήθηκαν δορυφορικά και στατιστικά δεδομένα χρήσεων γης, ενώ μόνο οι τέσσερις κύριες καλλιέργειες ελήφθησαν υπόψη στον υπολογισμό της γεωργικής ζήτησης νερού.

Η «δεύτερη εκδοχή» του προσανατολίζεται στην ανάπτυξη μεθοδολογίας κοστολόγησης του αρδευτικού νερού, σύμφωνα με την Οδηγία Πλαίσιο 2000/60/EK. Από τις συνιστώσες του πλήρους κόστους νερού, εκτός από το χρηματοοικονομικό κόστος που αφορά την υπηρεσία παροχής ύδατος, το κόστος φυσικού πόρου και το περιβαλλοντικό αφορούν το Υδατικό Σώμα. Έτσι ο διαχωρισμός της λεκάνης σε ζώνες άρδευσης δε διευκολύνει τον υπολογισμό των ζημιών λόγω υδατικού ελλείμματος (κόστος πόρου) και ποιοτικής υποβάθμισης (περιβαλλοντικό κόστος), ούτε είναι χρήσιμος. Έτσι, η λεκάνη χωρίστηκε σε τρεις ζώνες, ανά Υδατικό Σώμα, ώστε το κόστος νερού να εξάγεται για την έκταση που εξυπηρετεί το κάθε ΥΣ, μία προσέγγιση που βρίσκεται σε συμφωνία και με τη μελέτη των Σχεδίων Διαχείρισης του ΥΠΕΚΑ

(2012). Χρησιμοποιήθηκαν επίσημα δεδομένα χρήσεων γης από το Υπουργείο Γεωργίας (ΟΠΕΚΕΠΕ), τα οποία αναπαριστούν την κατανομή καλλιεργειών σε επίπεδο αγροτεμαχίου, σύμφωνα με τις δηλώσεις των γεωργών, το έτος 2015. Οι καλλιεργείες κατηγοριοποιήθηκαν σε 12 κλάσεις, αντί για τέσσερις (αυτός είναι και ο λόγος που δεν εξετάστηκαν και τα υπόλοιπα σενάρια βελτιστοποίησης, τιμολόγησης νερού, κλπ. που αναπτύχθηκαν στο 3^ο Κεφάλαιο, ότι δηλαδή διαμορφώθηκαν βάσει άλλων αρχικών συνθηκών).



Σχήμα 5. 2. α) Ο διαχωρισμός της λεκάνης σε ζώνες άρδευσης, όπως θεωρήθηκε στην πρώτη εκδοχή του μοντέλου και β) ο διαχωρισμός της λεκάνης ανά εξυπηρετούμενες εκτάσεις από κάθε ΥΣ (Πηνειό, υπόγειο υδροφορέα και μελλοντικά από τον ταμιευτήρα της Κάρλας).

Στην προσομοίωση του υδατικού ισοζυγίου, όσον αφορά την προσφορά νερού, οι απολήψεις από τον Πηνειό ποταμό και το νέο ταμιευτήρα Κάρλας, λαμβάνονται κατά τον ίδιο τρόπο όπως και στο 3^ο Κεφάλαιο. Η διαφοροποίηση αυτού του κεφαλαίου έγκειται στις απολήψεις από τον υπόγειο υδροφορέα όπου υπολογίστηκαν με τη χρήση του υδρολογικού μοντέλου UTHBAL (Loukas et al., 2007). Πρόκειται για ένα μηνιαίο ημικαταναμημένο υδρολογικό μοντέλο, όπου έχει εφαρμοστεί ξανά στη λεκάνη απορροής της Κάρλας για τη μηνιαία προσομοίωση του υδρολογικού ισοζυγίου και την εκτίμηση της κατείσδυσης στον υπόγειο υδροφορέα (Sidiropoulos et al., 2013; Υδρομέντωρ, 2015; Alamanos et al., 2019b). Η περίοδος προσομοίωσης ήταν από τον Οκτώβριο του 1960 έως το Σεπτέμβριο του 2009. Ως δεδομένα εισόδου χρησιμοποιούνται χρονοσειρές μηνιαίας επιφανειακής βροχόπτωσης, μέσης μηνιαίας επιφανειακής θερμοκρασίας, και μηνιαίας επιφανειακής δυνητικής εξατμισοδιαπνοής. Τα δεδομένα βροχόπτωσης και θερμοκρασίας προέκυψαν από 12 βροχομετρικούς και 26 μετεωρολογικούς σταθμούς της ευρύτερης περιοχής, η δυνητική εξατμισοδιαπνοή είχε υπολογισθεί με τη μέθοδο Thornthwaite, ενώ για τη βαθμονόμηση και την πιστοποίηση του μοντέλου είχαν χρησιμοποιηθεί δεδομένα μηνιαίας παροχής από τον υδρομετρικό σταθμό της λίμνης Κάρλας (Υδρομέντωρ, 2015). Το μοντέλο εξάγει την απορροή και την επαναφόρτιση του υδροφορέα (Recharge) σε mm νερού.

Πίνακας 5. 1. Υδρολογικό ισοζύγιο λεκάνης απορροής Κάρλας μετά την εφαρμογή του UTHBAL για την υδρολογική περίοδο Οκτ. 2007 - Σεπ. 2009 (Υδρομέντωρ, 2015).

	Υετόπτωση (mm)	Δυνητική Εξατμισοδιαπνοή (mm)	Πραγματική Εξατμισοδιαπνοή (mm)	Απορροή (mm)	Κατείσδυση (mm)
Oct-07	145,30	59,88	45,63	5,84	0,00
Nov-07	99,89	25,79	25,23	9,52	18,07
Dec-07	42,33	9,59	9,58	6,85	24,63
Jan-08	20,91	8,12	8,12	4,51	10,11
Feb-08	36,18	14,71	14,68	6,65	3,85
Mar-08	36,41	39,38	36,18	6,53	9,70
Apr-08	44,69	56,08	46,82	4,38	3,49
May-08	16,70	91,25	56,46	2,72	5,66
Jun-08	14,29	129,71	55,04	1,76	0,00
Jul-08	25,71	149,11	49,60	1,30	0,00
Aug-08	12,06	140,51	39,22	0,97	0,00
Sep-08	79,77	91,63	44,15	0,99	0,00
Oct-08	39,88	59,11	36,69	1,16	0,00
Nov-08	43,53	32,94	27,35	1,20	0,00
Dec-08	81,62	14,37	14,29	5,42	0,00
Jan-09	145,13	10,37	10,37	15,75	15,45
Feb-09	32,31	11,64	11,63	11,13	46,56
Mar-09	76,71	26,22	25,82	16,74	9,27
Apr-09	25,92	49,56	42,45	12,87	25,57
May-09	45,72	93,24	60,58	2,89	0,00
Jun-09	10,31	118,73	57,39	2,08	1,69
Jul-09	37,92	148,13	56,52	1,50	0,00
Aug-09	8,89	135,50	44,51	1,15	0,00
Sep-09	41,49	92,62	40,53	0,95	0,00
Υδρ. Έτος 07-08	574,24	815,75	430,73	52,03	75,51
Υδρ. Έτος 07-08	589,43	792,42	428,13	72,84	98,54
Υδρ. Περίοδος 07-09	581,83	804,09	429,43	62,43	87,02

Όσον αφορά τη ζήτηση, οι αστικές, οι βιομηχανικές και οι κτηνοτροφικές ανάγκες είναι οι ίδιες που υπολογίσθηκαν στο 3^ο Κεφάλαιο. Η διαφοροποίηση αυτού του κεφαλαίου έγκειται στον υπολογισμό των αρδευτικών υδατικών αναγκών. Όπως προαναφέρθηκε, πέρα του διαφορετικού διαχωρισμού της λεκάνης σε ζώνες, σημαντικό ρόλο έπαιξε η χρήση διαφορετικής κατηγοριοποίησης καλλιεργειών, για τον υπολογισμό των υδατικών απαιτήσεων. Στην πρώτη «εκδοχή» του μοντέλου ελήφθησαν υπόψη οι καλλιέργειες μηδικής, καλαμποκιού, βαμβακιού και σιταριού. Στη δεύτερη εκδοχή του, οι καλλιέργειες από τις δηλώσεις των αγροτών ομοδοποιήθηκαν ως εξής: μηδική, καλαμπόκι, βαμβάκι, σιτάρι, ζαχαρότευτλα, πατάτες, ντομάτες, ελιές, ρύζι, δενδρώδεις, κηπευτικά και λοιπές καλλιέργειες.

Η διαδικασία υπολογισμού των αρδευτικών αναγκών τους ήταν επίσης πιο αναλυτική. Υπολογίσθηκε αρχικά η δυνητική εξατμισοδιαπνοή καλλιέργειας αναφοράς (PET_o). Είναι η εξατμισοδιαπνοή από μια επιφάνεια πλήρως καλυμμένη από γρασίδι ομοιόμορφου ύψους 8-15 cm, ελεύθερου από οποιαδήποτε ασθένεια με επαρκές διαθέσιμο εδαφικό νερό για την ανάπτυξή του (Blaney and Criddle, 1950). Σύμφωνα με την τροποποιημένη μέθοδο Blaney-Criddle η δυνητική εξατμισοδιαπνοή καλλιέργειας αναφοράς (PET_o) δίνεται σε mm/ημέρα από τη σχέση (Εξ. 5.1) (Allen and Pruitt, 1986; Blaney and Criddle, 1962):

$$PET_o = a + b \cdot f \quad (5.1)$$

Όπου

- a, b και f σταθερές που υπολογίζεται από τους τύπους:

$$a = 0.0043RH_{min} - \left(\frac{n}{N}\right) - 1.41 \quad (5.2)$$

$$f = p (0.46T_{mean} + 8.13) \quad (\text{mm/day}) \quad (5.3)$$

$$b = 0.82 - (0.0041RH_{min}) + 1.07 \left(\frac{n}{N}\right) + 0.066u - 0.006RH_{min} \left(\frac{n}{N}\right) - 0.0006RH_{min}u \quad (5.4)$$

- p: το μέσο ημερήσιο ποσοστό της συνολικής ετήσιας διάρκειας των ωρών ημέρας
- T_{mean}: η μέση θερμοκρασία του μήνα σε °C
- u: η ταχύτητα ανέμου κατά τη διάρκεια της ημέρας σε m/s, μετρημένη σε ύψος 2 m

Η τροποποιημένη μέθοδος Blaney-Criddle προτιμήθηκε καθώς μπορεί να οδηγήσει σε πιο αξιόπιστα αποτελέσματα λόγω της πληρότητας των δεδομένων που απαιτεί, γλιτώνοντας έτσι από κάποιες παραδοχές που αναγκαστικά θα έπρεπε να γίνουν στο λογισμικό CROPWAT. Γνωρίζοντας τη δυνητική εξατμισοδιαπνοή, υπολογίζεται η πραγματική εξατμισοδιαπνοή κάθε καλλιέργειας (ET_c), χρησιμοποιώντας το φυτικό συντελεστή K_c. Ο συντελεστής αυτός εκφράζει τη διαφορά των χαρακτηριστικών της εκάστοτε καλλιέργειας από την καλλιέργεια αναφοράς, σε κάθε στάδιο ανάπτυξης του φυτού.

$$ET_c = PET_o \cdot K_c \quad (5.5)$$

Διαφορετικές τιμές του φυτικού συντελεστή K_c χρησιμοποιήθηκαν για τα διάφορα στάδια ανάπτυξης των κυριότερων καλλιεργειών της μελετώμενης περιοχής (Πίνακας 5.2).

Πίνακας 5. 2. Τιμές φυτικού συντελεστή Kc (FAO, 1998).

Παράμετρος	ΟΚΤ	ΝΟΕ	ΔΕΚ	ΙΑΝ	ΦΕΒ	ΜΑΡ	ΑΠΡ	ΜΑΙ	ΙΟΥΝ	ΙΟΥΛ	ΑΥΓ	ΣΕΠ
Βαμβάκι	0.18	0	0	0	0	0	0	0.3	0.45	0.75	0.9	0.83
Καλαμπόκι	0	0	0	0	0	0	0.058	0.37	0.66	0.85	0.85	0.33
Καπνός	0	0	0	0	0	0	0	0.35	0.75	1.1	0.95	0
Δέντρα/λοιπά	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0.7	1	0.85	0.8
Μηδική	0	0	0	0	0	0	1.05	1.14	1.18	1.2	1.18	1.15
Τεύτλα	0	0	0	0	0	0	0.36	0.64	0.85	0.85	0.27	0
Αμπέλια	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.45	0.6	0.6	0.45
Κηπ/μπο/λοιπα	0	0	0	0	0	0	0.34	0.66	0.85	0.5	0	0
Σιτηρά	0	0.31	0.48	0.71	0.93	1.12	1.13	0.68	0	0	0	0
Πατάτες	0.98	0	0	0	0	0	0	0	0	0.41	0.79	1.15

Ένα μέρος των απωλειών εξατμισοδιαπνοής είναι δυνατό να καλύπτεται από τη βροχή. Το μέρος της βροχής που μπορεί χρησιμοποιηθεί από τα φυτά είναι εκείνο που αποθηκεύεται στο ριζόστρωμα ανάμεσα στην υδατοϊκανότητα και σε κάποιο κατώτατο όριο, μέχρι το οποίο τα φυτά μπορούν να αντλούν χωρίς δυσκολία το νερό (Παπαζαφειρίου, 1999). Το μέρος αυτό της βροχής, που προκύπτει αν αφαιρεθεί η επιφανειακή απορροή και η βαθιά διήθηση, αποκαλείται χρήσιμη, ωφέλιμη ή ενεργός βροχόπτωση (P_{eff}). Η μηνιαία ενεργός βροχόπτωση δίνεται από δυο τύπους (Εξ. 5.6 και 5.7), ανάλογα την τιμή της συνολικής μηνιαίας βροχόπτωσης (P_{tot}) (USDA, 1970; Dastane, 1974):

$$P_{eff} = P_{tot}(125 - 0.2P_{tot})/125, \quad \text{για } P_{tot} < 250 \text{ mm} \quad (5.6)$$

$$P_{eff} = 125 + 0.1P_{tot}, \quad \text{για } P_{tot} > 250 \text{ mm} \quad (5.7)$$

Γνωρίζοντας λοιπόν την πραγματική εξατμισοδιαπνοή και την ενεργό βροχόπτωση, υπολογίζεται η ημερήσια κατανάλωση κάθε καλλιέργειας σε χιλιοστά νερού σύμφωνα με το δείκτη Near Irrigation Requirement (NIR) (FAO, 1979) (Εξ. 5.8 και 5.9):

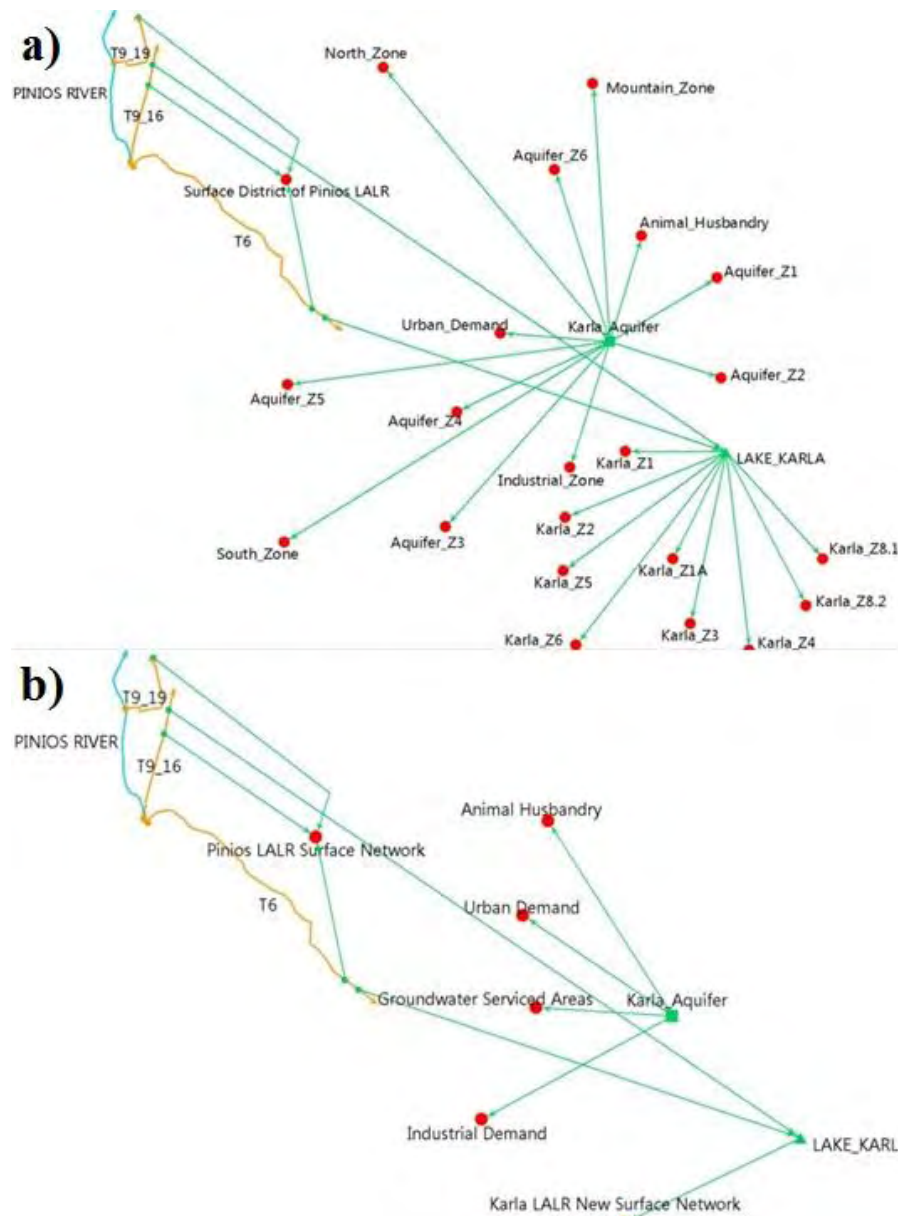
$$NIR = ET_c - P_{eff}/n_d, \quad \text{αν } ET_c - P_{eff}/n_d > 0 \quad (5.8)$$

$$NIR = 0, \quad \text{αν } ET_c - P_{eff}/n_d < 0 \quad (5.9)$$

Όπου n_d ο αριθμός των ημερών του μήνα.

Οι απώλειες μεταφοράς και εφαρμογής της άρδευσης εκτιμώνται στη συνέχεια, κατά τον ίδιο τρόπο που περιεγράφηκε στο 3^ο Κεφάλαιο.

Για την εξαγωγή της ζήτησης και του υδατικού ισοζυγίου, τα δεδομένα εισάγονται στο λογισμικό WEAP, όπως αναλύθηκε στο 3^ο Κεφάλαιο, με τη διαφορά πλέον να είναι στις ρυθμίσεις του μοντέλου που αντικατοπτρίζουν την τροφοδοσία των εκτάσεων της λεκάνης από το εκάστοτε ΥΣ. Σε αντιστοιχία με το Σχήμα 5.2, το Σχήμα 5.3 δείχνει τη νέα προσομοίωση της λεκάνης.



Σχήμα 5.3. Το σχηματικό (schematic view) του WEAP σύμφωνα με α) τις ζώνες άρδευσης, και β) τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από κάθε ΥΣ.

Η χρήση περισσότερων κατηγοριών καλλιεργειών, λεπτομερέστερων δεδομένων και του υδρολογικού μοντέλου UTHBAL οδηγούν σαφώς σε ακριβέστερα και πιο αξιόπιστα αποτελέσματα στη συνολική ζήτηση και στο υδατικό ισοζύγιο.

Πίνακας 5. 3. Σύγκριση των κοινών αποτελεσμάτων των δύο εκδοχών του υδρο-οικονομικού μοντέλου: ζήτηση νερού και έλλειμμα υδατικού ισοζυγίου (Alamanos et al., 2019b).

Διαχειριστικά Σενάρια	Ετήσια ζήτηση νερού (hm ³) Εκδοχή 1/ Εκδοχή 2	Ετήσιο υδατικό έλλειμμα (hm ³) Εκδοχή 1/ Εκδοχή 2
Σενάριο 1	343,9 / 374,1	131,9 / 160,4
Σενάριο 1a	248,7 / 284,9	94,5 / 71,2
Σενάριο 1b	311,7 / 356,2	111,4 / 142,5
Σενάριο 2	322,0 / 373,2	109,3 / 99,5
Σενάριο 2a	309,8 / 351,8	97,1 / 78,2
Σενάριο 2b	308,8 / 363,9	97,8 / 90,3
Σενάριο 2c	247,2 / 284,2	55,1 / 10,5
Σενάριο 2d	303,6 / 355,3	97,5 / 81,7

Εφόσον η δεύτερη εκδοχή του μοντέλου θεωρείται ακριβέστερη και ρεαλιστικότερη, τότε τα αποτελέσματα της πρώτης είναι εξίσου ικανοποιητικά. Η ζήτηση με τα ακριβή δεδομένα παρουσιάζεται αυξημένη, όπως αυξημένη φαίνεται να είναι και η επιρροή των διαχειριστικών σεναρίων στη μείωση του ελλείμματος. Η παρούσα μορφή του μοντέλου (δεύτερη εκδοχή) δεν αναιρεί την πρώτη, καθώς όπως εξηγήθηκε, αποτελούν διαφορετικές προσεγγίσεις. Οι αδυναμίες της μιας αποτελούν τα δυνατά σημεία της άλλης καθώς οι ρυθμίσεις του μοντέλου έχουν τροποποιηθεί κατάλληλα ώστε να αναδείξουν καλύτερα τα εκάστοτε αποτελέσματα, με τα υφιστάμενα δεδομένα.

Πίνακας 5. 4. Τελικά αποτελέσματα υδατικού ισοζυγίου για κάθε ΥΣ (εξυπηρετούμενη ζώνη), για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

ΕΤΗΣΙΟ ΥΔΑΤΙΚΟ ΙΣΟΖΥΓΙΟ (hm ³)				
	ΥΠΟΓΕΙΑ	ΠΗΝΕΙΟΥ	ΚΑΡΛΑΣ	ΣΥΝΟΛΟ
ΣΕΝ.1	-149.603	-10.801	-	-160.404
ΣΕΝ.1a	-121.461	50.199	-	-71.261
ΣΕΝ.1b	-137.531	-4.959	-	-142.490
ΣΕΝ.2	-102.692	-10.801	13.947	-99.546
ΣΕΝ.2a	-92.735	-1.400	15.967	-78.168
ΣΕΝ.2b	-98.365	-6.717	13.947	-90.257
ΣΕΝ.2c	-79.786	50.199	19.064	-10.523
ΣΕΝ.2d	-92.866	-4.959	16.152	-81.673

5.1.2. Κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα

Για την εκτίμηση των καθαρών κερδών από την αγροτική δραστηριότητα της περιοχής διαμορφώθηκε ένα απλό λογιστικό μοντέλο, όπως περιγράφει η Εξ. 5.10:

$$NP = GP - TPC \quad (5.10)$$

Όπου, NP είναι το καθαρό κέρδος (Net Profit), GP το ακαθάριστο κέρδος (Gross Profits) και TCP το συνολικό κόστος παραγωγής (Total Production Cost).

Το κέρδος κάθε καλλιέργειας, θεωρήθηκε ότι ισούται με το άθροισμα της Ακαθάριστης Προσόδου και της Επιδότησης. Με τον όρο Ακαθάριστη Πρόσοδος εννοείται το έσοδο που θα αποφέρει η πώληση της μέσης εκτιμώμενης παραγωγής, με την ισχύουσα ΔΤΠ. Όσον αφορά το κόστος παραγωγής κάθε καλλιέργειας, ισούται με το σύνολο των

δαπανών που πραγματοποιούνται για την παραγωγή μιας μονάδας του προϊόντος από την έναρξη της παραγωγικής διαδικασίας μέχρι τη διάθεσή του στην αγορά. Στην προκειμένη περίπτωση, τα δεδομένα του κόστους αφορούν το άθροισμα των δαπανών για λίπανση, ζιζανιοκτόνα, σπόρο, δύο ψεκασμούς, αποφυλλωτικά, κόστος συγκομιδής, κόστος άρδευσης, πετρέλαιο, εργατικά, κόστος φύτευσης, μηχανικές εργασίες, γεωργικές εισφορές και σταθερά κόστη (π.χ. αποσβέσεις μηχανημάτων). Επομένως, η διαφορά τους δίνει το καθαρό κέρδος.

Τα παραπάνω υπολογίσθηκαν με δεδομένες τις εκτάσεις, τα είδη και την κατανομή των καλλιεργειών, τη μέση στρεμματική τους απόδοση, τις τιμές των προϊόντων, τις επιδοτήσεις και το κόστος παραγωγής. Από στοιχεία του ΥΠΑΝ (2012), των Σχεδίων Διαχείρισης του Υπουργείου Ανάπτυξης, του ΟΠΕΚΕΠΕ, Αγροτικών Συνεταιρισμών και Οδηγιών παραγωγής και επενδύσεων σε καλλιέργειες (Agrenda, Agronews, και από πρωτογενή δεδομένα καλλιεργητών), συγκεντρώθηκαν τα απαραίτητα δεδομένα για κάθε καλλιέργεια, όπως φαίνονται στον επόμενο Πίνακα.

Πίνακας 5. 5. Δεδομένα για τον υπολογισμό του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα (Πηγές: δεδομένα αγροτικών συνεταιρισμών, οδηγιών παραγωγής και επενδύσεων σε καλλιέργειες και πρωτογενή δεδομένα καλλιεργητών).

Καλλιέργεια	Μέση απόδοση (kg/στρ)	Τιμή προϊόντος (€/kg)	Επιδότηση (€/στρ)	Κόστος παραγωγής (€/στρ)
Μηδική	1500	0.173	60	150
Καλαμπόκι	1100	0.15	25	93
Σιτάρι	340	0.19	40	50
Βαμβάκι	330	0.43	85	135
Ζαχαρότευτλα	6700	0.045	40	230
Πατάτες	3600	0.37	60	750
Ντομάτες	5350	0.06	25	260
Ελιές	85	3.7	50	230
Ρύζι	750	0.43	33	220
Δενδρώδη/Λοιπά	1000	0.53	65	240
Κηπευτικά/Λοιπά	1950	0.26	0	270

Τα τελικά αποτελέσματα των κερδών εξήχθησαν κατά τον ίδιο τρόπο με αυτά του υδατικού ισοζυγίου, δηλαδή ανά εξυπηρετούμενη έκταση (από επιφανειακό δίκτυο ΤΟΕΒ Πηνειού, υπόγειο υδροφορέα, και μελλοντικά από νέο ταμιευτήρα Κάρλας), για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

Πίνακας 5. 6. Τελικά αποτελέσματα καθαρού κέρδους για κάθε εξυπηρετούμενη ζώνη, για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

	ΚΑΘΑΡΑ ΚΕΡΔΗ (εκ.€)			
	ΥΠΟΓΕΙΑ	ΠΗΝΕΙΟΥ	ΚΑΡΛΑΣ	ΣΥΝΟΛΟ
ΣΕΝ.1	38.168	9.146	-	47.313
ΣΕΝ.1a	38.168	9.146	-	47.313
ΣΕΝ.1b	38.168	9.146	-	47.313
ΣΕΝ.2	31.065	9.146	9.184	49.395
ΣΕΝ.2a	29.831	8.563	8.934	47.328
ΣΕΝ.2b	30.639	8.945	9.098	48.681
ΣΕΝ.2c	31.065	9.146	9.184	49.395
ΣΕΝ.2d	31.065	9.146	9.184	49.395

5.1.3. Χρηματοοικονομικό κόστος

Τα ζητήματα που προκύπτουν στον υπολογισμό του άμεσου κόστους (και ειδικότερα στη μελετώμενη περιοχή) είναι περισσότερο πρακτικά. Όπως αναφέρθηκε και στο 2^ο Κεφάλαιο, δεν υπάρχουν σημαντικές αποκλίσεις κόστους μεταξύ των ΤΟΕΒ Κάρλας και Πηνειού, με το υφιστάμενο σύστημα στρεμματικής τιμολόγησης. Μόνο μία χονδροειδής προσέγγιση του χρηματοοικονομικού κόστους λαμβάνεται υπόψη στην υφιστάμενη κοστολόγηση του νερού, μιας και οι οι πάροχοι τηρούν απολύτως στοιχειώδη στοιχεία ταμειακών ροών (εισπράξεις – πληρωμές) με περιορισμένη δυνατότητα αξιοπιστίας αξιοποίησης παρελθόντων ετών. Δεν υπάρχουν στοιχεία για να υπολογιστεί το κόστος κεφαλαίου (π.χ. κόστος και χρόνος κτήσης παγίων). Επίσης δεν υπάρχουν διαθέσιμα στοιχεία για τα έργα κεφαλής, που συνήθως έχουν εκτελεστεί από άλλους φορείς. Οι ΤΟΕΒ Κάρλας και Πηνειού δεν διαθέτουν στοιχεία αξίας των παγίων που χρησιμοποιούν. Οι καταγραφές οικονομικών στοιχείων που πραγματοποιούν είναι απλές αναφορές στις ετήσιες δαπάνες και τα έσοδά τους. Εκτός της έλλειψης οργάνωσης των απαραίτητων οικονομικών ροών για τον υπολογισμό του, παρατηρείται δυσκολία και στην κατανομή των συνιστωσών του. Στον υπολογισμό του κόστους λειτουργίας, συντήρησης και διοίκησης συμπεριλαμβάνεται το σύνολο των πραγματοποιηθεισών ετήσιων δαπανών των δύο ΤΟΕΒ χωρίς τις υποχρεώσεις παρελθουσών χρήσεων οι οποίες αφορούν στην πλειοψηφία τους υποχρεώσεις σε ΓΟΕΒ και ΔΕΗ. Λόγω της ανομοιογένειας, στην αποτύπωση των στοιχείων κόστους στις λογιστικές καταστάσεις κάθε ΤΟΕΒ, δεν είναι δυνατόν να υπάρξει σαφής διαχωρισμός των δαπανών για κάθε δίκτυο (αρδευτικό, στραγγιστικό, οδικό). Για αυτό το λόγο ως κόστος λειτουργίας και συντήρησης λαμβάνεται υπόψη το σύνολο των ετήσιων δαπανών κάθε ΤΟΕΒ συμπεριλαμβανομένου και του κόστους διοίκησης. Αξίζει να σημειωθεί ότι τα στοιχεία των ισολογισμών δεν είναι συνεχή, με ελλείψεις κάποιων ετών.

Η χρέωση της κάθε καλλιέργειας και κατ' επέκταση κάθε γεωργού υπολογίζεται συνολικά και διαιρείται κατά άτομο μετέπειτα, ενώ δεν γίνεται διαχωρισμός σε επιφανειακά και υπόγεια ύδατα. Ο υπολογισμός για την συνολική χρέωση γίνεται βάση αθροίσματος των ετήσιων δαπανών ανά ΤΟΕΒ και εμπεριέχονται όλα τα οικονομικά

κόστη του Οργανισμού. Ακόμη, η απόσταση του αρδευτή από τον εκάστοτε ταμιευτήρα, αντλιοστάσιο ή γεώτρηση δεν λαμβάνεται υπόψη, αλλά υπάρχει κάποια διαφοροποίηση της τιμής όσων αφορά το είδος της καλλιέργειας, παρότι προσεγγιστικό. Ακόμη, δεν υπάρχει χρονική διαφοροποίηση τιμών (π.χ. καλοκαίρι πιο αυξημένες τιμές τιμολόγησης).

Για την εκτίμηση των συνιστωσών του χρηματοοικονομικού κόστους, χρησιμοποιήθηκαν τα οικονομικά δεδομένα από τους ετήσιους απολογισμούς των ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας, όπου είναι και οι δύο διαχειριστικές υπηρεσίες της λεκάνης. Τα δεδομένα αφορούσαν το έτος 2014, καθώς ήταν το μόνο έτος με διαθέσιμα στοιχεία και για τους δύο ΤΟΕΒ. Σε κάποια προηγούμενα έτη, αλλά και στο 2014 οι απολογισμοί δεν ήταν πλήρεις, παρατηρήθηκε έλλειψη οργάνωσης και περιπτώσεις ατελών δεδομένων. Ειδικά στην περίπτωση του ΤΟΕΒ Κάρλας, δεν υπάρχουν καθόλου στοιχεία για τα πραγματοποιηθέντα έξοδα, ενώ οι καταθέσεις του φαίνεται να έχουν χρησιμοποιηθεί εξ ολοκλήρου για πληρωμές, επομένως το κεφάλαιό του εμφανίζεται μηδενικό. Ακολουθεί η περιγραφή για την εκτίμηση της κάθε συνιστώσας:

1. Κόστος Κεφαλαίου:

Γενικά ο όρος «κεφάλαιο» δεν περιορίζεται μόνο στη χρηματική του έννοια, αλλά επεκτείνεται και στην παραγωγική. Περιλαμβάνει δηλαδή όλους τους διαθέσιμους πόρους που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την παραγωγή αγαθών και υπηρεσιών που ικανοποιούν τις ανθρώπινες ανάγκες ή είναι άμεσα μετατρέψιμοι σε χρηματικές μονάδες. Επομένως, η αξία του χρηματικού κεφαλαίου δεν είναι σταθερή στο χρόνο. Η μεταβολή της αξίας του χρηματικού κεφαλαίου στο χρόνο καθορίζεται από το επιτόκιο. Με τον όρο επιτόκιο εννοείται η σταθερή χρονικά προσαύξηση ενός αρχικού χρηματικού ποσού που αποταμιεύεται (π.χ. σε μια τράπεζα) (Λιάπης και Φίλος, 2017). Η πρόσθεση αυτή στο αρχικό κεφάλαιο είναι ο ανατοκισμός. Βασική παραδοχή αποτελεί το γεγονός ότι το χρηματικό κεφάλαιο συνήθως θεωρείται ως συντελεστής παραγωγής, ενώ ο τόκος που αποδίδει αποτελεί την αμοιβή του για τη συμβολή του στην παραγωγική διαδικασία (Stolowy et al., 2010). Η παραδοχή αυτή δικαιολογείται από την ύπαρξη χρηματοπιστωτικών αγορών, όπου τα διατιθέμενα σήμερα χρηματικά κεφάλαια μπορούν να ανταλλαχθούν με μεγαλύτερα χρηματικά κεφάλαια, τα οποία όμως θα αποδοθούν στο μέλλον (Harrison et al., 2008). Τέλος, για τον υπολογισμό του χρηματοοικονομικού κόστους θα πρέπει να αφαιρούνται οι αποσβέσεις, δηλαδή η λογιστική διαπίστωση της ζημιάς που προκαλείται στην αξία του ενεργητικού με τη χρήση ή με την πάροδο του χρόνου. Η πρακτική των αποσβέσεων συνίσταται στην αφαίρεση ενός συγκεκριμένου ποσού από τα ακαθάριστα κέρδη σε ετήσια βάση, μέχρις ότου το άθροισμα των ετήσιων αποσβέσεων να γίνει ίσο με την αξία αγοράς των πάγιων στοιχείων (Short et al., 2011).

Η πολιτική τιμολόγησης των ΤΟΕΒ της λεκάνης δε βοηθά καθόλου στη διατήρηση σταθερού κεφαλαίου, καθώς δεν υπάρχει γνώση για το ποσό του αρχικού κεφαλαίου, για στοιχεία επιτοκίων, τόκων, αποσβέσεων κλπ. Οι χρήστες πληρώνουν πολύ μικρότερο ποσό απ' ό,τι τους αναλογεί αφού το κόστος νερού δε

λαμβάνεται υπόψη, με αποτέλεσμα πολύ μικρότερα έσοδα, και επομένως συσσώρευση χρεών προς το κράτος, ενώ, λόγω έλλειψης πόρων δε δύνανται να πραγματοποιηθούν νέα έργα και αναγκαία έργα συντήρησης. Εξαιτίας αυτών των δυσκολιών και της έλλειψης δεδομένων, το κόστος κεφαλαίου υπολογίζεται ως το άθροισμα των κεφαλαίων που δηλώνονται χρησιμοποιήθηκαν (πραγματοποιηθέντα) για τόκους – προμήθειες – αποζημιώσεις, κρατήσεις για σχηματισμό κεφαλαίου, αποσβέσεις και καταθέσεις.

Το άθροισμα των στοιχείων αυτών ισοδυναμεί με 536.372,69 € κόστος κεφαλαίου για τον ΤΟΕΒ Πηνειού και 0 € για τον ΤΟΕΒ Κάρλας. Στους απολογισμούς δηλαδή εμφανίζεται ένα εξαιρετικά μικρό ετήσιο κόστος κεφαλαίου (περίπου το μισό του κόστους λειτουργίας και συντήρησης). Αναζητήθηκαν επιπλέον στοιχεία, παραδείγματος χάριν αν τα ποσά αυτά είναι αποπληθωρισμένα, με τι επιτόκιο, σε τι χρονικό ορίζοντα θεωρείται η αποπληρωμή, κλπ., όμως αυτές οι πληροφορίες δεν ήταν ξεκάθαρες στους ΤΟΕΒ. Το μηδενικό κόστος κεφαλαίου του ΤΟΕΒ Κάρλας, προκύπτει για τους λόγους που εξηγήθηκαν παραπάνω, και είναι λογικό, εφόσον στις αρχές του 2016 σταμάτησε να λειτουργεί και ο απολογισμός του 2014 ήταν ο τελευταίος.

2. Κόστη Λειτουργίας και Συντήρησης:

Αυτή η κατηγορία περιλαμβάνει όλα αυτά τα καθημερινά κόστη που αντιμετωπίζει η εταιρεία προκειμένου το δίκτυο παροχής νερού να παραμένει σε μία σχετικά καλή κατάσταση ώστε να καλύπτει τουλάχιστον μία ορισμένη στάθμη ποιότητας υπηρεσιών που θεωρεί ως σημαντική και έχει (ίσως) δεσμευτεί για αυτό. Στο λειτουργικό κόστος συμπεριλαμβάνεται το εργατικό κόστος, το κόστος των χημικών, το κόστος κατανάλωσης ενέργειας και το κόστος εργασιών τρίτων. Επίσης στον υπολογισμό του θα πρέπει να συμπεριλαμβάνεται και ο σχεδιασμός ολοκλήρωσης του συστήματος παροχής νερού καθώς μπορεί να ολοκληρωθεί σε πολλά στάδια, ακόμα και δεκαετίες. Το λειτουργικό κόστος θεωρείται σταθερό κόστος (fixed cost), σε σχέση με τα άλλα κόστη (Drafting Group ECO1, 2004).

Το κόστος συντήρησης, αφορά τα κόστη που συντελούν στη διατήρηση της σωστής λειτουργίας των υφιστάμενων (ή νέων) εγκαταστάσεων μέχρι το τέλος του χρόνου ζωής τους. Το κόστος συντήρησης μπορεί να εκτιμηθεί σε χρηματικές μονάδες ανά χρονική περίοδο (€/χρονικό διάστημα) ως συνάρτηση της παροχής, της μέσης πίεσης δικτύου και του μήκους των αγωγών (ή καναλιών) μέχρι την είσοδο της περιοχής ή της υποπεριοχής που μελετάται, και στη συνέχεια να αθροιστεί για το σύνολο του δικτύου. Διαφορετικά, το κόστος αυτό μπορεί να εκτιμηθεί σε μία περιοχή για μια χρονική περίοδο σε σχέση με το πλήθος των παραπάνω παραγόντων.

Το κόστος συντήρησης του ΤΟΕΒ Πηνειού υπολογίστηκε ως το άθροισμα των παρακάτω:

- Ημ/σθια συντήρησης, φύλακας

- Απαιτούμενα τεχνικά έργα
- Χωματοургικές εργασίες στα κανάλια
- Κόστος επισκευών και υλικών για τα αντλιοστάσια
- Κόστος εργασιών, υλικών και ημ/σθια για τις γεωτρήσεις
- Κόστος εργασιών συντήρησης και υλικών για τους ταμιευτήρες
- Λοιπά έξοδα

Το κόστος λειτουργίας αντλιοστασίων και γεωτρήσεων του ΤΟΕΒ Πηνειού υπολογίσθηκε ως το άθροισμα των:

- ΔΕΗ
- Πετρέλαια, λιπαντικά
- Ηλεκτρολόγος
- Φύλακες αντλιοστασίων
- Υδρονομείς
- Έξοδα αυτοκινήτων (καύσιμα, ασφάλειες, κλπ)
- Λοιπά έξοδα

Το σύνολο των ετήσιων εξόδων για τον ΤΟΕΒ Πηνειού προκύπτει 1.210.524,12 €.

Το κόστος συντήρησης και λειτουργίας του ΤΟΕΒ Κάρλας υπολογίσθηκε συνολικά ως το άθροισμα των παρακάτω:

- Επισκευές, συντηρήσεις έργων και αγροτικών δρόμων
- Αποδοχές προσωπικού, υδρονομέων και συντηρητών
- Συμμετοχή σε δαπάνες ΓΟΕΒ για το στραγγιστικό δίκτυο
- Επιστροφή στραγγιστικών εισφορών
- Κόστος λειτουργίας έργων
- Επισκευές και συντηρήσεις μηχανημάτων
- ΔΕΗ, πετρέλαιο, λιπαντικά
- Επιστροφή αρδευτικών εισφορών
- Λοιπά έξοδα

Το σύνολο των ετήσιων εξόδων για τον ΤΟΕΒ Κάρλας προκύπτει ίσο με 39.982 €.

3. Κόστος Διοίκησης:

Πρόκειται για εκείνο το κόστος που συνδέεται με την εκτέλεση διοικητικών και συντονιστικών δραστηριοτήτων. Παραδείγματα τέτοιου κόστους είναι τα εξής: αγορές ειδών γραφείου (π.χ. χαρτί εκτύπωσης, φάκελοι, ετικέτες κλπ.), ταχυδρομικά

έξοδα ή έξοδα παραδόσεων, δαπάνες χρήσης παροχών Οργανισμών Κοινής Ωφέλειας (π.χ. ηλεκτρικό ρεύμα, νερό, τηλεπικοινωνίες), αμοιβές διοικητικού, βοηθητικού προσωπικού, νομικών συμβούλων κλπ, ανθρώπινου δυναμικού (π.χ. μισθοί, επιβραβεύσεις απόδοσης, κόστη ταξιδιού και έξοδα ασφάλισης), συνδρομές σε τεχνικούς και επαγγελματικούς οργανισμούς καθώς και οι αποσβέσεις των παγίων περιουσιακών στοιχείων. Το άθροισμα αυτών των στοιχείων του διοικητικού κόστους προκύπτει ίσο 146.548,50 €/έτος για τον ΤΟΕΒ Πηνειού και 20.814,66 €/έτος για τον ΤΟΕΒ Κάρλας.

Για την εκτίμηση των γενικών εξόδων συνήθως οι ΤΟΕΒ διαιρούν το ετήσιο άθροισμα κάθε στοιχείου διοικητικού κόστους με το ετήσιο άθροισμα του «παραγωγικού χρόνου» των εργαζομένων της εταιρείας. Με τον τρόπο αυτό υπολογίζεται μία τιμή διοικητικού κόστους (€/ώρα ή €/ημέρα), ειδικά για τη λειτουργία που μελετάται. Η τιμή αυτή στη συνέχεια πολλαπλασιάζεται με το συνολικό χρόνο απασχόλησης του ανθρώπινου δυναμικού (ώρες ή ημέρες), για τη συγκεκριμένη λειτουργία της εταιρείας, ώστε να υπολογιστεί το συνολικό διοικητικό κόστος της εταιρείας. Δηλαδή:

Γενικά έξοδα = (Ετήσιο άθροισμα στοιχείων διοικητικού κόστους) / (Ετήσιο άθροισμα παραγωγικού χρόνου)

*Διοικητικό κόστος = Γενικά έξοδα(€/ημέρα) * Συνολικός χρόνος απασχόλησης*

Αξίζει να αναφερθεί ότι για ακριβέστερα αποτελέσματα, αλλά με πολλές δυσκολίες κατά την εφαρμογή, μπορεί να γίνει εκτίμηση του διοικητικού κόστους που αναμένεται να προκύψει κατά την περίοδο λειτουργίας της εταιρείας και στη συνέχεια η κατανομή του κόστους στην εταιρεία λαμβάνοντας υπόψη τον αριθμό εργαζομένων και το πλήθος των εγκαταστάσεων που θα συμμετέχουν. Ενώ για ακόμα πιο ακριβή υπολογισμό, αλλά με μεγάλη αβεβαιότητα για την ποιότητα των εκτιμήσεων, θα πρέπει να εκτιμηθούν όλα τα επιμέρους διοικητικά κόστη ή τουλάχιστον τα κυριότερα από αυτά.

4. Λοιπά Άμεσα Κόστη:

Εδώ εντάσσονται όλα τα άλλα χρηματοοικονομικά έξοδα που μπορεί να έχει μία εταιρεία, κυρίως στις επενδύσεις της. Το κόστος επένδυσης μπορεί να είναι το κόστος εξοπλισμού/μηχανημάτων, το κόστος νέων έργων κ.ά. Τέλος, εντάσσονται και κόστη σχετικά με τις παραγωγικές απώλειες από απαγορευτικά μέτρα, όπως για παράδειγμα από τη μείωση της αγροτικής παραγωγής λόγω της δημιουργίας μιας προστατευόμενης περιοχής. Ο ΤΟΕΒ Πηνειού φαίνεται να έχει 14.760 € από τις κατασκευές έργων και 159 € από τις προμήθειες, δηλαδή συνολικά 14.919 €. Ο ΤΟΕΒ Κάρλας, παρόλο που τα προϋπολογισθέντα αγγίζουν τις 126.000 € (58.000 € για κατασκευές έργων και 68.000 € προμήθειες), τίποτα από αυτά δεν πραγματοποιήθηκε, επομένως έχει μηδενικά λοιπά άμεσα κόστη.

Κάτι πολύ σημαντικό πάνω στις νέες επενδύσεις είναι η επιλογή του κατάλληλου επενδυτικού προγράμματος, που πρέπει να γίνεται προσεκτικά από τους ΤΟΕΒ (π.χ. ανάλυση κόστους-οφέλους).

Τα παραπάνω ποσά που εκτιμήθηκαν από τους ετήσιους απολογισμούς των ΤΟΕΒ για το έτος 2014, ανάχθηκαν σε παρούσα (μελλοντική δηλαδή) αξία FV, σύμφωνα με την Εξ. 5.11:

$$FV = C \cdot (1 + r)^t \quad (5.11)$$

Όπου C το εκάστοτε κόστος, r το επιτόκιο αναγωγής που σε τέτοιες περιπτώσεις θεωρείται ίσο με 5% (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2009; Moyer et al., 2011; Ευστρατιάδης κ.ά., 2017) και t ο χρονικός ορίζοντας αναγωγής, όπου στην προκειμένη περίπτωση ήταν τρία χρόνια.

5. Χρηματο-οικονομικό κόστος διαχειριστικών σεναρίων:

Στην περίπτωση των διαχειριστικών σεναρίων που προτείνουν τεχνικά έργα μείωσης απωλειών και εφαρμογής στάγδην άρδευσης, συνυπολογίστηκε το επιπλέον κόστος των μέτρων, από εκτιμήσεις των δ/ντών των ΤΟΕΒ, από παλαιότερα δεδομένα τους και από σχετικές έρευνες. Πιο αναλυτικά, τα επιπλέον κόστη των σεναρίων θεωρήθηκαν ως εξής:

Σενάριο 1a: Η αλλαγή κατάστασης που υιοθετείται είναι η μείωση των απωλειών. Αυτό μπορεί να επιτευχθεί με τον καθαρισμό και την σωστή συντήρηση των καναλιών του ΤΟΕΒ Πηνειού αλλά και των ιδιωτικών γεωτρήσεων. Όπως προαναφέρθηκε, η ανάπτυξη του σεναρίου αυτού έγινε με την χρήση υψηλότερου συντελεστή αποδοτικότητας μεταφοράς ίσο με 0,75 αντί για 0,4 που χρησιμοποιήθηκε στο βασικό σενάριο για το επιφανειακό δίκτυο και 0,9 αντί για 0,8 για το υπόγειο δίκτυο. Το γεγονός αυτό οδήγησε σε σαφώς μειωμένες υδατικές απαιτήσεις. Για την εξαγωγή του κόστους εφαρμογής αυτών των ενεργειών χρησιμοποιήθηκαν τα ποσά του προϋπολογισμού και των πραγματοποιηθέντων δαπανών για συντήρηση από τους ισολογισμούς του ΤΟΕΒ Πηνειού. Η ανωτέρω μεθοδολογία ακολουθήθηκε λόγω ανεπάρκειας στοιχείων για το μήκος των αρδευτικών καναλιών του ΤΟΕΒ. Αλλά ακόμα και αν χρησιμοποιούνταν ψηφιοποιημένος χάρτης ώστε να υπολογιστεί αυτό το μήκος, τα δεδομένα για το κόστος καθαρισμού των καναλιών δε θα ήταν ακριβή, αφού θα έπρεπε να εκτιμηθούν εξ' αρχής (ανά μέτρο ή ανά ώρα εργασίας). Το μέσο κόστος που θα χρησιμοποιούνταν σε μια τέτοια περίπτωση θα ήταν ανέφικτο να προσδιοριστεί, αφού κάποια σημεία χρειάζονται μεγαλύτερη συντήρηση από κάποια άλλα. Για τον ακριβή υπολογισμό του κόστους καθαρισμού των αρδευτικών καναλιών θα απαιτούνταν η κάλυψη όλου του μήκους τους (μετρήσεις πεδίου) και η εμπειρική εκτίμηση των αμοιβών των εργατών, κάτι που στα πλαίσια της διατριβής κρίνεται ασύμφορο. Ομοίως για τις γεωτρήσεις θα απαιτούνταν γνώση του αριθμού των γεωτρήσεων καθώς και του βάθους και της ισχύος της κάθε μίας.

Το πλεονέκτημα της χρήσης των στοιχείων από τους ισολογισμούς του ΤΟΕΒ Πηνειού είναι ότι πρόκειται για επίσημα στοιχεία, τα οποία έχουν προκύψει από τη μελέτη του ΤΟΕΒ για το απαιτούμενο κόστος. Θεωρώντας λοιπόν ότι ο προϋπολογισμός για τη συντήρηση καναλιών και γεωτρήσεων είναι το συνολικό κόστος για την επίτευξη του σκοπού του παρόντος Σεναρίου, η διαφορά του από τις πραγματοποιηθέντες δαπάνες για συντήρηση (που είναι σαφώς μικρότερες), είναι το επιπλέον κόστος για την εφαρμογή του Σεναρίου. Η διαφορά αυτή προκύπτει ίση με 280.356,61 € (566.000-285.643,39). Στον ΤΟΕΒ Κάρλας ακόμα δε βρίσκονται σε λειτουργία τέτοια έργα, επομένως δεν επιβαρύνεται με κάποιο κόστος. Τα παραπάνω επιβεβαιώθηκαν και από τα στελέχη των ΤΟΕΒ κατά τη διαδικασία συλλογής δεδομένων.

Σενάριο 1b: Εδώ γίνεται εφαρμογή στάγδην άρδευσης σε όλες τις καλλιέργειες. Το κόστος εγκατάστασης (αλλαγής) σε στάγδην άρδευση, όπως αναλύθηκε παραπάνω, πρέπει να συνυπολογίζεται στο χρηματοοικονομικό κόστος, ως κόστος επένδυσης. Για τον υπολογισμό των απαιτούμενων δαπανών χρησιμοποιήθηκαν οι μέσες τιμές των υλικών και εργασιών, σε έναν τετραγωνισμένο αρδευόμενο αγροτεμάχιο εκτάσεως ενός στρέμματος, 25x40 μέτρων. Ακανόνιστου σχήματος αγροτεμάχια θα χρειαστούν επιπλέον υλικά, γεγονός που αυξάνει το κόστος. Σε μεγάλη έκταση, μειώνεται το κόστος εργασιών ανά μονάδα μέτρησης και το κόστος των υλικών πέφτει σε χαμηλότερα επίπεδα. Σύμφωνα με τον Καζαντζή (2009), το συνολικό κόστος για κερασεώνες είναι 306,80 €/στρέμμα (206,80 €/στρ τα υλικά και 100 €/στρ οι εργασίες). Το κόστος εγκατάστασης στάγδην άρδευσης για τις δεντρώδεις καλλιέργειες, όπως υπολογίσθηκε στο Καλλιεργητικό πλάνο της περιφέρειας Ηπείρου, είναι 220 €/στρέμμα ενώ για γεώτρηση είναι 110 €/μέτρο. Οι εκτιμήσεις αυτού του κόστους για άλλες δεντρώδεις καλλιέργειες (myrtilo.gr) κυμαίνονται μεταξύ 100-200 €/στρέμμα. Στην προκειμένη περίπτωση το κόστος υπολογίσθηκε ως άθροισμα των απαιτούμενων εργασιών για άνοιγμα γραμμής με αλυσίδα και σύνδεση αρδευτικών από εξειδικευμένο εργάτη, ενώ συνυπολογίσθηκαν και τα απαραίτητα υλικά:

Πίνακας 5. 7. Στοιχεία υπολογισμού κόστους υλικών εγκατάστασης στάγδην άρδευσης, για το τυπικό στρέμμα (προσαρμοσμένα από Καζαντζής, 2009).

Υλικά και εργασία	Μονάδες	Αριθμός	Κόστος μονάδας (€)	Συνολικό κόστος (€)
Οριχάλκινη βάνα για το δίκτυο	τεμάχια	1	10	10
Είσοδος γραμμής για τη βάνα	τεμάχια	1	1,6	1,6
Σωλήνας παροχής	μέτρα	25	1,2	30
Σέλες	τεμάχια	5	1,3	6,5
Ορθοστάτες	τεμάχια	5	0,3	1,5
Ταφ	τεμάχια	5	1	5
Βανάκια	τεμάχια	5	2	10
Σταλακτοφόρος σωλήνας	μέτρα	200	0,2	40
Κόλλα	τεμάχια	1	3	3
Τεφλόν	τεμάχια	1	0,3	0,3
Τάπα	τεμάχια	1	1,5	1,5
Εργασίες-Άνοιγμα γραμμής με αλυσίδα	μέτρα	25	0,4	10
Σύνολο				119,4

Η εργασία ανοίγματος γραμμής γίνεται με ειδικό εργαλείο (αλυσίδα), οπότε το κοστολόγιο αυτής καθίσταται αναπόφευκτο. Το κόστος εκτέλεσης αυτής ανά μέτρο, υπολογίζεται με βάση τον τύπο του εδάφους και άρα το βαθμό δυσκολίας εφαρμογής αυτής (Καζαντζής, 2009). Το κόστος των εργατικών ανειδίκευτου εργάτη θεωρήθηκε μηδενικό (εάν ασχοληθεί ο ίδιος ο παραγωγός ή μέλη της οικογένειάς του). Το κόστος σύνδεσης των αρδευτικών συστημάτων γίνεται από εξειδικευμένο εργάτη. Υπάρχει όμως και η περίπτωση ο ίδιος ο παραγωγός να είναι γνώστης του αντικειμένου και να διεκπεραιώσει την εργασία μόνος του, οπότε μπορεί να ελαττωθεί ή να εκμηδενιστεί και αυτό το κόστος. Τα υλικά που αναφέρονται είναι τα απολύτως απαραίτητα για την εγκατάσταση ενός συστήματος στάγδην άρδευσης. Δε χρησιμοποιήθηκαν υλικά που κρίθηκε ότι μπορούν να αποφευχθούν. Όπως ισχύει για όλα τα υλικά, η τιμή διάθεσής τους στο εμπόριο ποικίλει.

Το συνολικό κόστος εγκατάστασης υπολογίστηκε τελικά στα 119,4 €/στρέμμα. Το σύνολο των εκτάσεων που εξυπηρετούνται από υπόγεια ύδατα είναι 429.671 στρέμματα για το Σενάριο 1 (ο ΤΟΕΒ Πηνειού θεωρείται ότι εξυπηρετείται από τα αρδευτικά κανάλια). Σύμφωνα με στοιχεία της Περιφέρειας Θεσσαλίας του 2015 το 75% των εκτάσεων στην περιοχή της πεδιάδας της Κάρλας αρδεύεται με στάγδην άρδευση και το 25% με καταιονισμό. Επομένως η αλλαγή θα πραγματοποιηθεί για το 25% των αρδευόμενων εκτάσεων (107.417,75 στρέμματα). Άρα το κόστος εφαρμογής του Σεναρίου 1b προκύπτει ίσο με 12.825.679,35 € συνολικά.

Σενάριο 2: Η μελλοντική κατάσταση αφορά τη λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας. Σύμφωνα με τη μελέτη κόστους – οφέλους της κατασκευής και της λειτουργίας του ταμιευτήρα της Κάρλας, του νέου αρδευτικού δικτύου και των παρεμφερών έργων, τα κόστη συντήρησης για τον ταμιευτήρα, τα αντιπλημμυρικά και τα αρδευτικά έργα προκύπτουν ίσα με 1.425.223 € (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2009). Από την

ίδια μελέτη, τα αντίστοιχα κόστη λειτουργίας ανέρχονται στα 410.858 €. Τα ποσά από τη χρηματοοικονομική ανάλυση του έργου έχουν προκύψει με βάση τους δείκτες της Καθαρής Παρούσας Αξίας (Net Present Value, NPV), Εσωτερικού Συντελεστή Απόδοσης (Internal Rate of Return, IRR), και το Λόγο Κόστους-Οφέλους (Cost-Benefit Ratio, CBR). Στην κοινωνικο - οικονομική ανάλυση του έργου έχουν ληφθεί υπόψη χρονικοί ορίζοντες ανάλυσης ίσος με 35 χρόνια, ήτοι 15 χρόνια για την κατασκευή και 20 για λειτουργία, και επιτόκιο αναγωγής ίσο με 5%, που αντιστοιχεί στο επίπεδο επιτοκίων για τα μακράς διάρκειας κρατικά ομόλογα. Άρα το συνολικό κόστος συντήρησης και λειτουργίας είναι 1.836.081 € και αν προστεθούν και οι αντίστοιχες δαπάνες για τον ΤΟΕΒ έχουμε συνολικό κόστος συντήρησης και λειτουργίας 2.122.281 €.

Σενάρια 2a και 2b: Αυτά τα σενάρια αναδιάρθρωσης καλλιεργειών δεν προϋποθέτουν κάποια επένδυση από την εταιρεία παροχής υπηρεσιών ύδατος. Είναι καταστάσεις που εξαρτώνται από τους αγρότες, επομένως δε συνεπάγονται κάποια διαφορά στο χρηματοοικονομικό κόστος που υπολογίστηκε για την κατάσταση 2.

Σενάριο 2c: Η αλλαγή κατάστασης που υιοθετείται εδώ είναι η μείωση των απωλειών, με λειτουργία του ταμιευτήρα. Επομένως, το κόστος εφαρμογής του Σεναρίου 2c θα είναι το επιπλέον κόστος που υπολογίστηκε στο Σενάριο 1a, πάνω στο κόστος του Σεναρίου 2 λειτουργίας ταμιευτήρα.

Σενάριο 2d: Αυτή η περίπτωση μελετά την εφαρμογή στάγδην άρδευσης με λειτουργία του ταμιευτήρα Κάρλας. Σύμφωνα με τα ίδια στοιχεία της Περιφέρειας Θεσσαλίας, και λαμβάνοντας υπόψη ότι το σύνολο των εκτάσεων που εξυπηρετούνται από υπόγεια ύδατα είναι 349.709 στρέμματα για το Σενάριο 2, και θεωρείται επίσης αντικατάσταση του 25% αυτών (87.427,25 στρέμματα), το επιπλέον κόστος εφαρμογής του Σεναρίου 2d προκύπτει ίσο με 10.908.030 €.

Σενάρια κλιματικής αλλαγής: Τα σενάρια κλιματικής αλλαγής (όπως θα αναλυθούν στο επόμενο κεφάλαιο) βασίζονται σε μεταβολές των παραμέτρων της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης, άρα δε συνεπάγονται κάποια αλλαγή στο χρηματοοικονομικό κόστος.

Τα κόστη που εκτιμήθηκαν για την εφαρμογή των προτεινόμενων διαχειριστικών σεναρίων ανάγκηκαν σε Παρούσα Αξία PV (αντίστροφα με τη μελλοντική αξία της Εξ. 5.11) σύμφωνα με τον τύπο:

$$PV = C / (1 + r)^t \quad (5.12)$$

Τα συνολικά κόστη που προέκυψαν για κάθε διαχειριστικό σενάριο φαίνονται στο Σχήμα 5.4, ενώ στον Πίνακα 5.8 παρουσιάζονται τα επιμέρους κόστη των δύο ΤΟΕΒ για το Σενάριο 1.

Πίνακας 5. 8. Οι συνιστώσες του χρηματοοικονομικού κόστους για τους δύο ΤΟΕΒ σε τιμές 2014 (σε χιλιάδες ευρώ) (Alamanos et al., 2019a).

Κόστος κεφαλαίου		Κόστος λειτουργίας και συντήρησης		Διοικητικό κόστος		Κόστη επενδύσεων	
ΤΟΕΒ Πηνειού	ΤΟΕΒ Κάρλας	ΤΟΕΒ Πηνειού	ΤΟΕΒ Κάρλας	ΤΟΕΒ Πηνειού	ΤΟΕΒ Κάρλας	ΤΟΕΒ Πηνειού	ΤΟΕΒ Κάρλας
536,4	–	1.210,5	39,99	146,5	20,8	14,92	–

Από τα παραπάνω, το ετήσιο χρηματοοικονομικό κόστος για τον ΤΟΕΒ Πηνειού προέκυψε συνολικά 1,91 εκ.€, ενώ για τον ΤΟΕΒ Κάρλας 0,61 εκ.€. Τα ποσά αυτά, ανηγμένα σε παρούσα αξία (τιμές 2017), σύμφωνα με την Εξ. 5.11 προκύπτουν 2,086 εκ.€ και 0,664 εκ.€, αντίστοιχα. Πάνω σε αυτά τα ποσά προστίθεται το κόστος των διαχειριστικών σεναρίων (σύμφωνα με την Εξ. 5.12), στον ΤΟΕΒ που πρόκειται να αναλάβει την εφαρμογή τους, και το σύνολο φαίνεται στο επόμενο διάγραμμα.



Σχήμα 5. 4. Το ετήσιο χρηματοοικονομικό κόστος (σύνολο των συνιστωσών του) ως άθροισμα των κόστων από τον ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας υπό τα διαχειριστικά σενάρια (τιμές 2017) (Alamanos et al., 2019a).

Προφανώς τα αυξημένα κόστη των Σεναρίων 1b και 2d οφείλονται στο υψηλό κόστος εγκατάστασης της στάγδην άρδευσης. Αυτό το κόστος δεν είναι απαγορευτικό για την εφαρμογή του μέτρου, επειδή δεν πρόκειται να καλυφθεί εξ'ολοκλήρου από τους ΤΟΕΒ, καθώς κατά καιρούς έχουν υπάρξει κρατικές ενισχύσεις για την εγκατάσταση της στάγδην άρδευσης.

5.1.4. Κόστος φυσικού πόρου

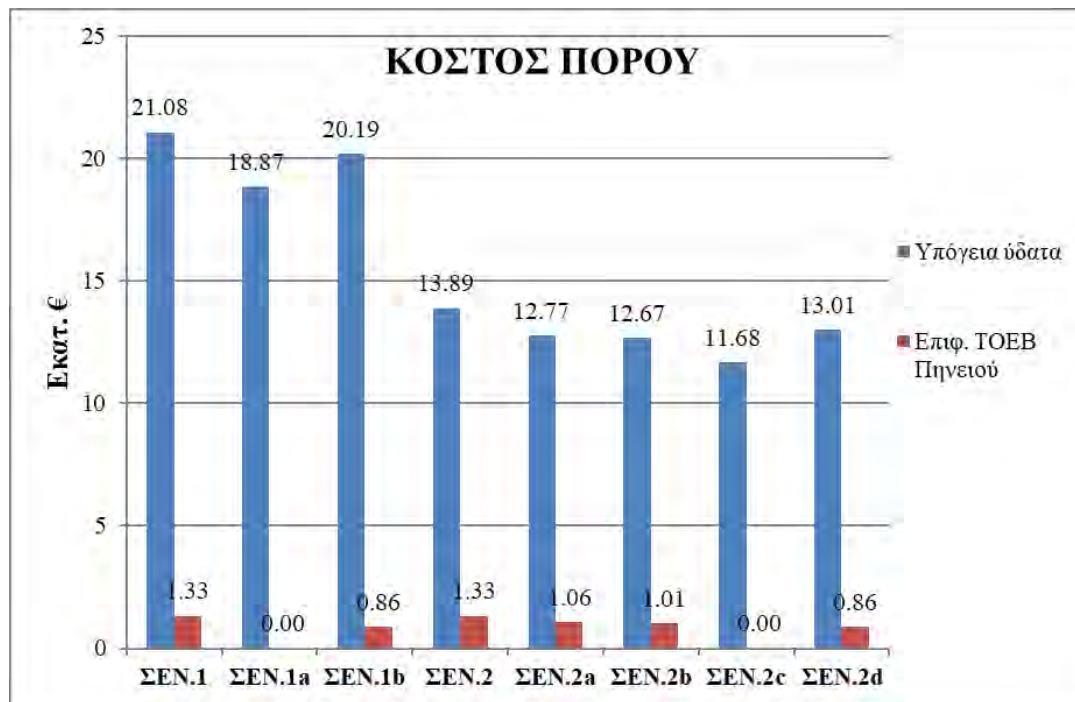
Για το κόστος πόρου προτείνονται δύο μέθοδοι εκτίμησης. Και οι δύο διαμορφώθηκαν ακολουθώντας την προσέγγιση του κόστους αυτού ως «απώλεια οφέλους λόγω του περιορισμού των διαθέσιμων υδατικών πόρων σε βαθμό μεγαλύτερο από το φυσικό ρυθμό ανανέωσης τους», καθώς και ως «η διαφορά από τη βέλτιστη χρήση, του όταν το νερό δε διατίθεται σε αυτήν, ενώ υπάρχουν άλλες χρήσεις που αποφέρουν μεγαλύτερο κέρδος», αλλά και του συνδυασμού αυτών προσεγγίσεων. Η προτεινόμενη μεθοδολογία δηλαδή βρίσκεται σε συμφωνία με τους ορισμούς που έχουν δοθεί για το κόστος πόρου (βλ. Κεφ. 1), όντας έτσι πιο ολοκληρωμένη και γενική από τις προσεγγίσεις που αναφέρθηκαν στο 4^ο Κεφάλαιο.

Ο πρώτος τρόπος εκτίμησης θεωρεί το κόστος φυσικού πόρου ως διαφυγόν κέρδος. Στην ουσία κατανέμονται τα ελλείμματα κάθε υδατικού ισοζυγίου (κάθε ΥΣ) που υπολογίστηκαν, στην υπάρχουσα κατανομή καλλιεργειών. Το έλλειμμα (σπανιότητα) δύναται να εξυπηρετήσει μία έκταση, της οποίας υπολογίζονται τα κέρδη της αγροτικής εκμετάλλευσής της. Αυτά τα κέρδη εκφράζουν το κόστος σπανιότητας, δηλαδή το διαφυγόν κέρδος λόγω του υδατικού ελλείμματος (ουσιαστικά την αξία του ελλείμματος).

Τα ελλείμματα μοιράζονται στην υπάρχουσα κατανομή καλλιεργειών για να μη γίνει ηθελημένα υπερεκτίμηση – υποεκτίμηση του κόστους. Η κατανομή γίνεται με ποσοστά χρήσης νερού, και όχι με γνώμονα το τι θα συνέφερε χωρικά να εξυπηρετηθεί. Προτιμήθηκε να μη χρησιμοποιηθεί όλη η ποσότητα του νερού που λείπει στην επικερδέστερη καλλιέργεια, ή με τη σειρά στις πιο κερδοφόρες, διότι έτσι θα οδηγούμασταν ηθελημένα στο μέγιστο δυνατό κέρδος. Με το ακολουθούμενο σκεπτικό το νερό μοιράζεται στις καλλιέργειες που ήδη αποτελούν τις προτιμήσεις των χρηστών, κατανεμημένες με τον υφιστάμενο τρόπο. Αποφεύγονται έτσι τυχόν υποκειμενικότητες και θέματα χωρικής βελτιστοποίησης, τα οποία ανά πάσα στιγμή μπορεί να αλλάξουν, μαζί με την κατανομή καλλιεργειών. Επομένως πρόκειται για έναν αντικειμενικό τρόπο υπολογισμού που αντικατοπτρίζει μια ρεαλιστική εφαρμογή μιας αντίστοιχης κατάστασης διάθεσης και διανομής αρδευτικού νερού, με τις πραγματικές συνθήκες και όχι μία θεωρητική κατάσταση υπολογισμού, όπως άλλες προσεγγίσεις.

Το κόστος πόρου προκύπτει από το συνολικό καθαρό κέρδος από τη χρήση του ελλείμματος, δηλαδή η αξία του νερού που δε θα έπρεπε να χρησιμοποιείται. Ουσιαστικά αυτή η αξία προκύπτει από τη διαφορά των κερδών από τις δυνητικά εξυπηρετούμενες εκτάσεις από τη φυσική προσφορά νερού, από τις συνολικά εξυπηρετούμενες εκτάσεις.

Τα αποτελέσματα του κόστους πόρου είναι τα μεγαλύτερα σε σχέση με τα άλλα κόστη. Αυτό φαίνεται ξεκάθαρα και με τους δύο τρόπους υπολογισμού, και δικαιολογείται από την τεράστια ποσοτική υποβάθμιση, κυρίως του υπόγειου υδροφορέα.



Σχήμα 5. 5. Το ετήσιο κόστος φυσικού πόρου, σύμφωνα με τη μεθοδολογία των διαφυγόντων κερδών, υπό τα διαχειριστικά σενάρια.

Ο δεύτερος τρόπος θεωρεί το κόστος φυσικού πόρου ως τη διαφορά οφέλους της υφιστάμενης από τη βέλτιστη χρήση του. Η εκτίμηση αυτή, στηρίζεται θεωρητικά στους δοθέντες ορισμούς και ερμηνεύεται από την άριστη κατανομή πόρων κατά Pareto. Η διαδικασία συνοψίζεται στα εξής βήματα:

- Έχει βρεθεί το κέρδος από την εκμετάλλευση όλης της υφιστάμενης έκτασης A (με αρνητικό όμως ισοζύγιο, όπως έχει υπολογισθεί).
- Μέσω γραμμικού προγραμματισμού εξάγεται μία νέα κατανομή καλλιεργειών. Το πρόβλημα βελτιστοποίησης διαμορφώνεται ως εξής:

Αντικειμενική συνάρτηση: $Z (\max) = \sum_i (np_i \cdot x_i)$

Μεταβλητές απόφασης (x_i) είναι οι εκτάσεις της κάθε καλλιέργειας, ώστε να μεγιστοποιείται το καθαρό κέρδος των γεωργών (Z_{\max}), όπου υπολογίζεται για κάθε καλλιέργεια σε (€/στρ) όπως αναλύθηκε προηγουμένως.

Περιορισμοί:

- Βασικός περιορισμός είναι η χρήση μόνο της προσφερόμενης ποσότητας νερού (ικανότητα αντλιοστασίων για επιφανειακά ύδατα και ανανεώσιμα αποθέματα για υπόγεια ύδατα), ώστε να μην υπάρξει αρνητικό ισοζύγιο. Δηλαδή η τελική υδατική απαίτηση (w_i) κάθε καλλιέργειας (σε m^3) επί την έκτασή της (x_i σε στρέμματα) να μην υπερβαίνει τη συνολική προσφερόμενη ποσότητα νερού (TWA): $\sum_i (w_i \cdot x_i) \leq TWA$

Ο περιορισμός εδώ είναι πάντα η προσφορά (TWA). Η διαφορά στα σενάρια είναι ότι μέσω της διαχείρισης, οι καλλιέργειες έχουν άλλη ζήτηση (w_i).

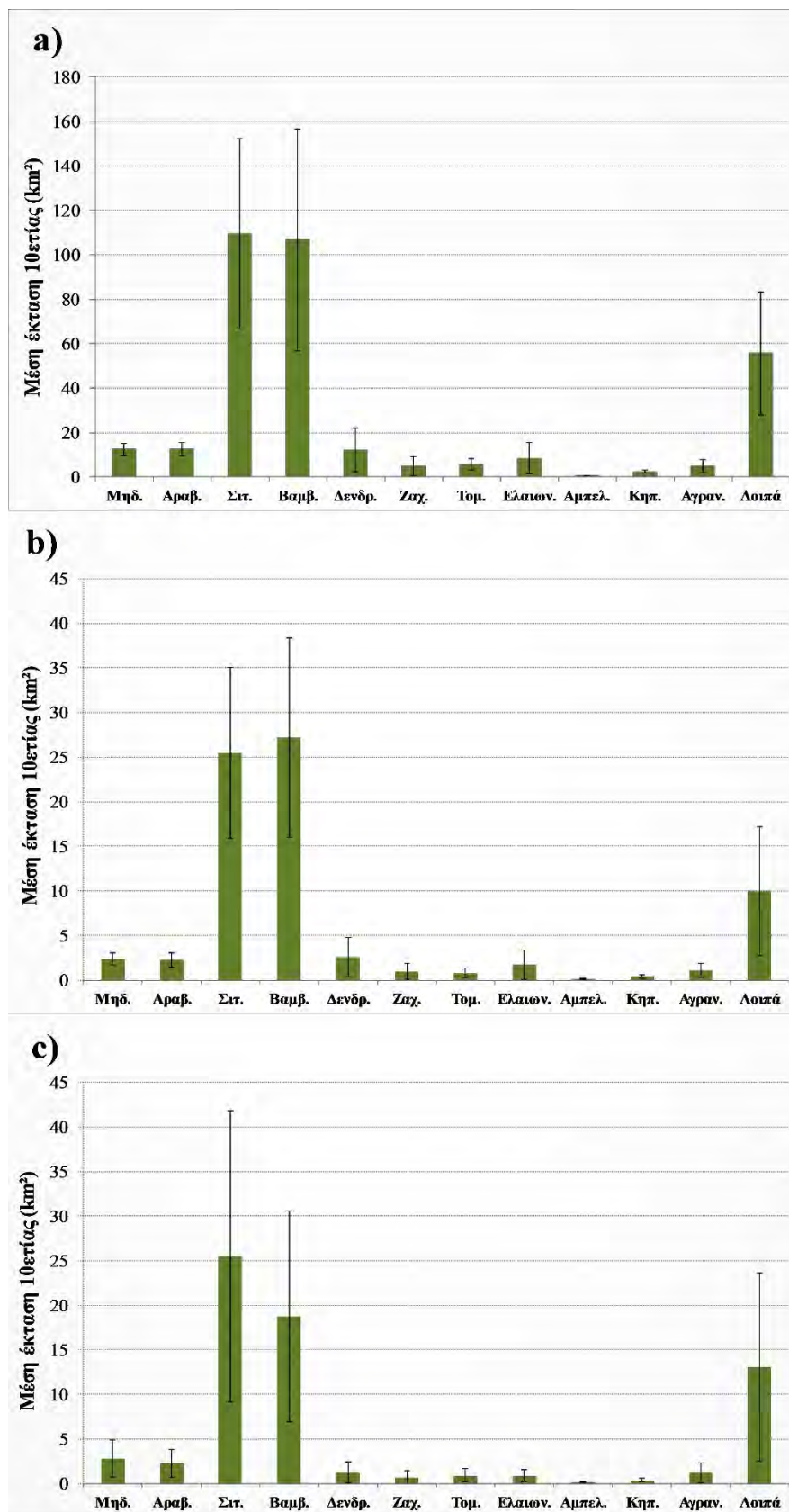
- Οι περιορισμοί που συμπληρώνουν το πρόβλημα είναι να μην ξεπεραστεί η διαθέσιμη έκταση, η ήδη εφαρμοζόμενη λίπανση (fert) σε kg/στρέμμα καλλιέργειας, και οι ώρες εργασίας (lh) σε hours/στρέμμα καλλιέργειας. Δηλαδή:

$$\sum_i (x_i) \leq \text{Total Area}$$

$$\sum_i (\text{fert}_i \cdot x_i) \leq \text{TF}$$

$$\sum_i (\text{lh}_i \cdot x_i) \leq \text{TLH}$$

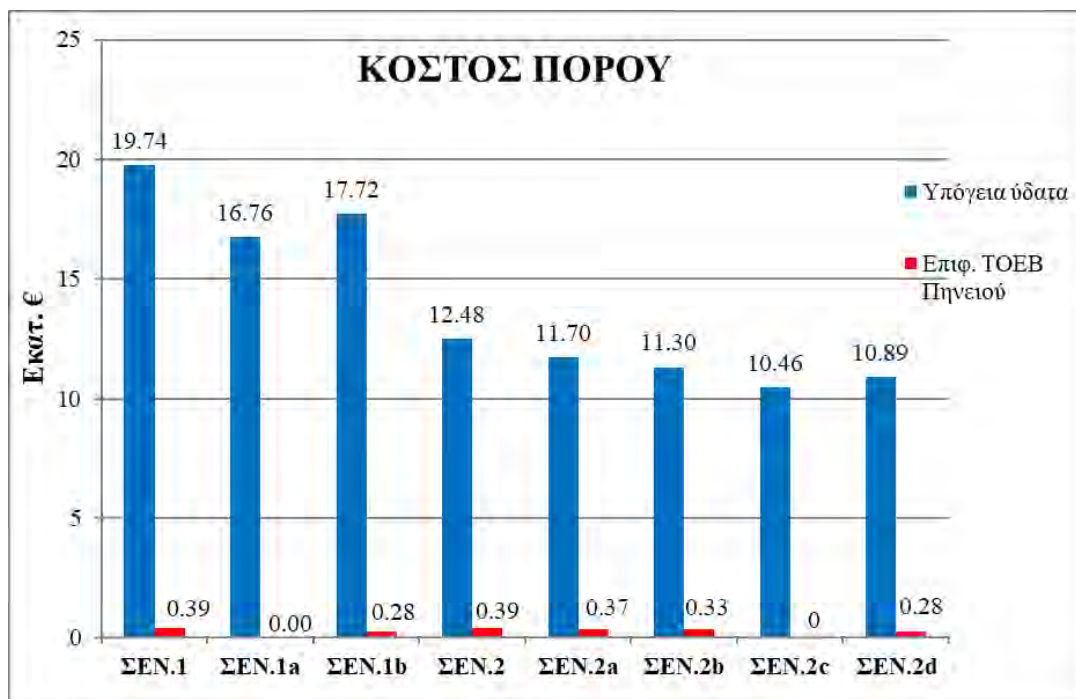
Για να μη βγει ως αποτέλεσμα να καλυφθεί όλη η λεκάνη μόνο από 2-3 καλλιέργειες (τις πιο κερδοφόρες) πρέπει να μπει και περιορισμός για το πόσο θα αλλάξουν οι εκτάσεις του υφιστάμενου καλλιεργητικού προτύπου. Αυτό συμβάλλει στην πρόταση ενός ρεαλιστικού καλλιεργητικού πλάνου (π.χ. επειδή δε γίνεται να αντικατασταθούν επιτόπου τα δέντρα με σιτάρι). Αυτός ο περιορισμός για κάθε καλλιέργεια – μεταβλητή απόφασης (δηλαδή $x_i \geq \text{typical } x_i$) προέκυψε από την κατανομή ενός τυπικού στρέμματος στη λεκάνη (ανώτατα και κατώτατα όρια που καταλάμβαναν οι εκτάσεις της κάθε καλλιέργειας τα τελευταία 10 χρόνια). Σύμφωνα με έρευνα που εκπονήθηκε πρόσφατα (Τζαφόλια, 2018), προέκυψαν οι ακόλουθες διακυμάνσεις.



Σχήμα 5. 6. Διακυμάνσεις εκτάσεων των μελετώμενων καλλιεργειών που εξυπηρετούνται από α) υπόγεια ύδατα, b) επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Πηγείου και c) μελλοντικά από το νέο ταμιευτήρα της Κάρλας (προσωρινά εξυπηρετούνται από υπόγεια ύδατα, όμως εξετάζεται η μεταβολή των εκτάσεων αυτής της περιοχής για τα σενάρια της κατάστασης 2).

iii) Η επίλυση του προβλήματος της μεγιστοποίησης εξάγει μία νέα κατανομή αρδευόμενων καλλιεργειών, που καταλαμβάνει όμως έκταση μικρότερη από την υφιστάμενη (έστω έκταση Β), αφού το «επιτρεπόμενο» διαθέσιμο νερό έχει μειωθεί. Η υπόλοιπη έκταση (δηλαδή η διαφορά έκτασης Α – έκταση Β) δε μένει ανεκμετάλλευτη αλλά συμπληρώνεται με ξηρικές καλλιέργειες (ομοίως με βελτιστοποίηση) ώστε να επιτευχθεί το μέγιστο δυνατό κέρδος καλύπτοντας τη διαθέσιμη έκταση (και δεδομένου ότι οι υδατικές απαιτήσεις τους καλύπτονται από τη βροχή, επομένως δε χρειάζεται επιπλέον εφαρμογής άρδευσης).

iv) Άρα προκύπτει η τελική κατανομή καλλιεργειών, έκτασης Α' (η οποία ομοίως ικανοποιεί τους περιορισμούς που έχουν τεθεί). Υπολογίζονται τα κέρδη από την αγροτική εκμετάλλευση αυτής της έκτασης Α'. Επομένως, η διαφορά της βελτιστοποιημένης από την υφιστάμενη κατάσταση (κέρδη έκτασης Α' μείον κέρδη έκτασης Α) ισούται με το κόστος πόρου. Τα αποτελέσματα της διαδικασίας για κάθε ΥΣ και κάθε διαχειριστικό σενάριο παρουσιάζονται στη συνέχεια.

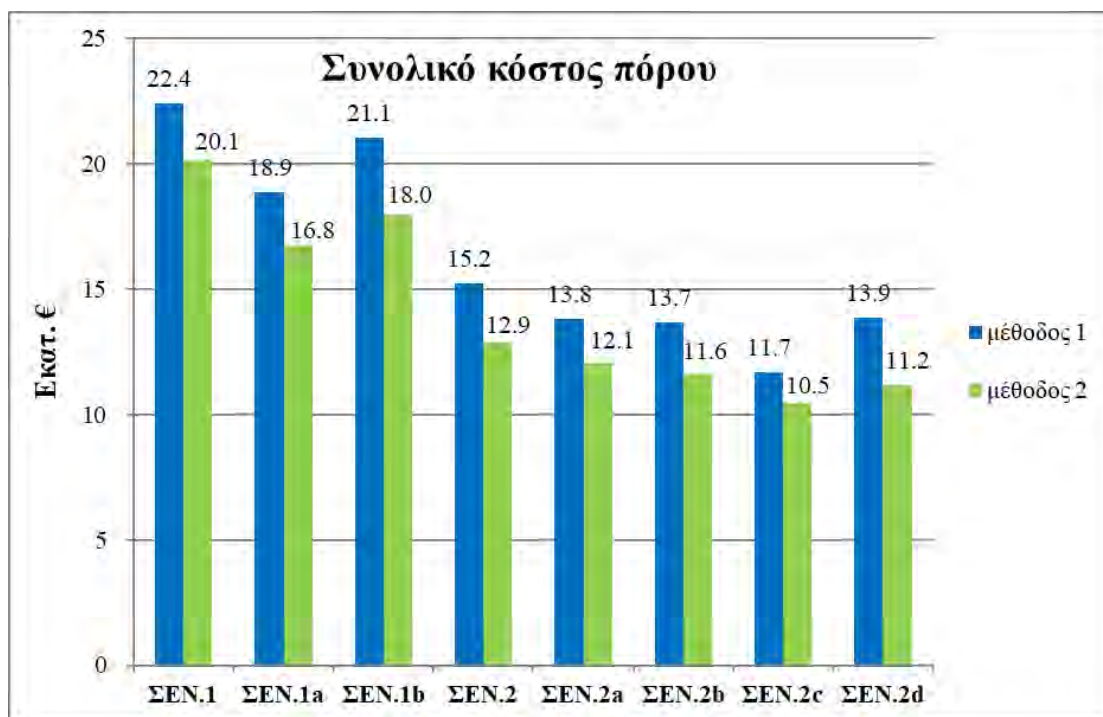


Σχήμα 5. 7. Το ετήσιο κόστος φυσικού πόρου, σύμφωνα με τη μεθοδολογία της διαφοράς οφέλους από τη βέλτιστη χρήση.

Οι προτεινόμενοι τρόποι για τη μέθοδο υπολογισμού του κόστους πόρου δίνουν λύση και σε περιοχές που κυριαρχεί μόνο μία χρήση νερού (όπως στη μελετώμενη λεκάνη η αγροτική), καθώς και σε περιοχές που δεν είναι ρεαλιστικό το νερό να διανεμηθεί σε άλλη ανταγωνιστική χρήση (π.χ. κατ'εξοχήν κατοικημένες, βιομηχανικές ή αγροτικές περιοχές). Κατ' αντιστοιχία μπορεί να βρει εφαρμογή και στον υπολογισμό του κόστους πόρου λόγω άλλων χρήσεων, εκτός της αγροτικής. Εννοείται σε πλεονασματικά ισοζύγια, κόστος πόρου δεν υφίσταται. Για αυτό και δε μελετάται η περίπτωση των εκτάσεων που θα εξυπηρετηθούν από τον ταμιευτήρα, μιας και το

ισοζύγιό τους είναι θετικό. Το πλεονέκτημα της προτεινόμενης μεθοδολογίας είναι ότι μπορεί να αποτελέσει σχετικά εύχρηστο και απλό εργαλείο για χρήση σε ΤΟΕΒ και ΔΕΥΑ.

Ενδιαφέρον παρουσιάζει η σύγκριση των αποτελεσμάτων των δύο τρόπων που προτάθηκαν, όπως φαίνεται στο επόμενο διάγραμμα.



Σχήμα 5. 8. Το ετήσιο κόστος φυσικού πόρου, συγκριτικά από τις δύο προτεινόμενες μεθοδολογίες.

Ο 1^{ος} τρόπος ενδείκνυται για βραχυπρόθεσμη εκτίμηση του κόστους, καθώς αναπαριστά την υφιστάμενη κατάσταση στην παρούσα χρονική στιγμή. Ο 2^{ος} τρόπος δίνει μικρότερα κόστη σε σχέση με τον 1^ο. Ο 2^{ος} ενδείκνυται για μακροπρόθεσμη εκτίμηση του κόστους και είναι πιο κατάλληλος για εφαρμογή του μέτρου σε ένα έτος-στόχο. Στη διαδικασία βελτιστοποίησης του 2^{ου} τρόπου, όσο πιο «σφιχτοί» είναι οι περιορισμοί μεταβολής της έκτασης των υφιστάμενων καλλιεργειών, τόσο πιο κοντά είμαστε στην υφιστάμενη κατάσταση (αυτή δηλαδή που θεωρείται στον 1^ο τρόπο υπολογισμού). Άρα τόσο περισσότερο θα συγκλίνουν τα αποτελέσματα των 2 μεθόδων. Στη συγκεκριμένη περιοχή μελέτης, οι περιορισμοί αυτοί ήταν σε αρκετές περιπτώσεις αυστηροί. Στο διάγραμμα παρατηρείται η σύγκλιση των 2 μεθόδων, που μπορεί τελικά να ερμηνευθεί ως γενικότερη συμφωνία των ορισμών, δείχνοντας ότι τελικά, οι διαφορετικές ερμηνείες αυτών των εννοιών μπορούν να συνδυαστούν επιτυχώς.

5.1.5. Περιβαλλοντικό κόστος

Όπως προαναφέρθηκε, το περιβαλλοντικό κόστος συνδέεται με τη ζημία λόγω κακής ποιότητας κατάστασης του νερού, και εδώ υπολογίζεται ως το κόστος απορρύπανσης. Η

προσέγγιση αυτή στηρίζεται στην αντίστοιχη του ΥΠΕΚΑ (2012) όπου θεωρήθηκε ως το κόστος αποτροπής ή και περιορισμού της ρύπανσης. Στην προκειμένη περίπτωση δεν είναι δυνατό να εντοπιστούν οι πηγές ρύπανσης καθώς στην αγροτική χρήση η ρύπανση δεν είναι σημειακή αλλά διάχυτη. Επομένως ο υπολογισμός του περιβαλλοντικού κόστους γίνεται εκ του αποτελέσματος, ως κόστος απορρύπανσης.

Αρχικά απαιτείται η γνώση της χημικής σύστασης των ΥΣ της λεκάνης. Το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων ελέγχει την ποιότητα του νερού του Πηνειού ποταμού με 21 σταθμούς δειγματοληψίας, ώστε να είναι κατάλληλο για τη χρήση του στην άρδευση. Η παρακολούθηση της ποιότητας του υπόγειου υδροφορέα είναι αρμοδιότητα του Ινστιτούτου Γεωλογικών και Μεταλλευτικών Ερευνών (ΙΓΜΕ), μέσω ενός μεγάλου αριθμού πηγαδιών παρακολούθησης. Ο Φορέας Διαχείρισης Κάρλας-Μαυροβουνίου-Κεφαλόβρυσου-Βελεστίνου-Δέλτα Πηνειού είναι υπεύθυνος για την παρακολούθηση της ποιότητας του ταμιευτήρα της Κάρλας, μέσω πέντε σταθμών εντός της λίμνης. Στα τρία αυτά ΥΣ, τα στοιχεία της ποιότητας που εξετάστηκαν περιλάμβαναν φυσικοχημικές παραμέτρους, τις κύριες ανόργανες ενώσεις, όπως νιτρικά (NO_3^-), νιτρώδη (NO_2^-), θειούχα (SO_4^{2-}), χλωριούχα (Cl^-), σίδηρο (Fe), ασβέστιο (Ca^{2+}), μαγνήσιο (Mg^{2+}), ηλεκτρική αγωγιμότητα, καθώς και τα φυτοφάρμακα που αποτελούν τους κυριότερους οργανικούς ρύπους της περιοχής μελέτης.

Αξίζει να σημειωθεί ότι κατά τον υπολογισμό του περιβαλλοντικού κόστους, λαμβάνεται υπόψη η θετική συνεισφορά της ποσοτικής αναπλήρωσης στην ποιότητα του νερού. Με τον όρο ποσοτική αναπλήρωση εννοείται ο όγκος νερού που δημιουργεί τη σπανιότητα, δηλαδή το έλλειμμα του υδατικού ισοζυγίου κάθε ΥΣ. Επομένως το κόστος νερού εκτιμάται με βάση ένα νέο «ισοσκελισμένο» υδατικό ισοζύγιο. Αυτό είναι απαραίτητο, καθώς το κόστος που προκύπτει από αυτό το έλλειμμα έχει ήδη υπολογιστεί ως κόστος πόρου, και έτσι αποφεύγεται ο διπλο-υπολογισμός του (ουσιαστικά αφαιρώντας το από το περιβαλλοντικό κόστος). Η προσέγγιση αυτή αποτελεί ένα καινοτόμο στοιχείο της διατριβής και επιτυγχάνεται μέσω της αραίωσης των ρύπων κάθε ΥΣ με το αντίστοιχο έλλειμμα του. Οι συγκεντρώσεις των ρύπων (σε mg/l) μετά την αραίωση (ποσοτική αναπλήρωση) προκύπτουν μειωμένες, όπως είναι φυσικό. Συγκρίνοντας τις νέες συγκεντρώσεις με τα επιτρεπόμενα όριά τους, εντοπίζεται πού και κατά πόσο εξακολουθεί να υπάρχει ρύπανση. Οι κατευθυντήριες γραμμές, τα πρότυπα και οι κανονισμοί σχετικά με το νερό ύδρευσης, άρδευσης, βιομηχανικής χρήσης, οικολογικής χρήσης και περιβαλλοντικών ορίων για τη βιωσιμότητα των οικοσυστημάτων, καθορίζονται από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας και την Ευρωπαϊκή Ένωση (Loukas, 2010). Αν δεν υπάρχει ρύπανση, τότε θεωρείται ότι δεν υπολογίζεται κάποιο περιβαλλοντικό κόστος. Αυτό δε σημαίνει ότι το περιβαλλοντικό κόστος είναι μηδενικό, απλά έχει εκτιμηθεί ήδη στο κόστος πόρου. Αν υπάρχει ρύπανση, τότε υπολογίζεται το κόστος απορρύπανσης ώστε οι συγκεντρώσεις των ρύπων να φτάσουν στα επιτρεπόμενα όριά τους. Για τον υπολογισμό αυτού του κόστους, κρίθηκε πιο ορθό να χρησιμοποιηθούν τεχνικές αποκατάστασης, καθώς στη γεωργία οι πηγές ρύπανσης είναι διάχυτες και δεν είναι δυνατό να εφαρμοστούν μέθοδοι κόστους αποφυγής ή υποκατάστασης, όπως προαναφέρθηκε. Για την εκτίμηση

του κόστους αποκατάστασης χρησιμοποιήθηκαν συναρτήσεις δυναμικότητας μονάδων απορρύπανσης, όπου εξάγουν ουσιαστικά τα κόστη κεφαλαίου και λειτουργίας τους. Η παραδοχή εδώ είναι ότι αυτές οι συναρτήσεις είναι «δανεικές» από αντίστοιχες που έχουν διαμορφωθεί για το αστικό νερό, εφόσον δεν υφίσταται απορρύπανση αρδευτικού νερού. Ελέγχθηκαν και επιλύθηκαν 88 συναρτήσεις κόστους μονάδων απορρύπανσης από τη βιβλιογραφία (Morris et al., 2004; Sipala et al., 2003; Fine et al., 2006; Tzimas et al., 2006; Borboudaki et al., 2005; Μπακοπούλου, 2009; Renzetti, 1999; Wen and Lee, 1999; Tsagarakis, 2003; Renzetti and Kuschner, 2004; Nogueira, et al., 2009; Rodriguez-Garcia et al., 2011; Venkatesh and Brattebø, 2011; Hernandez-Sancho et al., 2011; Drechsel and Seidu, 2011; Molinos-Senante et al., 2013; Γκράτζιου 2005a, 2005b, 2006, 2013; ΥΠΕΚΑ, 2009, 2011, 2012; ENVECO et al., 2009; Barakat, 2011; Laoudi et al. 2011; Sartorius et al., 2011; Tentes et al., 2013; Hernandez-Sancho et al., 2011; Friedler and Pisantly, 2006; Molinos-Senante et al., 2010; Zessner et al., 2010; Dogot et al., 2010; Iglesias et al., 2010; Whittington and Hanemann, 2006; Dore et al., 2013; Medeazza et al., 2010; CLEEN RO, 2009; Rodríguez-Miranda et al., 2015; Bergman, 1995; Fishman et al., 2008-επίλυση με Συνάρτηση Cobb – Douglas (1928; Zhang et al., 2017), Ko et al., 2005; Ko and Lee, 2009; Gupta et al., 2009; Reznik et al., 2017; Gikas et al., 2018; Tsihrintzis et al., 2007; Tsihrintzis and Gikas, 2010; Gkika et al., 2014).

Το κόστος μονάδων επεξεργασίας λυμάτων σε κάποιες από τις παραπάνω σχέσεις προέκυπτε συναρτήσει του οργανικού φορτίου, κάτι που δεν υφίσταται στις καλλιέργειες. Έγινε μετατροπή και επίλυση με μονάδες έκτασης σύμφωνα με τους von Sperling and de Lemos Chernicharo (2005). Επειδή όμως αυτό είναι παραδοχή, που δεν τεκμηριώνεται πλήρως, και τα αποτελέσματα ήταν υπερβολικά μεγάλα ποσά, δεν ενδείκνυται. Έτσι, «προκρίθηκαν» όσες σχέσεις ήταν συναρτήσει της παροχής εισόδου και «αποκλείστηκαν» όσες έδιναν μη ρεαλιστικά αποτελέσματα. Στον ακόλουθο πίνακα φαίνονται οι κυριότερες από αυτές.

Πίνακας 5. 9. Κατηγοριοποίηση και περιγραφή σημαντικότερων συναρτήσεων που ελέγχθηκαν.

Συνάρτηση	Τύπος επεξεργασίας	Παράμετροι
Rodriguez-Garcia et al., 2011	6 διαφορετικοί τύποι	Όγκος νερού προς επεξεργασία
Tsagarakis et al., 2003	Κόστη κύκλου ζωής επεξεργασίας και διάθεσης ιλύος	Απαιτούμενη έκταση, κόστη κατασκευής, συντήρησης και λειτουργίας
Whittington and Hanemann, 2006	7 διαφορετικοί τύποι	Όγκος νερού προς επεξεργασία
Dore et al., 2013	8 διαφορετικοί τύποι	Όγκος νερού προς επεξεργασία
Inglesias et al., 2010	Βιολογικός καθαρισμός με μεμβράνες (depth filtration)	Ωρες λειτουργίας, ρυπαντικό φορτίο
Medeazza et al., 2010	Συστήματα αντίστροφης όσμωσης	Όγκος νερού προς επεξεργασία
Molinos-Senante et al., 2013	Συστήματα ενεργού ιλύος	Όγκος απαιτούμενης ιλύος, άμμου και νερού
Fishman et al., 2008	Συστήματα απορρύπανσης υπόγειων υδάτων	Όγκος νερού προς επεξεργασία
ΥΠΕΚΑ, 2012 – Laoudi et al., 2011	Συστήματα αντίστροφης όσμωσης	Κόστη κεφαλαίου, λειτουργίας και συντήρησης
Nogueira, et al., 2009	6 διαφορετικοί τύποι	Κόστη επένδυσης, λειτουργίας και συντήρησης, και βαθμό αποτελεσματικότητας
Rodríguez-Miranda et al., 2015	Συστήματα αναρρόφησης αναερόβιας κλίνης ιλύος, παρατεταμένου αερισμού και δευτεροβάθμιας επεξεργασίας	Όγκος νερού προς επεξεργασία
Γκράτζιου (2005a, 2005b, 2006, 2013)	13 διαφορετικοί τύποι	Οργανικό φορτίο και έκταση
CobbDouglas – Bergman, 1995	Συστήματα αντίστροφης όσμωσης	Κόστος κεφαλαίου και λειτουργίας μονάδας απορρύπανσης
Hernandez-Sancho et al., 2011	7 διαφορετικοί τύποι	Όγκος νερού προς επεξεργασία, ηλικία μονάδων απορρύπανσης και είδη ρύπων

Στη συνέχεια, ελέγχθηκε ποιες συναρτήσεις εξήγαγαν κόστη απορρύπανσης από ίδιες μονάδες επεξεργασίας, ώστε να περιοριστεί το πλήθος τους. Τελικά επιλέχθηκαν όσες «συγκλίνουν», 11 συναρτήσεις συνολικά, από έξι μελέτες. Τα κόστη απορρύπανσης μετατράπηκαν σε ελληνικές χρηματικές μονάδες (μέσω του ppp index) της ίδιας (σημερινής) χρονολογίας (μέσω του Δ.Τ.Κ.). Από τα αποτελέσματα αυτών των συναρτήσεων γίνεται αντιληπτό ότι το περιβαλλοντικό κόστος παρουσιάζει ένα εύρος τιμών. Ενδεικτικά, για το Σενάριο 1 (υφιστάμενη κατάσταση) τα αποτελέσματά τους φαίνονται στον ακόλουθο πίνακα.

Πίνακας 5. 10. Συνολικά αποτελέσματα των συναρτήσεων απορρύπανσης για την εξαγωγή του ετήσιου περιβαλλοντικού κόστους.

Συνάρτηση	Περιβαλλοντικό κόστος (εκ.€)			
	Πηνείος	Υπόγειος	Κάρλα	Σύνολο
Whittington and Hanemann, 2006	1.237	0.949	1.569	3.755
Dore et al., 2013 (Actiflo)	0.456	0.556	0.664	1.676
Dore et al., 2013 (MF-UF)	0.323	0.389	0.458	1.170
Dore et al., 2013 (SCOR)	0.740	0.872	1.010	2.621
Dore et al., 2013 (UV Phox)	0.401	0.478	0.559	1.437
Medeazza et al., 2010	2.226	1.708	2.825	6.758
Rodríguez-Miranda et al., 2015 (UASB)	1.018	0.820	1.236	3.075
Rodríguez-Miranda et al., 2015 (EA)	2.882	2.308	3.518	8.708
Rodríguez-Miranda et al., 2015 (ST)	0.686	0.406	1.101	2.193
Fishman et al., 2008	0.299	1.624	1.031	2.954
CobbDouglas – Bergman, 1995	1.689	2.202	2.794	6.684

Το ποια τιμή από αυτό το εύρος θα επιλεγεί εξαρτάται από την πολιτική, δηλαδή το πόσο θέλει αυτή να θέσει την κοστολόγηση ως μέτρο (πόσο επείγουσα θεωρεί την προστασία – πόσο περιβαλλοντική συνείδηση έχει). Το εργαλείο που θα δώσει τη λύση στον κάθε decision-maker είναι μία αντικειμενική συνάρτηση, που θα λαμβάνει υπόψη την ωφελιμότητα αυτών των αποτελεσμάτων (Μυλόπουλος, 1994). Έτσι, μέσω συναρτήσεων ωφελιμότητας αξιολογούνται τα διαφορετικά αποτελέσματα του εύρους τιμών του περιβαλλοντικού κόστους. Για το σκοπό αυτό ελέγχθηκαν τρεις συναρτήσεις ωφελιμότητας, η κλασική συνάρτηση ωφελιμότητας (κόστους-οφέλους), η συνάρτηση ωφελιμότητας που προτάθηκε από τον Kirkwood (2002), και η συνάρτηση χρησιμότητας των Keeney and Raiffa (1976). Από αυτές διαπιστώθηκε ότι η δεύτερη προσαρμόζεται καλύτερα στην περίπτωση εξαγωγής μιας τιμής περιβαλλοντικού κόστους:

$$U(x) = 1 - e^{(-\frac{x}{R})} \quad (5.13)$$

Όπου $U(x)$ η συνάρτηση ωφελιμότητας, x το «μέτρο» προς αξιολόγηση, και R η «ανεκτικότητα», όπου εκφράζει την απόκλιση της επιχείρησης από την αναμενόμενη πολιτική.

Υπολογίζεται έτσι η ωφελιμότητα κάθε x , δηλαδή κάθε αποτελέσματος περιβαλλοντικού κόστους (Πίνακας 5.10), με την απόκλιση R να είναι η διαφορά του από την αναμενόμενη τιμή. Η τιμή του ΥΠΕΚΑ ($EC_{ΥΠ}$) δηλαδή το περιβαλλοντικό κόστος που επιτάσσει το Υπουργείο στα αναθεωρημένα Σχέδια Λεκανών Απορροής λήφθηκε ως αναμενόμενη ή «αντικειμενική» τιμή προς εφαρμογή του μέτρου κοστολόγησης του αρδευτικού νερού (ΥΠΕΚΑ, 2017). Το κόστος αυτό προέκυψε με βάση το κόστος των σχετικών μέτρων, όπως προαναφέρθηκε, καθώς η μεθοδολογία των προηγούμενων Σχεδίων Διαχείρισης έπαψε να ισχύει. Έτσι, με βάση την προσέγγιση της εκτίμησης του κόστους των σχετικών μέτρων, οι αντικειμενικές τιμές που ισχύουν και χρησιμοποιήθηκαν είναι 0,002 €/m³ (ή 0,043 εκ.€) για τα ύδατα του Πηνειού, 0,097 €/m³ (ή 5,612 εκ.€) για τα υπόγεια ύδατα και 0,015 €/m³ (ή 0,553 εκ.€)

για τα ύδατα από τον ταμιευτήρα της Κάρλας (στα σενάρια λειτουργίας του). Αξίζει να σημειωθεί ότι το κόστος αυτό που προτείνεται από το ΥΠΕΚΑ στις περιπτώσεις του υπόγειου υδροφορέα και του ταμιευτήρα της Κάρλας είναι το μέσο σταθμισμένο κόστος για τη Θεσσαλία, λόγω έλλειψης δεδομένων.

Εφαρμόζοντας τις παραπάνω εξισώσεις στα αποτελέσματα κόστους του Πίνακα 5.10, για κάθε σενάριο, από τη συνάρτηση κόστους για την οποία εξάγεται σε κάθε διαχειριστικό σενάριο η μεγαλύτερη ωφελιμότητα, μέσω της (5.13), προκύπτουν τα τελικά αποτελέσματα για κάθε σενάριο.



Σχήμα 5. 9. Συνολικά τελικά αποτελέσματα ετήσιου περιβαλλοντικού κόστους, για κάθε διαχειριστικό σενάριο.

Το παραπάνω σκεπτικό ακολουθήθηκε για να παρέχει ένα εργαλείο εκτίμησης του τελικού περιβαλλοντικού κόστους για κάθε επιχείρηση. Σε αντίθεση με την απευθείας υιοθέτηση των τιμών του ΥΠΕΚΑ, παρέχεται η δυνατότητα να υπολογίζονται εναλλακτικές στάσεις-επιλογές της επιχείρησης και να επιλέγεται η ωφελιμότερη (όπου στο Σενάριο 1 προέκυψε μικρότερη από αυτήν του ΥΠΕΚΑ). Ένα πλεονέκτημα της διαδικασίας που εφαρμόστηκε εδώ είναι η αξιολόγηση των συγκεκριμένων αποτελεσμάτων περιβαλλοντικού κόστους (x) και όχι ενός συνόλου άπειρων τιμών μέσα στο εύρος που εμπερικλείουν. Είναι δηλαδή καθαρά μια εφαρμογή Θεωρίας Αποφάσεων, η οποία αξιολογεί συγκεκριμένα σενάρια-εναλλακτικές, και όχι μια συνεχή συνάρτηση. Οι τιμές του περιβαλλοντικού κόστους, αλλά και του κόστους πόρου του ΥΠΕΚΑ προκύπτουν βάση παραδοχών (π.χ. εμπειρικές εκτιμήσεις κόστους μέτρων ή μέσο σταθμισμένο κόστος σε περιοχές χωρίς δεδομένα) οι οποίες ναι μεν αφήνουν μία ελευθερία στον εκάστοτε πάροχο να κοστολογήσει το νερό, αλλά δεν του παρέχουν καμία καθοδήγηση για να το κάνει. Τέλος, η προτεινόμενη προσέγγιση, σε αντίθεση με αυτήν του ΥΠΕΚΑ, βάζει τους παρόχους στη λογική συλλογής στοιχείων

για παρακολούθηση της κατάστασης των υδάτων, κάτι σημαντικό για τη διαχείριση, πέρα από το πνεύμα της κοστολόγησης.

5.2. Σχολιασμός μεθοδολογίας και αποτελεσμάτων

Το πλήρες κόστος νερού, σύμφωνα με τις επιταγές της ΟΠΥ 2000/60 αναμένονταν να εφαρμοστεί στην Ελλάδα τον Ιούνιο του 2018, τόσο στα τιμολόγια της ύδρευσης, όσο και της άρδευσης (ΚΥΑ 1751/22.05.201, τεύχος Β'). Όμως ακόμα δεν έχει προταθεί από κανένα κράτος-μέλος κάποια κοινώς αποδεκτή και πρακτικά εφαρμόσιμη μεθοδολογία υπολογισμού. Το μεγαλύτερο πρόβλημα βρίσκεται στον αγροτικό τομέα, όπου είναι ο μεγαλύτερος καταναλωτής νερού, με το μικρότερο όμως διαχειριστικό έλεγχο και τις μεγαλύτερες δυσκολίες εφαρμογής πολιτικών μέτρων. Παρόλες τις μεθοδολογίες που προτάθηκαν, και τα Σχέδια Διαχείρισης Λεκανών Απορροής (ΥΠΕΚΑ, 2009, 2012), δεν έγινε εφικτή η υλοποίησή τους στην πράξη, καθώς βασίζονται σε μία σειρά παραδοχών.

Στο παρόν κεφάλαιο επιχειρήθηκε να συσταθεί ένα εύχρηστο και ολοκληρωμένο εργαλείο για τους ΤΟΕΒ (ή και ΔΕΥΑ) που θα τους επιτρέπει να υπολογίζουν κάθε συνιστώσα αυτού του κόστους. Τα πλεονεκτήματα της προτεινόμενης μεθοδολογίας, πέραν της ευκολίας εφαρμογής της, είναι οι σχετικά μικρές απαιτήσεις σε δεδομένα και η ευκολία κατανόησης του θεωρητικού της πλαισίου. Η σύνδεση δηλαδή του χρηματοοικονομικού κόστους με τα έξοδα της επιχείρησης, του κόστους πόρου με τη ζημία λόγω σπανιότητας νερού και του περιβαλλοντικού κόστους με τη ζημία λόγω ποιοτικής υποβάθμισης, ουσιαστικά απλοποιούν αυτές τις έννοιες. Ο συνδυασμός της καθαρά οικονομικής διάστασης, με την υδρολογική και τη χημική κατάσταση των υδάτων σε αυτή την προσέγγιση θα συμβάλει στην ολοκληρωμένη παρακολούθηση και διαχείριση των υδατικών πόρων σε επίπεδο λεκάνης απορροής, κάτι που είναι σε συμφωνία με την ΟΠΥ 2000/60. Η ύπαρξη ξεχωριστής – διακριτής μεθοδολογίας για κάθε συνιστώσα του κόστους και η ταυτόχρονη σύνδεση του κόστους πόρου και του περιβαλλοντικού, ώστε να μην διπλοϋπολογίζονται, αποτελούν επίσης καινοτομίες αυτής της προσέγγισης.

Όσον αφορά την εγκυρότητα και την αξιοπιστία του προτεινόμενου πλαισίου, ο επόμενος πίνακας συγκρίνει τα αποτελέσματά του με τα (μάλλον ελλιπή) αντίστοιχα του ΥΠΕΚΑ (2017). Η παρούσα έρευνα αποφεύγει πολλές υποκειμενικότητες και αβεβαιότητες λόγω μεθοδολογικών κενών και ελλείψεων δεδομένων, κυρίως στην επιλογή των σχετικών μέτρων και την εμπειρική κοστολόγησή τους, για την εκτίμηση του κόστους πόρου και του περιβαλλοντικού κόστους. Επίσης σημαντικό πλεονέκτημα της είναι ότι δίνει λύση και στα επιφανειακά και στα υπόγεια ύδατα, με την ίδια ευκολία και ακρίβεια, σε αντίθεση με άλλες προσεγγίσεις, όπου ειδικά στα υπόγεια ύδατα στερούνται δεδομένων και ακρίβειας.

Πίνακας 5. 11. Σύγκριση αποτελεσμάτων του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού μεταξύ του ΥΠΕΚΑ (α), και της προτεινόμενης μεθοδολογίας (β), ενδεικτικά πάνω στην κατάσταση (Σενάριο 1).

	Χρημ/κό (€/m³)	Κόστος	Κόστος (€/m³)	πόρου	Περιβαλλοντικό κόστος (€/m³)		ΣΥΝΟΛΟ (€/m³)	
	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)
Εξυπηρετούμενες εκτάσεις από επιφανειακά ύδατα Πηγείου	0.049	0.024	0.002	0.012	0	0.026	0.052	0.055
Εξυπηρετούμενες εκτάσεις από υπόγεια ύδατα	-	-	0.097*	0.206	0.017*	0.018	0.114*	0.224

* Ανήκει στις περιπτώσεις όπου δεν υπήρχαν στοιχεία και θεωρήθηκε ίσο με το μέσο σταθμισμένο κόστος του Υδατικού Διαμερίσματος.

Μεγάλο ενδιαφέρον παρουσιάζει η σύγκριση των κερδών που προκύπτουν από την αγροτική εκμετάλλευση της περιοχής, αν το νερό χρεωθεί με βάση το πλήρες κόστος του, όπως αυτό έχει υπολογιστεί παραπάνω. Το διάγραμμα που ακολουθεί δείχνει ότι εάν η ΟΠΥ εφαρμοστεί κατά γράμμα, και χρεωθεί όλο το κόστος νερού που υπολογίστηκε, τότε τα τελικά κέρδη των αγροτών θα πέσουν σχεδόν στο μισό (μέση μείωση 20,95 εκ.€).



Σχήμα 5. 10. Τα καθαρά κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα στη λεκάνη, σε σύγκριση με το πλήρες κόστος νερού που υπολογίστηκε.

Γίνεται λοιπόν αντιληπτό ότι θα πρέπει να γίνει ανάλυση και στην τιμολόγηση, με στόχο βέβαια την ανάκτηση, και όχι μόνο στην κοστολόγηση όπως στην παρούσα εργασία. Ο τρόπος με τον οποίο θα επιτευχθεί η κατάλληλη τιμολόγηση για την

είσπραξη αυτού του κόστους είναι εξίσου σημαντικός με την κοστολόγησή του. Παρόλα αυτά, η μεθοδολογία για την κοστολόγηση του αρδευτικού νερού που παρουσιάζεται εδώ είναι το πρώτο στάδιο που θέτει τις βάσεις για μία πιο ορθολογική υδρο-οικονομική διαχείριση. Αυτό τεκμηριώνεται και από τα αποτελέσματα των περισσότερων διαχειριστικών σεναρίων, που είναι ενθαρρυντικά ως προς τη μείωση του συνολικού κόστους νερού. Ακόμα και η ενημέρωση με στόχο την αναγνώριση της πλήρους αξίας του νερού μπορεί να εξοικονομήσει πόρους, όπου σε συνδυασμό με τη διαχείριση της ζήτησης και την ορθή τιμολόγηση σε ένα έτος στόχο, είναι ικανά να πετύχουν όλους τους στόχους που σήμερα φαντάζουν ανταγωνιστικοί.

Το πλήρες κόστος νερού υπολογίστηκε και για τα 8 διαχειριστικά σενάρια, που στοχεύουν στην εξοικονόμηση υδατικών πόρων της περιοχής, και άρα εμμέσως στη μελλοντική μείωση του κόστους αυτού. Δευτερευόντως, το διάγραμμα του προηγούμενου σχήματος, δείχνει τη μείωση του συνολικού κόστους που επιτυγχάνεται με κάθε διαχειριστικό σενάριο, σε σχέση με το Σενάριο 1.

Η αντικειμενικότητα του προτεινόμενου τρόπου υπολογισμού εξαρτάται σε ένα βαθμό από τις διαφοροποιήσεις που μπορεί να επιφέρει ο περιορισμός έκτασης στο δεύτερο τρόπο υπολογισμού του κόστους φυσικού πόρου και από τις βαρύτητες που θα δοθούν στις συναρτήσεις ωφελιμότητας για την επιλογή του τελικού περιβαλλοντικού κόστους. Ακόμα και η (μικρή) διαφορά στα αποτελέσματα της πρώτης και της δεύτερης προσέγγισης για το κόστος πόρου, αφήνει ένα ζήτημα υποκειμενικότητας. Στην περίπτωση που παρουσιάστηκε εδώ, οι υποκειμενικότητες έχουν εξαλειφθεί μέσω της ανάλυσης για την εξέλιξη των καλλιεργειών στην περιοχή σε βάθος δεκαετίας, της χρήσης διαφορετικών συναρτήσεων ωφελιμότητας και της χρήσης των αποτελεσμάτων του ΥΠΕΚΑ ως αναμενόμενη πολιτική («αντικειμενικές» βαρύτητές τους).

Με λίγα λόγια, η πολιτική μπορεί να επηρεάσει σε ένα βαθμό τα αποτελέσματα. Το πόσο ορθά θα ασκηθεί η πολιτική μπορεί να καθορίσει τη σωστή εφαρμογή ενός μέτρου, και γενικότερα την καλή (ή κακή) λειτουργία της οικονομίας. Από τη σωστή εφαρμογή αυτών των μέτρων καθορίζεται σε μεγάλο βαθμό και η εμπιστοσύνη στο κράτος. Σε αυτή τη βάση εξετάστηκε και το Σχήμα 5.10, ώστε να δείξει την αναγκαιότητα για ανάλυση της τιμολογιακής πολιτικής προτού χρεωθεί το πλήρες κόστος. Στην περίπτωση του αρδευτικού νερού, οι υφιστάμενες χρεώσεις γίνονται ουσιαστικά έμμεσα για ένα περιουσιακό στοιχείο (αγρόκτημα) που αποδίδει εισόδημα, χρησιμοποιώντας περιβαλλοντικά αγαθά. Η αλόγιστη χρήση τους τα υποβαθμίζει και οι χρήστες χρεώνονται για αυτό. Η τελική τιμολόγηση θα πρέπει να έχει χαρακτήρα προστασίας, παρά είσπραξης. Ο σκοπός θα πρέπει να είναι η απόκτηση αυτής της κοινής συνείδησης, η οποία θα καλλιεργήσει αίσθημα εμπιστοσύνης για το σκοπό του μέτρου, και θα εξασφαλίσει την επιτυχία του.

6. ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΜΕΤΑΒΛΗΤΟΤΗΤΑΣ

Είναι φανερό ότι το κλίμα του πλανήτη συνεχώς αλλάζει. Τα τελευταία χρόνια γίνεται ιδιαίτερα αισθητό μέσα από τις ανομοιομορφίες στην αλλαγή των εποχών, τα ακραία φαινόμενα και τις διαφορές στη θερμοκρασία και στη βροχόπτωση από χρονιά σε χρονιά. Οι αλλαγές αυτές δεν αποτελούν όμως σύγχρονα φαινόμενα. Από το τέλος της εποχής των παγετώνων, πριν από 16.000 χρόνια, επακολούθησε μία θερμή περίοδος, όπου συνεχίζεται μέχρι σήμερα. Από το 18^ο αιώνα της βιομηχανικής επανάστασης παρατηρείται συνεχής αύξηση των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα (CO₂) και του μεθανίου (CH₄), μέχρι τις μέρες μας όπου τα επίπεδά τους είναι πρωτοφανή. Σύμφωνα με τις εκτιμήσεις του IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), η αύξηση των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου συνοδεύτηκε από μια αντίστοιχη αύξηση των παγκόσμιων επιφανειακών θερμοκρασιών, που εκτείνεται από 0,4° C και 0,8° C από το 1860. Ο ρυθμός με τον οποίο αυξάνεται η θερμοκρασία τον 20^ο αιώνα είναι ιδιαίτερα έντονος για να εξηγηθεί με φυσικά αίτια, κυρίως από τα μέσα της δεκαετίας του 1970. Το IPCC διαμορφώνει σενάρια πρόβλεψης (π.χ. IS92 – IPCC, 1992; τα σενάρια SRES – IPCC, 2001; και τα RCPs – IPCC, 2014) του μελλοντικού κλίματος του πλανήτη έως το 2100, και επεκτάσεις τους έως το 2300, ώστε να υπάρχει μία εικόνα για τις μεταβολές που πρόκειται να πραγματοποιηθούν. Τα σενάρια αφορούν τις μελλοντικές συγκεντρώσεις των αερίων του θερμοκηπίου και βασίζονται σε παγκόσμια σενάρια κοινωνικής και οικονομικής ανάπτυξης. Οι ανανεώσεις των σεναρίων πρόβλεψης είναι απαραίτητα ώστε να αφομοιώνουν τις επιστημονικές εξελίξεις στην κατανόηση του κλιματικού συστήματος και να ενσωματώνουν τα νέα δεδομένα των σύγχρονων παρατηρημένων εκπομπών, των αλλαγών του κλίματος, των επιπτώσεων του, της προσαρμογής και της τρωτότητας (IPCC, 2014). Πληθώρα ερευνητών ασχολείται με την κλιματική αλλαγή και τον αντίκτυπό της, σε όλους τους τομείς την ανθρώπινης δραστηριότητας, και σε αυτό το πλαίσιο η παρούσα διατριβή εξετάζει τις επιπτώσεις της σε όλες τις παραμέτρους του υδρο-οικονομικού μοντέλου που παρουσιάστηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο. Στο κεφάλαιο αυτό, αρχικά, περιγράφεται το φαινόμενο της αλλαγής του κλίματος και των μοντέλων πρόβλεψής του, στη συνέχεια η μεθοδολογία με την οποία προσεγγίστηκε στην παρούσα εργασία, και τέλος παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των επιπτώσεων στο υδατικό ισοζύγιο, στο καθαρό κέρδος και στο πλήρες κόστος νερού.

6.1. Οι αλλαγές του κλίματος μέσα από τα σενάρια πρόβλεψης

Η εξέλιξη του ανθρώπου συνοδεύεται από την αλόγιστη χρήση των φυσικών πόρων, επομένως οδηγεί σε περιβαλλοντική υποβάθμιση. Η ραγδαία τεχνολογική και οικονομική ανάπτυξη έχει προκαλέσει την αύξηση των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου και των αεροζόλ, ιδιαίτερα των θειούχων, με ανησυχητικές τάσεις αύξησης στο εγγύς μέλλον (Τζαμπύρας, 2009; Macknick, 2011). Αυτή η αύξηση

δεσμεύει μέρος της ηλιακής ακτινοβολίας στην ατμόσφαιρα, ενισχύοντας το φαινόμενο του θερμοκηπίου (υπερθέρμανση του πλανήτη). Η σχέση αυτή ανθρωπογενών πιέσεων – θερμοκρασίας διατυπώθηκε αρχικά από τον Ζοζέφ Φουριέ (1822), αναλύθηκε στη συνέχεια από τον Σβάντε Αρρένιους (1896) ως το φαινόμενο που σήμερα είναι γνωστό ως κλιματική αλλαγή (ή ορθότερα κλιματική απορρύθμιση) και θεωρείται αιτία μεταβολής μιας σειράς παραμέτρων, όπως η ακτινοβολία, η θερμοκρασία, η βροχόπτωση, το λιώσιμο των παγετώνων, η μέση στάθμη θάλασσας, η μέση εξάτμιση από τους ωκεανούς κ.ά. Για την πρόβλεψη αυτών των παραμέτρων και τη μελέτη της προσαρμογής του πλανήτη και των ανθρώπων στις νέες συνθήκες, το IPCC διαμορφώνει σενάρια προσομοίωσης του μέλλοντος της ανθρωπότητας, ώστε να ποσοτικοποιηθούν οι πιθανές ανθρωπογενείς πιέσεις και να γίνουν προβλέψεις. Πιο συγκεκριμένα, το πρώτο Assessment Report (FAR) που πραγματοποιήθηκε το 1990 (IPCC, 1990), και η συμπληρωματική έκθεση (SR) του 1992 (IPCC, 1992) προβλέπουν τις παγκόσμιες μέσες μεταβολές κλιματικών παραμέτρων στη διάρκεια του 21^{ου} αιώνα υπό ένα σενάριο βάσης (“business as usual” – BAU scenario), λόγω της αύξησης των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου. Η δεύτερη έκθεση (Second Assessment Report - SAR) που ολοκληρώθηκε το 1996 (IPCC, 1996), μέσω τριών Ομάδων Εργασίας (Working Groups – WG), μελέτησε το υπόβαθρο της πρόβλεψης της κλιματικής αλλαγής, τις επιπτώσεις, την προσαρμογή και τον περιορισμό της, καθώς και τις κοινωνικοοικονομικές διαστάσεις της, παρατηρώντας παράλληλα ότι οι εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου συνεχίζονται να αυξάνονται. Ακολούθησε η τρίτη έκθεση (Third Assessment Report – TAR) του 2001 όπου διαμόρφωσε τα σενάρια πρόβλεψης SRES (Special Report on Emissions Scenarios) (IPCC, 2001), και η τέταρτη (Fourth Assessment Report – AR4), το 2007, όπου πλέον επιστήμονες από 130 χώρες συνεισέφεραν στη μελέτη των επιπτώσεων, της προσαρμογής, της τρωτότητας και του περιορισμού της κλιματικής αλλαγής (IPCC, 2007). Το πιο πρόσφατο εγχείρημα δημοσιεύθηκε στο Fifth Assessment Report (AR5) το 2014, με τα αποτελέσματα των σεναρίων πρόβλεψης RCP (Representative Concentration Pathways) που αντικατέστησαν τα προηγούμενα σενάρια SRES (IPCC, 2014).

Το όνομα Representative Concentration Pathways (RCPs) επιλέχθηκε ώστε να δώσει έμφαση στον όρο pathways (μονοπάτια), δείχνοντας έτσι ότι τα σενάρια αυτά αποσκοπούν κυρίως στο να παρέχουν προβολές ατμοσφαιρικών συγκεντρώσεων αερίων του θερμοκηπίου, χρονικώς εξαρτημένες. Ο όρος pathway δηλώνει ότι δεν πρόκειται απλώς για μία μακροπρόθεσμη πρόβλεψη συγκεντρώσεων (ή άλλων παραμέτρων), αλλά και ότι η προβολή έχει λάβει υπόψη και το χρονικό παράγοντα (IPCC, 2007). Σύμφωνα με το IPCC, τα σενάρια περιγράφουν εύλογες «τροχιές» διαφορετικών όψεων του μέλλοντος που έχουν κατασκευαστεί για να διερευνήσουν τις πιθανές συνέπειες της ανθρωπογενούς κλιματικής αλλαγής. Αντιπροσωπεύουν πολλές από τις κύριες κινητήριες δυνάμεις – συμπεριλαμβανομένων διαδικασιών, επιπτώσεων (φυσικών, οικολογικών και κοινωνικοοικονομικών) και πιθανών αποκρίσεων (π.χ. μέτρα προστασίας, ενημέρωση, κλπ.). Ο στόχος της διαμόρφωσης των σεναρίων δεν είναι να προβλεφθεί το μέλλον, αλλά να κατανοηθούν καλύτερα οι αβεβαιότητες και τα εναλλακτικά «μονοπάτια», προκειμένου να εξεταστεί το πόσο ισχυρές μπορεί να είναι

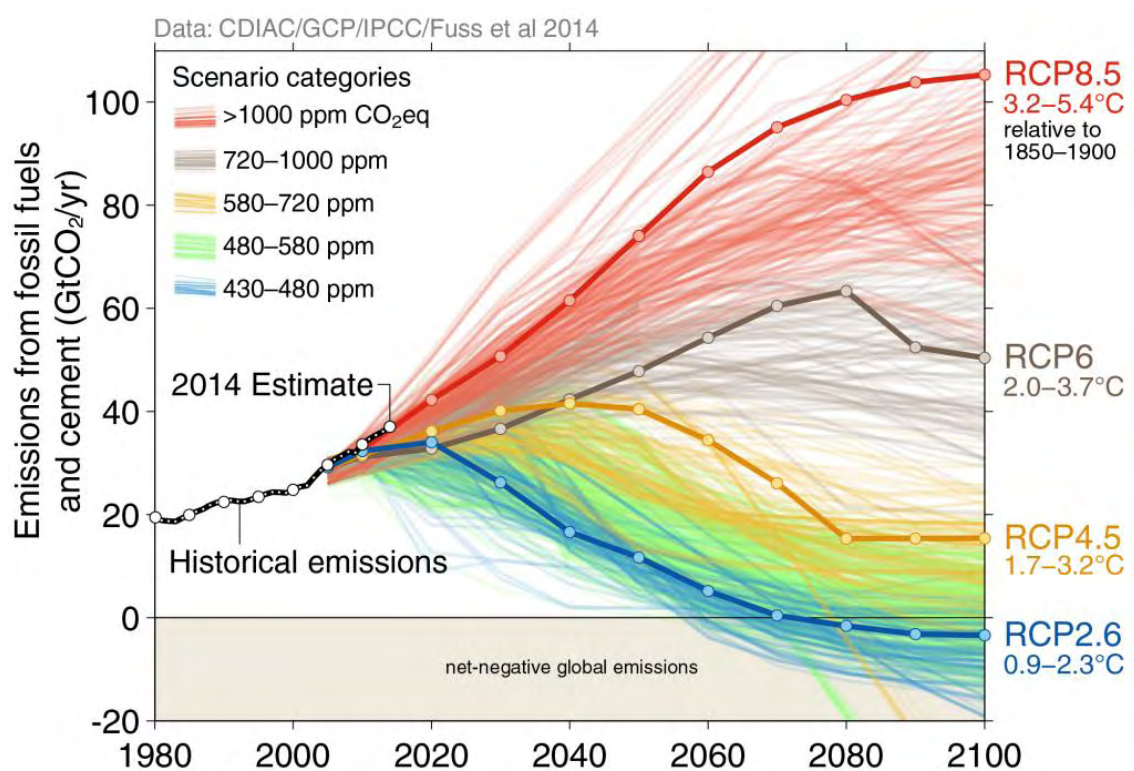
οι διάφορες αποφάσεις ή επιλογές, κάτω από αυτό το ευρύ φάσμα πιθανών μελλοντικών καταστάσεων (IPCC, 2014).

Κάθε RCP περιέχει ένα σύνολο τιμών εκκίνησης για κάθε κατηγορία εκπομπών, καθώς και τις εκτιμώμενες εκπομπές μέχρι το 2100, βάσει παραδοχών σχετικά με την οικονομική δραστηριότητα, τις πηγές ενέργειας, την αύξηση του πληθυσμού και άλλους κοινωνικοοικονομικούς παράγοντες. Τα δεδομένα περιέχουν επίσης ιστορικές πληροφορίες του πραγματικού κόσμου. Ενώ οι κοινωνικοοικονομικές προβλέψεις προέρχονται από τη βιβλιογραφία για την ανάπτυξη των οδών εκπομπής, η βάση δεδομένων δεν περιλαμβάνει κοινωνικοοικονομικά δεδομένα. Τα βασικά σενάρια που αναπτύχθηκαν είναι τα RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 και RCP8.5, τα οποία αναπαριστούν με τη σειρά τις πιο ήπιες έως τις πιο δυσμενείς προβλέψεις. Τα χαρακτηριστικά του κάθε σεναρίου αναλύονται στη συνέχεια:

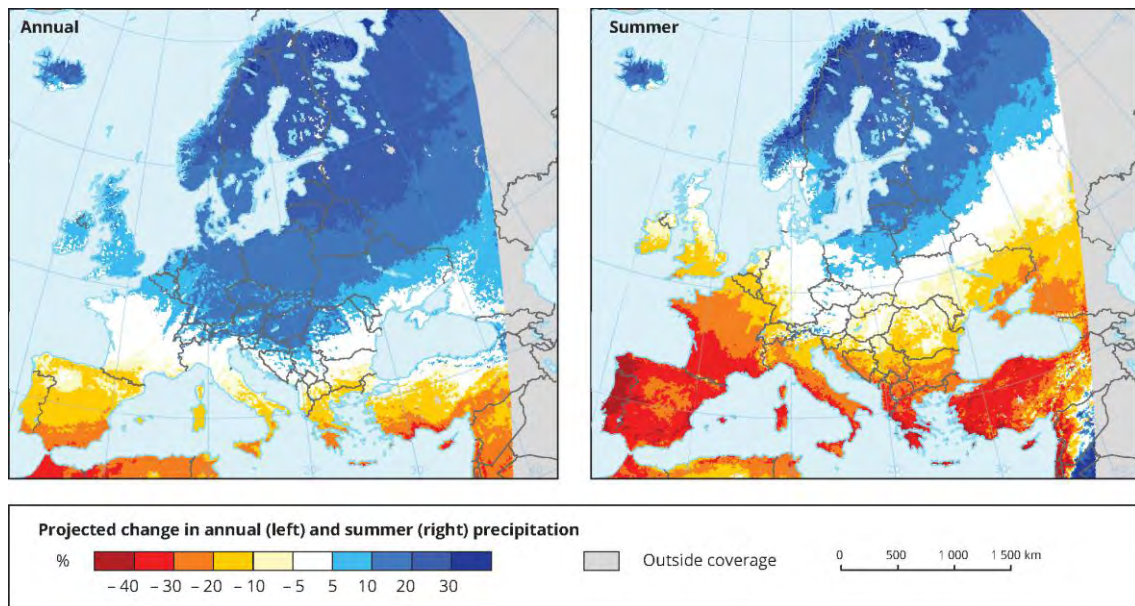
- RCP2.6: Αναπτύχθηκε από την ομάδα προσομοίωσης IMAGE της Υπηρεσίας Περιβαλλοντικής Αξιολόγησης της PBL της Ολλανδίας. Το «μονοπάτι» εκπομπών είναι αντιπροσωπευτικό των σεναρίων της βιβλιογραφίας που οδηγούν σε πολύ χαμηλά επίπεδα συγκέντρωσης αερίων θερμοκηπίου (Van Vuuren et al., 2011). Πρόκειται για ένα σενάριο «αιχμής και μείωσης» (peak-and-decline). Το επίπεδο ακτινοβολίας του για πρώτη φορά φτάνει σε τιμή περίπου $3,1 \text{ W/m}^2$ μέχρι τα μέσα του αιώνα και επιστρέφει στα $2,6 \text{ W/m}^2$ ως το 2100. Για να επιτευχθεί αυτή η μείωση στα επίπεδα ακτινοβολίας, οι εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (και οι έμμεσες εκπομπές ρύπων) μειώνονται σημαντικά, με την πάροδο του χρόνου (van Vuuren et al., 2007). Υιοθετείται δηλαδή η παραδοχή ότι η ανθρωπότητα συμμορφώνεται με τα μέτρα περιορισμού της κλιματικής απορρύθμισης.
- RCP4.5: Αναπτύχθηκε από την ομάδα μοντελοποίησης της GCAM στο Pacific Northwest National Laboratory's Joint Global Change Research Institute (JGCRI), των Ηνωμένων Πολιτειών. Πρόκειται για ένα σενάριο σταθεροποίησης στο οποίο η ολική εκπεμπόμενη ακτινοβολία σταθεροποιείται σύντομα μετά το 2100, χωρίς να υπερβεί το μακροπρόθεσμα επιδιωκόμενο επίπεδο ακτινοβολίας (Clarke et al. 2007; Smith and Wigley 2006; Wise et al. 2009).
- RCP6.0: Αναπτύχθηκε από την ομάδα μοντελοποίησης AIM στο Εθνικό Ινστιτούτο Περιβαλλοντικών Μελετών (NIES) στην Ιαπωνία. Πρόκειται για ένα σενάριο σταθεροποίησης στο οποίο η ολική ακτινοβολία αναγκάζεται να σταθεροποιηθεί σύντομα μετά το 2100, χωρίς υπέρβαση αλλά με την εφαρμογή μιας σειράς τεχνολογιών και στρατηγικών για τη μείωση των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου (Fujino et al. 2006; Hijioaka et al. 2008).
- RCP8.5: Αναπτύχθηκε με τη χρήση του μοντέλου MESSAGE και του Ολοκληρωμένου Πλαισίου Αξιολόγησης του IIASA (Διεθνές Ινστιτούτο Ανάλυσης Εφαρμοσμένων Συστημάτων) της Αυστρίας. Χαρακτηρίζεται από την αύξηση των εκπομπών αερίων θερμοκηπίου με την πάροδο του χρόνου, και είναι αντιπροσωπευτικό των σεναρίων της βιβλιογραφίας που οδηγούν σε υψηλά επίπεδα συγκέντρωσης αερίων θερμοκηπίου (Riahi et al. 2007).

Πρόκειται δηλαδή για ένα ακραίο σενάριο, στο οποίο υιοθετείται η παραδοχή ότι οι εκπομπές των αερίων συνεχίζουν με τους ίδιους ρυθμούς, χωρίς να λαμβάνονται υπόψη οι συνέπειες της κλιματικής αλλαγής.

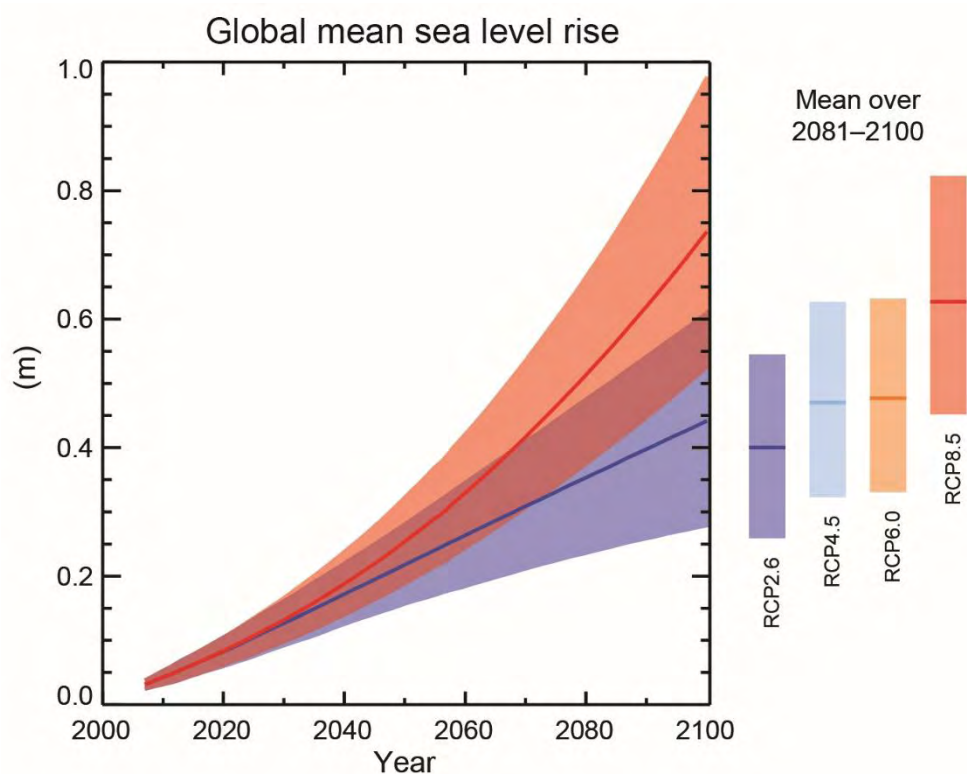
Συνοπτικά, όλες οι προβλέψεις προσανατολίζονται στις ίδιες αλλαγές των κλιματικών παραμέτρων, απλώς με διαφορετικό ρυθμό. Πιο συγκεκριμένα, η παγκόσμια επιφανειακή θερμοκρασία προβάλλεται να αυξηθεί, ειδικά στα βορειότερα μεγάλα γεωγραφικά πλάτη κατά την ψυχρή περίοδο (van Vuuren et al., 2011). Η εξάτμιση και η βροχόπτωση προβάλλεται να αυξηθεί το χειμώνα στα βορειότερα μεσαία και υψηλά γεωγραφικά πλάτη, την τροπική Αφρική και την Ανταρκτική και το καλοκαίρι στη νοτιότερη και ανατολικότερη Ασία. Αντίθετα μειώσεις προβάλλονται στη χειμερινή βροχόπτωση της Αυστραλίας, κεντρικής Αμερικής και νοτιότερης Αφρικής. Ακόμη, προβάλλονται σοβαρές μεταβολές στα ακραία μετεωρολογικά φαινόμενα, όπως αύξηση θερμών ημερών, μείωση παγωμένων ημερών, αύξηση δριμύτητας και συχνότητας ακραίων βροχοπτώσεων και ξηρών καλοκαιρινών περιόδων (van Vuuren et al., 2011). Επιβεβαιώνεται η υποχώρηση των παγετώνων που είχε προβλεφθεί στα σενάρια SRES, με αποτέλεσμα την άνοδο του μέσου επιπέδου της θαλάσσιας στάθμης (IPCC, 2014).



Σχήμα 6. 1. Οι εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα από ορυκτά καύσιμα και τσιμέντο σύμφωνα με την πέμπτη αξιολόγηση του IPCC για τα σενάρια RCP2.6, RCP4.5, RCP6 και RCP8.5. Η μαύρη γραμμή σηματοδοτεί τις ιστορικές παρατηρήσεις. Στο τέλος κάθε προβολής φαίνεται η αύξηση της θερμοκρασίας που θα προκληθεί (Fuss et al., 2014).



Σχήμα 6. 2. Προβλεπόμενες αλλαγές στην ετήσια (αριστερά) και καλοκαιρινή (δεξιά) βροχόπτωση (σε ποσοστά) κατά την περίοδο 2071-2100 σε σύγκριση με την περίοδο βάσης 1971-2000 για το σενάριο RCP 8.5. Οι προσομοιώσεις μοντέλων βασίζονται στο μέσο όρο του συνόλου των προσομοιώσεων RCM από τη βάση δεδομένων EURO-CORDEX (Jacob et al., 2014).



Σχήμα 6. 3. Η παγκόσμια άνοδος της στάθμης της θάλασσας για τον 21^ο αιώνα. Οι μπλε και κόκκινες καμπύλες εμφανίζουν προβολές για σενάρια RCP2.6 και RCP8.5, αντίστοιχα. Η σκίαση υποδεικνύει το πιθανό εύρος αβεβαιότητας (66-100%). Οι μπάρες στα δεξιά δείχνουν τους μέσους όρους της περιόδου 2081-2000 για τα τέσσερα σενάρια (IPCC, 2014).

Όσον αφορά τις προβολές του κλίματος στην κλίμακα μελέτης της παρούσας εργασίας, η περιοχή της Μεσογείου είναι η πιο αντιπροσωπευτική. Τα περιοχικά μοντέλα (που αναλύονται στη συνέχεια) δίνουν συγκρουόμενα στοιχεία για τα μελλοντικά χαρακτηριστικά του κλίματος της Νοτιότερης Ευρώπης. Έτσι είναι πολύ δύσκολο να διακριθούν πιθανές κλιματικές αλλαγές σε αυτή την κλίμακα, εκτός από το κοινό εύρημα των προσομοιώσεων, που είναι η αισθητή αύξηση της θερμοκρασίας.

6.2. Μοντέλα Παγκόσμιας Ατμοσφαιρικής Κυκλοφορίας

Τα μοντέλα που αποτελούν τη βάση των προβλέψεων των μεταβολών των κλιματικών παραμέτρων που αναφέρθηκαν παραπάνω χρησιμοποιούν την παγκόσμια κλίμακα ως σημείο εκκίνησης. Λέγονται μοντέλα παγκόσμιας ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας (Global Circulation Models – GCMs) καθώς αναπαριστούν την κυκλοφορία ατμόσφαιρας – ωκεανών σε μεγάλη (πλανητική) κλίμακα, χρησιμοποιώντας εξισώσεις Navier–Stokes για περιστρεφόμενη σφαίρα με θερμοδυναμικούς όρους διαφόρων πηγών ενέργειας (όπως ακτινοβολία κλπ.). Από θεωρητική άποψη το κύριο πλεονέκτημα της απόκτησης πληροφοριών από τα μοντέλα αυτά είναι ότι η ανάδραση προκύπτει από την κλιματική αλλαγή σε μια συγκεκριμένη περιοχή σε πλανητική κλιματική κλίμακα και το κλίμα άλλων περιοχών επιτρέπεται για διαφυσικές και δυναμικές διαδικασίες μέσα στο μοντέλο (Τζαμπύρας, 2009; Sørland et al., 2018). Από την άλλη, το μειονέκτημά τους είναι ότι δε μπορούν να εξάγουν ασφαλή συμπεράσματα για μικρότερες κλίμακες του κανάβου (φατνίων) που χρησιμοποιούν στην ανάλυσή τους (συνήθως 1000x1000 km), αγνοώντας έτσι αν οι αλλαγές οφείλονται σε κάποιο τοπικό φαινόμενο.

Για την εξαγωγή αποτελεσμάτων πρόβλεψης σε μικρότερες (τοπικές) χωρικές κλίμακες, δεκάδων χιλιομέτρων, χρησιμοποιούνται τα περιοχικά μοντέλα κυκλοφορίας (Regional Circulation Models – RCMs). Τα RCMs προσομοιώνουν τις διεργασίες της ατμόσφαιρας και της επιφάνειας της γης, λαμβάνοντας όμως υπόψη και τοπογραφικά δεδομένα, αντιθέσεις χερσαίων και θαλάσσιων επιφανειών, χαρακτηριστικά επιφάνειας και άλλα στοιχεία του συστήματος της Γης (von Storch 1995; 1999; Sørland et al., 2018). Επομένως αποτελούν κατά κάποιο τρόπο υπο-κλιμάκωση των GCMs, παρέχοντας έτσι πληροφορίες ειδικής τοποθεσίας, οι οποίες μπορεί να είναι πολύ σημαντικές για αρκετές μελέτες επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής (Mearns et al., 2003). Για περεταίρω υπο-κλιμάκωση (downscaling) χρησιμοποιούνται στατιστικές τεχνικές καταβιβασμού κλίμακας (Strandberg et al., 2014). Ο στατιστικός καταβιβασμός κλίμακας περιλαμβάνει την ανάπτυξη ποσοτικών σχέσεων ανάμεσα σε μεγάλης κλίμακας ατμοσφαιρικές εξαρτημένες μεταβλητές πρόγνωσης (predictors) και τοπικές επιφανειακές ανεξάρτητες μεταβλητές πρόγνωσης (predictands), ώστε οι προβλέψεις να προσαρμοστούν στις συνθήκες της εκάστοτε περιοχής μελέτης (Strandberg et al., 2014). Αυτές οι τεχνικές διακρίνονται σε τρεις κατηγορίες (Rummukainen, 2016): Υψηλής και μεταβλητής ανάλυσης γενικά μοντέλα κυκλοφορίας (AGCMs), χωρικά (ή ένθετα περιορισμένης περιοχής) κλιματικά μοντέλα, και εμπειρικές/στατιστικές και στατιστικές/δυναμικές μέθοδοι (Murphy, 1999; von Storch et al., 1993; Crane and Hewitson, 1998; Wilks and Wilby, 1999; Hewitson and

Crane, 1996; Giorgi et al., 2001; 2009). Οι τεχνικές εμφανίζουν διαφορετικά πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα και η χρήση τους εξαρτάται από τις ανάγκες της κάθε εφαρμογής (Pilling and Jones, 2002; Rummukainen, 2010). Το κύριο πλεονέκτημα των στατιστικών μεθόδων καταβιβασμού κλίμακας σε σχέση με τα RCMs η χαμηλή υπολογιστική τους απαίτηση, καθώς αρκεί να βρεθεί μια σχέση μετατροπής των τιμών σε τοπική κλίμακα (Arnell, 2003; Di Luca et al., 2015; 2016).

Ο αριθμός των μοντέλων GCM και RCM που έχουν αναπτυχθεί είναι αρκετά μεγάλος, καθώς επιχειρείται όσο δυνατόν μεγαλύτερη ακρίβεια, περιορισμός των αβεβαιοτήτων και πιο αντιπροσωπευτικά αποτελέσματα στην εκάστοτε κλίμακα μελέτης (Di Luca et al., 2016). Σε αυτό το πλαίσιο, αναπτύχθηκαν το πρόγραμμα Ensemble (<http://ensembles-eu.metoffice.com/about.html>) και ο διάδοχός του, το Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (Cordex) (<http://www.cordex.org/>), τα οποία συνδυάζουν πολλά μοντέλα πρόβλεψης (ensemble-mean) και παρέχουν τα συνολικά τους αποτελέσματα, σε περιοχική πλέον κλίμακα.

6.3. Επιπτώσεις κλιματικής μεταβολής στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων

Οι αλλαγές στο μελλοντικό κλίμα θα επηρεάσουν τους θεμελιώδεις παράγοντες του υδρολογικού κύκλου, αλλά και τις ανθρώπινες δραστηριότητες. Οι προβλέψεις των κλιματικών μοντέλων, κυρίως μέσω της αύξησης της θερμοκρασίας και της μείωσης των βροχοπτώσεων, θα οδηγήσουν σε αύξηση της ζήτησης νερού, και επομένως θα οξύνουν τα φαινόμενα λειψυδρίας. Η κλιματική αλλαγή έχει πολλαπλές και αυξανόμενες επιπτώσεις στις αστικές και γεωργικές δραστηριότητες (Feilberg and Mark, 2016). Αυτές οι επιπτώσεις έχουν σοβαρές πιθανές συνέπειες για κάθε τομέα που συνδέεται άμεσα ή έμμεσα με τους υδάτινους πόρους (Molle and Berkoff, 2009). Οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στη διαθεσιμότητα των υδάτινων πόρων συγκαταλέγονται στα πλέον ευρέως συζητημένα περιβαλλοντικά θέματα τις τελευταίες δεκαετίες (IWA, 2015). Αναπόφευκτα λοιπόν, η διαχείριση των υδάτινων πόρων πρέπει να εξετάζει τον μακροπρόθεσμο σχεδιασμό και μία από τις κύριες πτυχές της είναι το μεταβαλλόμενο κλίμα (Russo, et al., 2014, Mourato et al., 2015).

Πολλές έρευνες και μελέτες έχουν ασχοληθεί με τις επιπτώσεις και την προσαρμογή στην κλιματική αλλαγή δραστηριοτήτων σχετικά με τους υδατικούς πόρους, και κυρίως τη γεωργία (Schlenker et al., 2007; Fisher et al., 2012; Chartzoulakis and Bertaki, 2015). Το αστικό νερό θεωρείται μείζονος προτεραιότητας και η κάλυψη των υδρευτικών αναγκών υπό κλιματική αλλαγή θα είναι εφικτή με την κατάλληλη διαχείριση, η οποία είναι σαφώς πιο αισθητή από την αντίστοιχη του αρδευτικού νερού. Όσον αφορά τη βέλτιστη διαχείριση του αρδευτικού νερού υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής, η πλειοψηφία των μελετών επικεντρώνεται στην αύξηση της απόδοσης της χρήσης του νερού και την επίτευξη υψηλής ποιότητας τροφίμων (Fischer et al., 2007; Sun et al., 2008; Palmer et al., 2008; Alcamo et al., 2007; McDonald and Girvetz, 2013). Οι πιο πρόσφατες προσεγγίσεις είναι πιο ολιστικές, όπως αυτή των Calzadilla et al. (2014) που προσομοιώνουν τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στην κοινωνικοοικονομική κατάσταση περιοχών, συνδεδεμένων με την αγροτική παραγωγή

και προτείνουν επιλογές βέλτιστης προσαρμογής. Όπως είναι φυσικό, αρκετά μικρότερος είναι ο αριθμός των μελετών που ασχολούνται με το κόστος του νερού, ενώ οι πιο σημαντικές εργασίες εξετάζουν την αξία του πόρου (Hellegers and Perry, 2006) ή άλλα χρηματικά κόστη ως συνέπειες της κλιματικής αλλαγής (Elbakidze, 2006; Tardieu and Prefol, 2002). Το πλήρες κόστος νερού, με την έννοια που προσεγγίζεται στην παρούσα διατριβή, δεν έχει προσομοιωθεί, επομένως ούτε έχει εξεταστεί υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής, και συγκεκριμένα βασιζόμενο στα σενάρια RCPs, αντίθετα με τις προηγούμενες εφαρμογές οικονομικής αποτίμησης πόρων που (χρονικά) βασίζονταν στα σενάρια SRES.

6.4. Διαμόρφωση σεναρίων κλιματικής αλλαγής

Σε αυτό το κεφάλαιο λοιπόν, γίνεται χρήση των σεναρίων πρόβλεψης RCPs, ώστε να διαμορφωθούν κάποια ακραία σενάρια κλιματικής αλλαγής, προσαρμοσμένα στην περιοχή μελέτης, με απώτερο σκοπό να διερευνηθούν οι επιπτώσεις τους στο υδατικό ισοζύγιο, τα καθαρά κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα και στο πλήρες κόστος αρδευτικού νερού. Για το σκοπό αυτό χρησιμοποιήθηκαν τα αποτελέσματα προσομοιώσεων 10 RCMs που βασίστηκαν σε πέντε GCMs. Το σκεπτικό αυτής της προσέγγισης είναι ότι με τη χρήση πολλών προσομοιώσεων υπερτερεί της χρήσης μιας μόνο προσομοίωσης, καθώς η μία μπορεί να ενέχει πολλές και διαφορετικές αβεβαιότητες (π.χ. GCM, χαρακτηριστικά RCM, παραμετροποιήσεις, σχήματα και σενάρια), ιδιαίτερα σε περιοχική κλίμακα (Παυλίδης, 2015). Η χρήση ενός συνόλου προσομοιώσεων, όσο πιο πολυπληθούς γίνεται, διασφαλίζει τη διαφοροποίηση των παραγόντων που ενέχουν αβεβαιότητες, και έτσι σκιαγραφείται το εύρος μέσα στο οποίο είναι πιθανότερο να κινηθεί η κατάσταση του μελλοντικού κλίματος (Kerr, 2013). Ένα σύνολο κλιματικών προσομοιώσεων από διαφορετικά μοντέλα (multi-model) αναφέρεται στην βιβλιογραφία με τον όρο ensemble (ensemble mean). Κατά αυτή τη λογική διαμορφώθηκαν και τα προγράμματα ENSEMBLE και τώρα πλέον το CORDEX από το World Climate Research Programme (WRCP), το International Council for Science (ICSU), το World Meteorological Organization (WMO), και το Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC of UNESCO). Το πρόγραμμα Cordex (Coordinated Regional climate Downscaling Experiment) αποτελεί ένα πλαίσιο με στόχο να εξελίξει, να συντονίσει και συστηματοποιήσει τις έρευνες και την εφαρμογή των κλιματικών προσομοιώσεων περιοχικής κλίμακας (Παυλίδης, 2015; Hourdin et al., 2016). Πιο συγκεκριμένα, χρησιμοποιήθηκαν τα εξής GCMs:

- CNRM-CM5.1: Αποτελεί νέα έκδοση του GCM CNRM-CM. Αναπτύχθηκε από το CNRM-GAME (Centre National de Recherches Me'te'orologiques—Groupe d'etudes de l'Atmosphere Meteorologique) και το Cerfacs (Centre Europeen de Recherche et de Formation Avancee) για να συμβάλει στην 5^η φάση του Coupled Model Intercomparison Project (CMIP5). Το CNRM-CM5.1 περιλαμβάνει το ατμοσφαιρικό μοντέλο ARPEGE-Climat (v5.2), το ωκεάνιο μοντέλο NEMO (v3.2), το μοντέλο γηίνης επιφανείας ISBA και το μοντέλο θάλασσας-πάγου GELATO (v5). Σημαντικές βελτιώσεις από την προηγούμενη

έκδοση αποτελούν η αύξηση της ακρίβειας και οι βελτιώσεις του κάθε μοντέλου ξεχωριστά, η αύξηση οριζόντιας ανάλυσης σε ατμόσφαιρα και ωκεανούς, η δυναμική της ατμόσφαιρας, η εισαγωγή νέου σχήματος ακτινοβολίας, η βελτίωση της προσομοίωσης της συμπεριφοράς των τροποσφαιρικών και στρατοσφαιρικών αεροζόλ, και η ανεξαρτησία του μοντέλου γήινης επιφανείας από το μοντέλο ατμόσφαιρας, μειώνοντας έτσι σημαντικά τα σφάλματα και την αβεβαιότητα (Voldoire et al., 2012). Παρόλα αυτά, κάποια μειονεκτήματα παραμένουν, όπως οι σημαντικές μεροληψίες στις βροχοπτώσεις και ακτινοβολίες πολλών περιοχών, ή η έντονη μετατόπιση στην τρισδιάστατη αλατότητα (Voldoire et al., 2012).

- **EC-EARTH.2:** Αναπτύχθηκε από την ευρωπαϊκή κοινοπραξία EC-Earth, από 11 πανεπιστήμια της Ευρώπης και πληθώρα μετεωρολογικών κέντρων. Περιλαμβάνει το ατμοσφαιρικό μοντέλο IFS, το ωκεάνιο μοντέλο NEMO και το μοντέλο θάλασσας-πάγου LIM, συζευγμένο με το OASIS, ενώ σχεδιάζεται να ενσωματωθούν περισσότερα μοντέλα. Το EC-Earth χρησιμοποιείται σε συντονισμένα σχέδια διεπαφής μοντέλων (π.χ. στο CMIP5 και στο επερχόμενο CMIP6) ώστε να εξάγει προβολές και προβλέψεις για τις κλιματικές αλλαγές κοντά στο τέλος του αιώνα. Τα δεδομένα καταβιβάζονται στατιστικά σε τοπικό επίπεδο για τις υπηρεσίες κλιματικών μεταφορών από εταιρίες σε διάφορες ευρωπαϊκές χώρες (κυρίως στις Κάτω Χώρες, τη Σουηδία, τη Δανία, την Ιταλία, την Ισπανία και την Ιρλανδία). Επίσης διεξάγονται πολλές μελέτες ευαισθησίας που βελτιώνουν συνεχώς την ακρίβειά του (IPCC, 2014).
- **IPSL-CM5:** Αναπτύχθηκε από το IPSL (Institut Pierre Simon Laplace) και περιλαμβάνει πέντε μοντέλα για την αναπαράσταση του συστήματος γης-κλίματος και του κύκλου του άνθρακα: το LMDz (ατμοσφαιρικό), το NEMO (ωκεάνιο, ωκεανικής βιογεωχημείας και θάλασσας-πάγου), το ORCHIDEE (για ηπειρωτικές επιφάνειες και βλάστηση), και το INCA (ατμοσφαιρικής χημείας), συζευγμένο με το OASIS. Το σύστημα μοντέλων IPSL περιλαμβάνει επίσης μία I/O library (IOIPSL), ένα περιβάλλον σύνθεσης και σύνταξης (modipsl), ένα περιβάλλον εκτέλεσης (libIGCM) και ένα σετ εργαλείων μετα-επεξεργασίας. Το IPSL-CM5 διατίθεται σε διαφορετικές διαμορφώσεις σε διαφορετικές αναλύσεις, είναι σε μόνιμη εξέλιξη για να αντικατοπτρίζει τις σύγχρονες αριθμητικές επιστήμες του κλίματος. Απαριθμεί 80 εγγεγραμμένους χρήστες και επικουρικά εργαστήρια στο IPSL, ενώ χρησιμοποιείται σε περίπου 50 ευρωπαϊκά προγράμματα και περισσότερα από 550 ολοκληρωμένα έργα του παρέχονται στη βάση αποτελεσμάτων του IPCC (IPCC, 2014).
- **HadGEM2-ES:** Αποτελεί οικογένεια μοντέλων που αναπτύχθηκε από το Met Office Hadley Centre of Global Environment (Unified Model – UM version 6.6). Περιλαμβάνει μια συζευγμένη μοντελοποίηση ατμόσφαιρας-ωκεανού, συμπεριλαμβανομένων μοντέλων στρατόσφαιρας και γήινου συστήματος με δυναμική βλάστηση, βιολογία ωκεανών και ατμοσφαιρική χημεία. Το Met Office αναπτύσσει και χρησιμοποιεί το ατμοσφαιρικό μοντέλο Unified Model για την πρόβλεψη των καιρικών συνθηκών από εποχιακό βήμα έως και εκατονταετία (Collins et al., 2008). Η πρόβλεψη μεγαλύτερης εμβέλειας

συνδυάζεται με το μοντέλο NEMO ωκεανών, ενώ η ανάπτυξη μοντέλων γήινων συστημάτων βρίσκεται σε εξέλιξη. Η χερσαία βλάστηση και ο άνθρακας αναπαριστώνται από το μοντέλο δυναμικής παγκόσμιας βλάστησης TRIFFID, που προσομοιώνει την κάλυψη και το ισοζύγιο άνθρακα πέντε τύπων βλάστησης (πλατύφυλλα, δένδρα βελανιδιάς, γρασίδι C3, C4 και θάμνους). Η βιολογία του ωκεανού και η ανθρακική χημεία αντιπροσωπεύονται από το diat-HadOCC. Το HadGEM2 χρησιμοποιείται από διάφορους φορείς σε όλο τον κόσμο τόσο για επιχειρησιακές προβλέψεις καιρού όσο και για έρευνες κλιματικής αλλαγής (Collins et al., 2008).

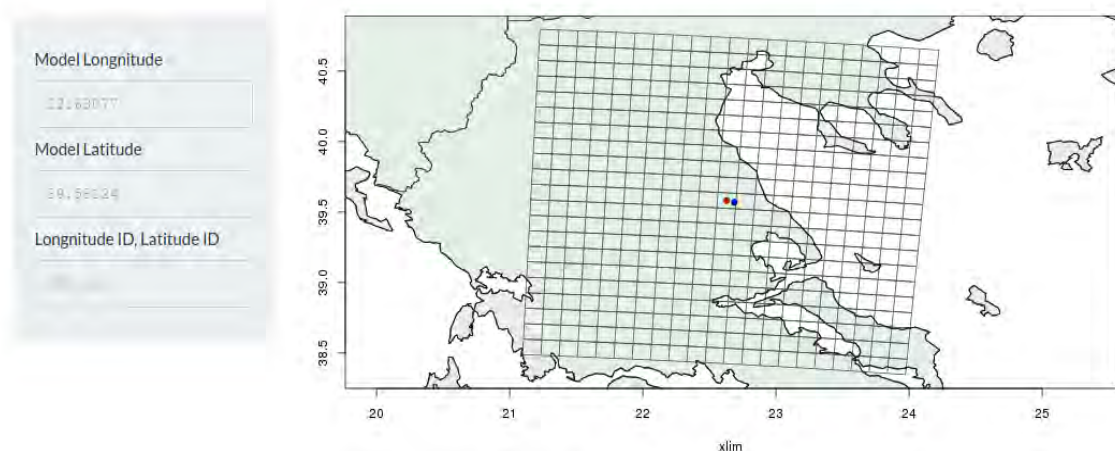
- MPI-ESM: Το νέο Max-Planck-Institute Earth System Model επίσης χρησιμοποιείται στην 5^η φάση του Coupled Model Intercomparison Project (CMIP5) βασισμένο στα Representative Concentration Pathways (RCPs). Αποτελείται επίσης από επιμέρους μοντέλα που συνδέονται μέσω της ανταλλαγής ενέργειας, ορμής, νερού και σημαντικών αερίων ιχών όπως το διοξείδιο του άνθρακα. Πιο αναλυτικά συνίσταται από το μοντέλο ατμόσφαιρας ECHAM6, το μοντέλο ωκεανών και θάλασσας πάγου MPIOM, συζευγμένο με το OASIS3, το μοντέλο γήινης επιφανείας JSBACH, και προαιρετικά περιλαμβάνει το δυναμικό μοντέλο βλάστησης DYNVEG, καθώς και το μοντέλο θαλάσσιας βιογεωχημείας HAMOCC. Μία συζευγμένη έκδοση του μοντέλου με πρόγραμμα αεροζόλ και χημείας (HAMMOZ) βρίσκεται υπό ανάπτυξη. Το MPI-ESM που αρχικά χρησιμοποιήθηκε ως βάση για τη συνεισφορά του MPI-M στο CMIP5 τώρα χρησιμοποιείται από πάνω από 45 ινστιτούτα παγκοσμίως, κυρίως λόγω της ακρίβειάς του (IPCC, 2014).

Τα αποτελέσματα των παραπάνω GCMs ελήφθησαν στην παρούσα εργασία από 10 προσομοιώσεις RCMs, στα οποία η περίοδος βάσης ήταν η 1960-1990 και η περίοδος πρόβλεψης ήταν η 2006-2100. Οι αλλαγές στη θερμοκρασία και στη βροχόπτωση που θεωρήθηκαν στη διατριβή ελήφθησαν από το πρόγραμμα Data Extraction Application for Regional Climate που αναπτύχθηκε στο Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης (DearClima, 2018) με βάση τα Σενάρια Εκπομπών Representative Concentration Pathways (RCPs) (Moss et al., 2010), για τη στατιστική υποκλιμάκωση (καταβιβασμό) από περιοχικά κλιματικά μοντέλα (RCMs) για διόρθωση της μεροληψίας των παγκόσμιων κλιματικών μοντέλων (GCMs). Ο επόμενος πίνακας δείχνει τις προσομοιώσεις των RCMs που ελήφθησαν για κάθε GCM.

Πίνακας 6. 1. Τα RCMs που χρησιμοποιήθηκαν για κάθε GCM.

GCMs	RCMs	Φορέας
CNRM-CM5.1 (CNRM-CERFACS-CNRM-CM5)	CLMcom-CCLM4-8-17	CLM Community (CLMCOM)
	CNRM-ALADIN53	Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM)
	SMHI-RCA4	Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)
EC-EARTH.2 (ICHEC-EC-EARTH)	KNMI-RACMO22E	Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI)
IPSL-CM5 (IPSL-IPSL-CM5A-MR)	IPSL-INERIS-WRF331F	Institut Pierre Simon Laplace/Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (IPSL- INERIS)
	SMHI-RCA4	Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)
HadGEM2-ES (MOHC-HadGEM2-ES)	CLMcom-CCLM4-8-17	CLM Community (CLMCOM)
	SMHI-RCA4	Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)
MPI-ESM (MPI-M-MPI-ESM-LR)	CLMcom-CCLM4-8-17	CLM Community (CLMCOM)
	MPI-CSC-REMO2009	Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Climate Service Center, Max Planck Institute for Meteorology

Τα μελετώμενα δεδομένα θερμοκρασίας και βροχόπτωσης των παρπάνω προσομοιώσεων μέσω του προγράμματος DearClima αναφέρονται στα αποτελέσματα των σεναρίων RCP2.6, RCP4.5 και RCP8.5 (τα αποτελέσματα του RCP6.0 δεν είναι προς το παρόν διαθέσιμα). Έχουν διακριτική ικανότητα $0,11^\circ \times 0,11^\circ$ ($10 \times 10 \text{ km}^2$ περίπου), όντας αντιπροσωπευτικά για κάθε φατνίο του κανάβου της ακόλουθης εικόνας.



Σχήμα 6. 4. Η αντιπροσωπευτική περιοχή για την οποία ελήφθησαν τα δεδομένα υψηλής χωρικής ανάλυσης ($10 \times 10 \text{ km}^2$) θερμοκρασίας και βροχόπτωσης. Το μπλε σημείο αντιπροσωπεύει το κέντρο (γεωγραφικό μήκος και πλάτος) της περιοχής μελέτης. Τα κλιματικά

μοντέλα έχουν επιλύσει τις προγνωστικές εξισώσεις για κάθε κελί πλέγματος (δεδομένα σε grid), ώστε τα αποτελέσματα να είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε φατνίο. Ενδεικτικά εδώ η κόκκινη κουκίδα απεικονίζει το κέντρο του σημείου πλέγματος που είναι πλησιέστερο στην τοποθεσία που ζητήθηκε (Πηγή: Δεδομένα από DEAR - Clima, 2017).

Η προσαρμογή των μεταβολών στην ιστορική χρονοσειρά (τιμές 1960-2009) έγινε με την Delta μέθοδο καταβιβασμού κλίμακας (Thiemeßl et al., 2011), που βασίζεται σε απλές ποσοστιαίες μεταβολές των φατνίων των RCM στις ιστορικές παρατηρημένες κλιματικού παράγοντα (Gutiérrez et al., 2013), σύμφωνα με την Εξίσωση (6.1). Έτσι η στατιστική υποκλιμάκωση της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης έγινε διαιρώντας τη μηνιαία μεταβολή των αποτελεσμάτων των RCMs μεταξύ της ιστορικής περιόδου βάσης 1960-2005 και των μελλοντικών περιόδων (2006-2100), με τις ιστορικές παρατηρήσεις τους (Loukas, et al. 2008; Alamanos et al., 2018a):

$$PC = \frac{RCP_{av} - Hav}{Hav} \cdot 100 \quad (6.1)$$

Όπου:

PC είναι το ποσοστό μεταβολής των μελετώμενων μεταβλητών,

RCP_{av} είναι ο μέσος όρος της μελετώμενης μεταβλητής (T ή P) από τα RCPs, από όλα τα διαθέσιμα RCMs, για την περίοδο πρόβλεψης 2006-2100, και

Hav είναι ο μέσος όρος της μελετώμενης μεταβλητής από την ιστορική της χρονοσειρά της περιόδου 1950-2005.

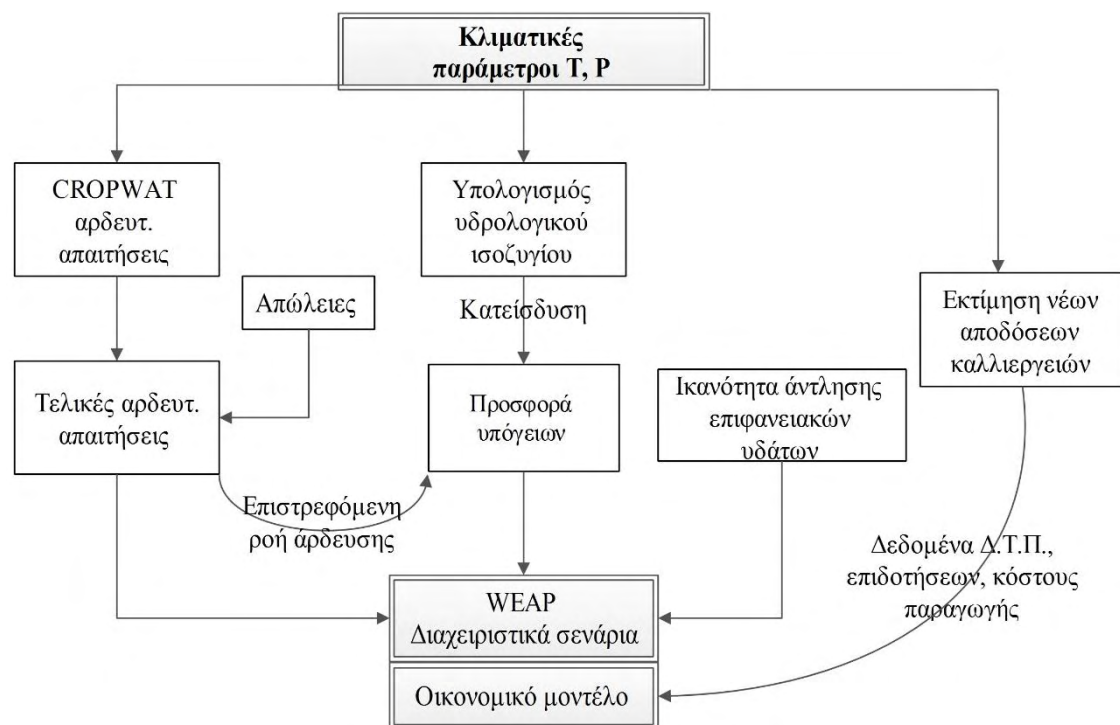
Στην παρούσα διατριβή, οι ιστορικές χρονοσειρές θερμοκρασίας και βροχόπτωσης για την περίοδο 1960-2009 χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση των μελλοντικών τιμών των μεταβλητών, θεωρώντας την ίδια αναλογία μεταβολής των περιοχικών μοντέλων που εκτιμήθηκαν με την Εξ. 6.1. Η μέση ετήσια θερμοκρασία είναι 14,8 °C και η μέση ετήσια βροχόπτωση είναι 463,2 mm. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν αφορούν τα ποσοστά μεταβολής της θερμοκρασίας και βροχόπτωσης των περιόδων 2010-2040, 2040-2070 και 2070-2100, για όλα τα RCPs. Από αυτά τα ποσοστά μεταβολής εξήχθησαν οι ελάχιστες, μέσες και μέγιστες τιμές τους. Οι συνολικά ελάχιστες, μέσες και μέγιστες τιμές και των τριών περιόδων πρόβλεψης, για τα 10 RCMs, αποτελούν τα ποσοστά μεταβολής των τριών σεναρίων που διαμορφώθηκαν – ήπιο, για το RCP2.6, μέσο για το RCP4.5 και δυσμενές για το RCP8.5 (Alamanos et al., 2018a):

- Ήπιο (συντηρητικό) Σενάριο, όπου η θερμοκρασία αυξάνεται κατά 6.39% και η βροχόπτωση μειώνεται κατά 3.82%, συνεπάγεται δηλαδή τελική μέση ετήσια θερμοκρασία ίση με 15,75°C και βροχόπτωση 445,51 mm.
- Μέσο Σενάριο, με αύξηση θερμοκρασίας 8.30% και μείωση βροχόπτωσης 7.57%, συνεπάγεται δηλαδή τελική μέση ετήσια θερμοκρασία ίση με 16,12°C και βροχόπτωση 428,14 mm.
- Δυσμενές (ακραίο) Σενάριο, με αύξηση θερμοκρασίας 8.86% και μείωση βροχόπτωσης 10.56%, συνεπάγεται δηλαδή τελική μέση ετήσια θερμοκρασία ίση με 16,22°C και βροχόπτωση 414,29 mm.

Όπως ήταν αναμενόμενο, η χρήση ensembles δικαιολογεί το μεγαλύτερο εύρος στις προβλέψεις (μεταβολές) θερμοκρασίας και βροχόπτωσης, σε σχέση με τη χρήση ενός μόνο μοντέλου. Στη συνέχεια παρουσιάζεται ο αντίκτυπος αυτών των σεναρίων στο υδρο-οικονομικό μοντέλο που αναπτύχθηκε.

6.5. Σύντομη περιγραφή διαδικασίας εκτίμησης επιπτώσεων

Το υδρο-οικονομικό μοντέλο, όπως παρουσιάστηκε στο 5^ο Κεφάλαιο, περιλαμβάνει τον υπολογισμό του υδατικού ισοζυγίου μέσα από την εκτίμηση της προσφερόμενης ποσότητας νερού και της συνολικής ζήτησης, του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα και το πλήρες κόστος του αρδευτικού νερού, ως άθροισμα χρηματοοικονομικού, κόστους πόρου και περιβαλλοντικού κόστους. Η διαδικασία εκτίμησης των επιπτώσεων της μεταβολής της θερμοκρασίας (T) και της βροχόπτωσης (P), παρουσιάζεται στο επόμενο διάγραμμα ροής.



Σχήμα 6. 5. Διάγραμμα ροής για τον υπολογισμό του αντίκτυπου των κλιματικών μεταβολών στο υδρο-οικονομικό μοντέλο.

Όσον αφορά τις συνιστώσες του πλήρους κόστους νερού, το χρηματοοικονομικό κόστος θεωρείται ότι δε μεταβάλλεται λόγω του κλίματος, ενώ το κόστος πόρου και το περιβαλλοντικό κόστος υπολογίζονται εκ νέου ως ζημίες λόγω της υποβάθμισης των υδατικών πόρων, όπως αναλύεται παρακάτω. Η διαδικασία πραγματοποιήθηκε τρεις φορές για κάθε ένα από τα οχτώ διαχειριστικά σενάρια: μία για κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής (ήπιο, μέσο, δυσμενές), ξεχωριστά για κάθε ζώνη (εξυπηρετούμενα από επιφ. Πηνειού, από υπόγεια, και μελλοντικά από επιφ. Κάρλας).

6.6. Επιπτώσεις στο υδατικό ισοζύγιο

Όλα τα σενάρια κλιματικής αλλαγής που διαμορφώθηκαν προβλέπουν αύξηση θερμοκρασίας και μείωση βροχόπτωσης. Θα προκληθεί έτσι μείωση των διαθέσιμων υδατικών αποθεμάτων και αύξηση στη ζήτηση. Όσον αφορά τη διαθεσιμότητα των υδατικών αποθεμάτων, η προσφερόμενη ποσότητα νερού από τον ποταμό Πηνειό και την μελλοντικά προσφερόμενη ποσότητα νερού από το νέο ταμιευτήρα της Λίμνης Κάρλας, όταν λειτουργήσει, θεωρήθηκε ότι δε θα μεταβληθεί. Η θεώρηση αυτή στηρίζεται στις μελέτες σχεδιασμού και λειτουργίας των αντλιοστασίων και των συναφών τεχνικών έργων, οι οποίες διασφαλίζουν ότι αυτή η ποσότητα ύδατος δύναται να παροχετευτεί ακόμα και υπό ακραίες συνθήκες (Loukas et al., 2007; Loukas et al., 2014; ΥΠΕΚΑ, 2017; Tzabiras et al., 2016b). Η ποσότητα των ανανεώσιμων υδάτων του υπόγειου υδροφορέα θεωρητικά μεταβάλλεται. Τα αποτελέσματα της εργασίας των Vasiliades και Loukas (2013) δείχνουν ότι η κλιματική αλλαγή δεν επηρεάζει σημαντικά τον υπόγειο υδροφορέα της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας, σε σχέση με την ανθρώπινη εκμετάλλευσή του, η οποία είναι έντονη. Στην παρούσα διατριβή, η χρήση ενός συνόλου προσομοιώσεων (ensemble) για τη διαμόρφωση των σεναρίων κλιματικής αλλαγής, που συνεπάγεται μεγαλύτερο εύρος μεταβολών, θα συνεπάγεται όπως είναι φυσικό και μεγαλύτερες επιπτώσεις συγκριτικά με τις προηγούμενες μελέτες. Έτσι, η προσφερόμενη ποσότητα νερού από τον υπόγειο υδροφορέα κρίθηκε σκόπιμο να μελετηθεί, θεωρήθηκε επομένως ότι θα μεταβληθεί, και υπολογίστηκε για κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής. Με τις νέες τιμές θερμοκρασίας και βροχόπτωσης υπολογίστηκε η νέα επιφανειακή απορροή και η κατείσδυση, με τη βοήθεια του υδρολογικού μοντέλου UTHBAL, καθώς και η επιστρεφόμενη ροή άρδευσης, όπως αναλύθηκε και στα προηγούμενα κεφάλαια. Οι αρδευτικές υδατικές απαιτήσεις υπολογίστηκαν επίσης εκ νέου, με τον ίδιο τρόπο που περιεγράφηκε στα προηγούμενα κεφάλαια, για κάθε σενάριο, με διαφορετικές μόνο τις παραμέτρους της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης. Ο επόμενος πίνακας δείχνει τα αποτελέσματα συγκριτικά για κάθε σενάριο.

Πίνακας 6. 2. Η ετήσια ζήτηση αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας, υπό τα σενάρια κλιματικής αλλαγής (Alamanos et al., 2019c).

Υδατικές Απαιτήσεις (hm ³)				
Σενάρια	Υφιστάμενη κατάσταση	Ηπιότερο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Μέσο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Δυσμενέστερο σενάριο κλιματικής αλλαγής
Σεν. 1	374.08	388.34	399.92	405.22
Σεν.1a	284.93	293.11	299.68	304.20
Σεν.1b	356.16	373.75	380.33	385.82
Σεν.2	373.22	385.77	394.82	405.04
Σεν.2a	351.84	366.11	370.77	374.67
Σεν.2b	363.93	378.92	383.59	387.49
Σεν.2c	284.20	292.19	300.66	307.25
Σεν.2d	355.35	367.78	377.13	385.64

Η κατανομή των καλλιεργειών μπορεί να αλλάξει μόνο μετά από διαχειριστικά μέτρα που θα λάβουν υπόψη την αλλαγή του κλίματος, αλλά από τη μεριά των αγροτών δε μπορεί να υπάρξει τέτοια πρόβλεψη – ούτε επομένως μπορεί να αλλάξει η κατανομή των καλλιεργειών, μόνο εξαιτίας της αλλαγής του κλίματος, εφόσον οι συνέπειες δεν είναι συνεχείς και αισθητές. Έτσι, η κατανομή των καλλιεργειών θεωρείται σταθερή στα σενάρια κλιματικής αλλαγής. Με γνωστή την προσφορά νερού και τις υδατικές απαιτήσεις, έγινε εκτίμηση του υδατικού ισοζυγίου για κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής που διαμορφώθηκε, υπό όλα τα διαχειριστικά σενάρια που προτάθηκαν στο 5^ο Κεφάλαιο. Τα αποτελέσματα φαίνονται στους επόμενους πίνακες (Alamanos et al., 2019c).

Πίνακας 6. 3. Τα υδατικά ισοζύγια κάθε διαχειριστικού σεναρίου, υπό κλιματική αλλαγή, για τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από επιφανειακά ύδατα του ΤΟΕΒ Πηνειού.

Ετήσιο Υδατικό Ισοζύγιο (hm ³)				
Διαχειριστικά Σενάρια	Υφιστάμενη Κατάσταση	Ηπιότερο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Μέσο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Δυσμενέστερο σενάριο κλιματικής αλλαγής
Σενάριο 1	-10.80	-22.48	-32.46	-33.49
Σενάριο 1a	50.20	39.65	39.37	38.85
Σενάριο 1b	-4.96	-25.04	-25.58	-26.56
Σενάριο 2	-10.80	-20.09	-21.04	-27.72
Σενάριο 2a	-1.40	-9.10	-11.83	-13.62
Σενάριο 2b	-6.72	-15.95	-18.67	-20.46
Σενάριο 2c	50.20	45.55	45.08	41.18
Σενάριο 2d	-4.96	-13.81	-14.71	-21.06

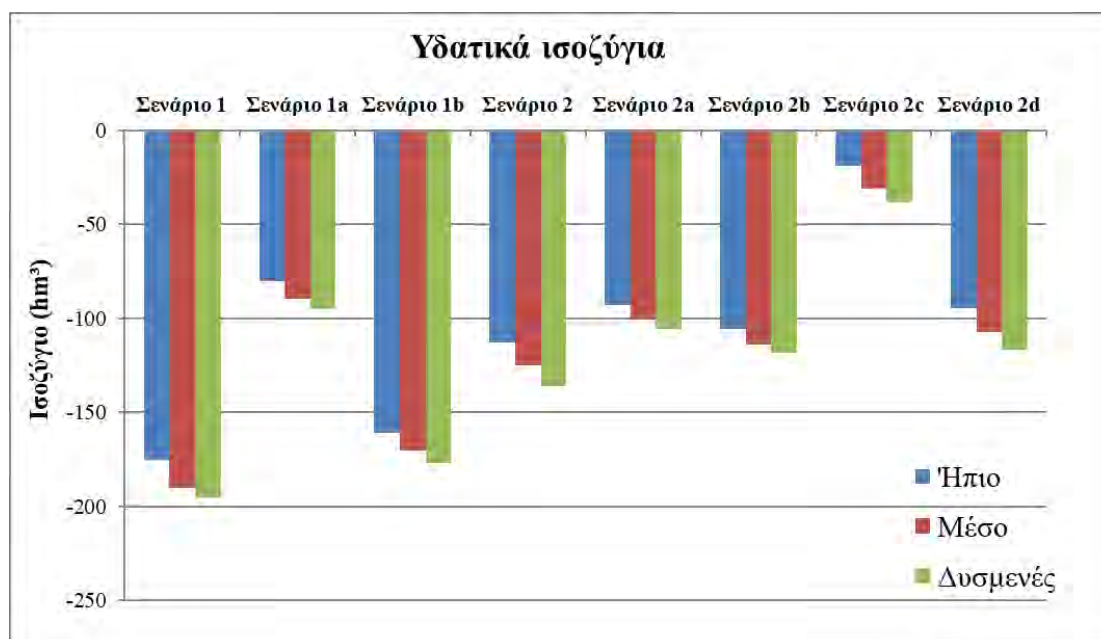
Πίνακας 6. 4. Τα υδατικά ισοζύγια κάθε διαχειριστικού σεναρίου, υπό κλιματική αλλαγή, για τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από υπόγεια ύδατα.

Ετήσιο Υδατικό Ισοζύγιο (hm ³)				
Διαχειριστικά Σενάρια	Υφιστάμενη Κατάσταση	Ηπιότερο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Μέσο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Δυσμενέστερο σενάριο κλιματικής αλλαγής
Σενάριο 1	-149.60	-152.78	-157.58	-161.86
Σενάριο 1a	-121.46	-123.25	-129.18	-133.97
Σενάριο 1b	-137.53	-135.62	-144.88	-150.17
Σενάριο 2	-102.69	-105.64	-116.05	-117.49
Σενάριο 2a	-92.73	-96.63	-101.78	-104.41
Σενάριο 2b	-98.37	-101.59	-106.74	-109.37
Σενάριο 2c	-79.79	-82.80	-92.69	-94.62
Σενάριο 2d	-92.87	-96.05	-106.30	-107.17

Πίνακας 6. 5. Τα υδατικά ισοζύγια κάθε διαχειριστικού σεναρίου, υπό κλιματική αλλαγή, για τις εξυπηρετούμενες εκτάσεις από επιφανειακά ύδατα του νέου ταμιευτήρα Κάρλας.

Ετήσιο Υδατικό Ισοζύγιο (hm ³)				
Διαχειριστικά Σεναρία	Υφιστάμενη Κατάσταση	Ηπιότερο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Μέσο σενάριο κλιματικής αλλαγής	Δυσμενέστερο σενάριο κλιματικής αλλαγής
Σενάριο 1	-	-	-	-
Σενάριο 1a	-	-	-	-
Σενάριο 1b	-	-	-	-
Σενάριο 2	13.95	13.05	12.15	9.25
Σενάριο 2a	15.97	12.71	12.71	12.44
Σενάριο 2b	14.82	11.70	11.70	11.43
Σενάριο 2c	19.06	18.14	16.82	15.27
Σενάριο 2d	16.15	15.16	13.75	11.68

Όπως φαίνεται από τους παραπάνω πίνακες, οι διακυμάνσεις του ισοζυγίου των εξυπηρετούμενων εκτάσεων από Πηνειό και Κάρλα δεν είναι τόσο μεγάλη όσο αυτή του υπογείου. Αυτό συμβαίνει λόγω της αμετάβλητης προσφοράς νερού (βάση μελετών σχεδιασμού). Έτσι η διαφορά προκύπτει μόνο λόγω αύξησης υδατικών απαιτήσεων, σε μικρότερη όμως έκταση από αυτή που εξυπηρετεί ο υδροφορέας. Συνεπώς η διαφορά τους δε γίνεται τόσο αισθητή, όσο στον υπόγειο υδροφορέα, όπου εκεί αλλάζει και η προσφορά και οι απαιτήσεις. Το γεγονός αυτό, σε συνδυασμό με την αυξημένη πιθανότητα ανεξέλεγκτης άντλησης σε ακραίες συνθήκες, καθιστούν πιο ευάλωτο τον υδροφορέα.



Σχήμα 6. 6. Τα υδατικά ισοζύγια για το σύνολο της λεκάνης απορροής της Κάρλας για κάθε διαχειριστικό σενάριο, υπό τα τρία σενάρια κλιματικής αλλαγής.

Στο παραπάνω Σχήμα είναι εμφανές ότι οι μεταβολές μεταξύ των διαχειριστικών σεναρίων είναι εντονότερες από τις μεταβολές του ισοζυγίου μεταξύ ήπιου και δυσμενούς σεναρίου κλιματικής αλλαγής. Επιβεβαιώνεται το γενικότερο συμπέρασμα ότι η Διαχείριση Υδατικών Πόρων έχει μεγαλύτερη επίδραση στο ισοζύγιο, από ό,τι η κλιματική αλλαγή. Αυτό είναι σε κάθε περίπτωση ένα αισιόδοξο συμπέρασμα, καθώς υποδεικνύει ότι με έγκαιρη αλλαγή των υφιστάμενων πρακτικών διαχείρισης, οι συνέπειες της κλιματικής αλλαγής είναι δυνατό να αποφευχθούν.

6.7. Επιπτώσεις στο καθαρό κέρδος

Το καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα είναι ο επόμενος παράγοντας του υδρο-οικονομικού μοντέλου, που εξετάζεται επίσης υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής. Η αγροτική οικονομία κινδυνεύει λόγω της πιθανής απώλειας καλλιεργήσιμης γης, της σμίκρυνσης των καλλιεργητικών περιόδων και της αβεβαιότητας σχετικά με το είδος και το χρόνο εγκατάστασης συγκεκριμένων καλλιεργειών (FAO, 2009). Άμεσες αναμένεται να είναι οι επιπτώσεις στα αποθέματα ειδών διατροφής, με όξυνση προβλημάτων σίτισης, και ακολούθως σε μία σειρά οικονομικών παραγόντων (Lobell et al., 2008).

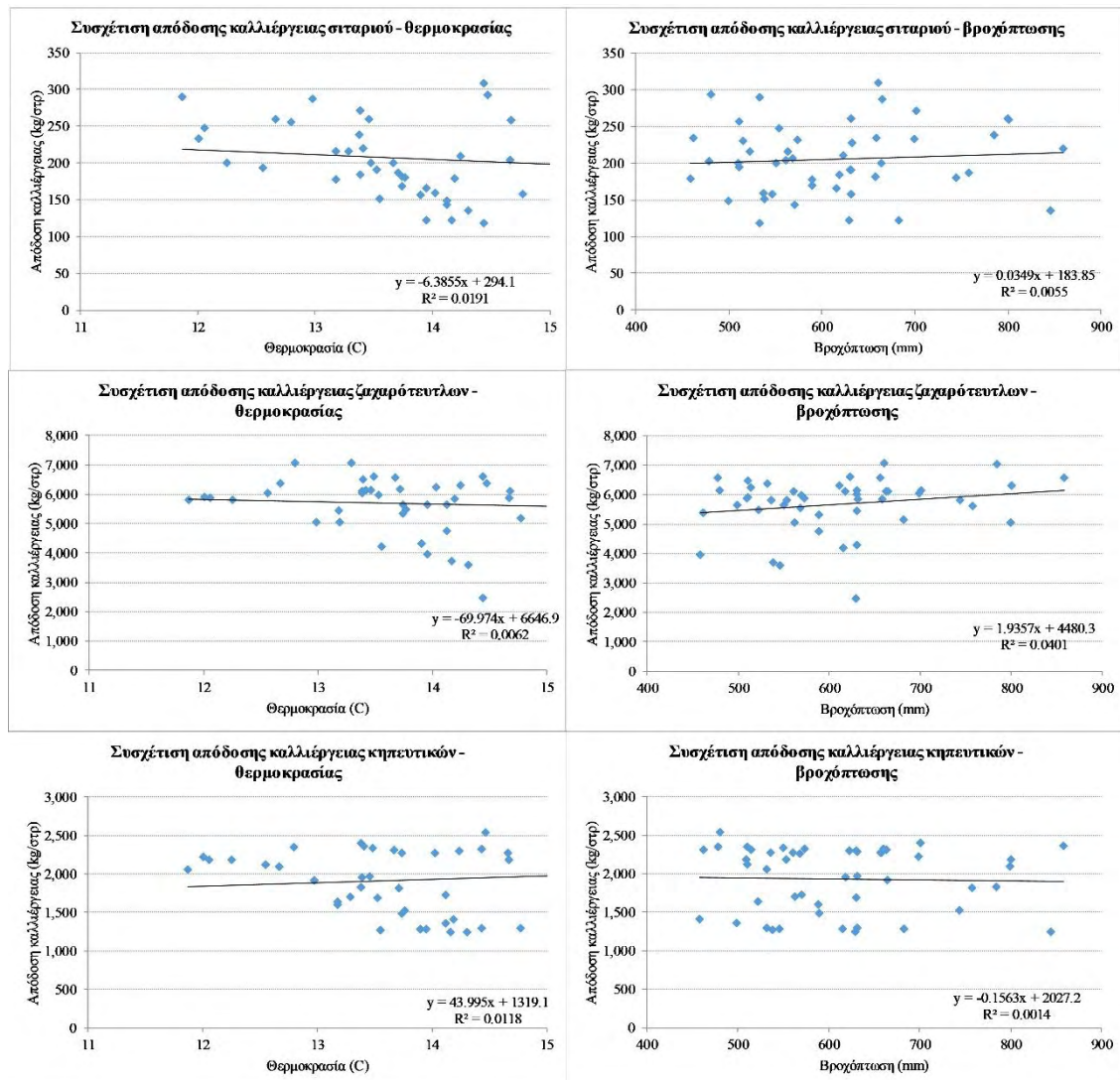
Ξεκινώντας από την παράμετρο της καλλιεργήσιμης έκτασης, όπως αναφέρθηκε και στο προηγούμενο υποκεφάλαιο, η κατανομή των καλλιεργειών θεωρείται αμετάβλητη. Επομένως οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής εξετάζονται στους υπόλοιπους παράγοντες – συνιστώσες του καθαρού κέρδους. Επίσης, δύο άλλοι παράγοντες που δε μπορούν να προβλεφθούν (ή να συσχετιστούν) με βάση την κλιματική αλλαγή είναι οι χορηγούμενες επιδοτήσεις και οι τιμές των προϊόντων (Τράπεζα της Ελλάδος, 2011). Οι τιμές αυτές, στην πραγματικότητα, εξαρτώνται από πληθώρα εξωγενών κυρίως παραγόντων (μακροχρόνια διακύμανση τιμών προϊόντων, εξελίξεις στις διεθνείς αγορές, επιτόκια προεξόφλησης, παγκόσμια παραγωγή, εμπόριο αγροτικών προϊόντων, κλπ.). Ο συνυπολογισμός τέτοιων απρόβλεπτων παραμέτρων δε μπορεί να οδηγήσει σε ασφαλείς προβλέψεις, καθώς υπάρχει και η περίπτωση η μείωση της παραγωγής και του προσδοκώμενου αγροτικού εισοδήματος στη χώρα να εξουδετερώνεται από μια πολύ μεγαλύτερη μείωση της παγκόσμιας παραγωγής, με ταυτόχρονη εκτόξευση της τιμής του προϊόντος σε επίπεδα που θα καταστήσουν την αντίστοιχη γεωργική καλλιέργεια στην Ελλάδα οικονομικά επωφελή (Τράπεζα της Ελλάδος, 2011), καθώς και από μια σειρά περισσότερων και πιο σύνθετων παραγόντων. Στον όποιο υπολογισμό μελλοντικών μεταβολών αυτών των παραγόντων, υπεισέρχεται και μία σημαντική αβεβαιότητα (τυχαιότητα) λόγω εξωγενών συμβάντων που επιδρούν στα τελικά κέρδη, αλλά δε μπορούν να προβλεφθούν, όπως παραδείγματος χάρη οι διάφορες ασθένειες, ζιζάνια, κλπ. Επομένως, κρίνεται ορθότερο να διατηρηθούν σταθεροί οι παράγοντες για τους οποίους δε γίνεται να υπάρξουν ασφαλείς προβλέψεις, παρά να γίνει κάποια πρόβλεψη που θα στηρίζεται σε ανεπαρκείς παραδοχές, με κίνδυνο να οδηγήσει σε εντελώς παραπλανητικά συμπεράσματα. Ένας από αυτούς τους παράγοντες είναι και το συνολικό κόστος παραγωγής. Η εκτίμηση της πιθανής επίδρασης των κλιματικών μεταβολών έγινε με την παραδοχή ότι οι διάφοροι

καλλιεργητικοί χειρισμοί (σπορά, χρόνος συγκομιδής, καλλιεργητικές πρακτικές, κλπ.), καθώς και η ποσότητα και η συχνότητα αρδεύσεων και λιπάνσεων θα παραμείνουν οι ίδιες με τις υφιστάμενες.

Από όλες τις παραμέτρους, μόνο η απόδοση των καλλιεργειών (yield) μπορεί τελικά να συσχετιστεί με τις μετεωρολογικές μεταβολές της κλιματικής αλλαγής. Η εκτίμηση της επίδρασης των κλιματικών μεταβολών στην αγροτική παραγωγή, μέσω της φυσιολογίας του φυτού είναι μια σύνθετη διαδικασία που περιβάλλεται από σημαντική αβεβαιότητα (Τράπεζα Ελλάδος, 2011). Στο παρελθόν έχουν γίνει προσπάθειες και σημαντικά βήματα για την εκτίμηση των επιπτώσεων του κλίματος στην αγροτική οικονομία (Schlenker et al., 2005; Schlenker et al., 2007; Fisher et al., 2012; Auffhammer et al., 2013; Clemens, 2014). Οι προσεγγίσεις που στοχεύουν στην εύρεση σχέσης μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των κλιματικών παραμέτρων ποικίλουν, ανάλογα με τις ιδιαιτερότητες της περιοχής και της εξεταζόμενης καλλιέργειας (Domingo et al., 1996; Kirda et al., 1999; Alexandrov and Hoogenboom, 2000; Lobell et al., 2011; Roberts et al., 2012; Calzadilla et al., 2014). Σύμφωνα με πειραματικές εκτιμήσεις, μια άνοδος της θερμοκρασίας κατά ένα βαθμό Κελσίου, τείνει να μειώνει τις γεωργικές αποδόσεις σε ποσοστό 5%, κατά μέσο όρο (Lobell et al., 2011). Παρόλα αυτά εκφράζονται και αμφιβολίες για το αν πράγματι η κλιματική αλλαγή είναι αυτή που μειώνει διαχρονικά τις αποδόσεις των καλλιεργειών, καθώς οι εκτιμήσεις αυτές βασίστηκαν σε στατιστικά μοντέλα, που μπορεί να μην είναι ακριβή (Porter and Semenov, 2005; Kang et al., 2009). Η απόδοση των καλλιεργειών δύναται να εξαρτάται και από άλλους παράγοντες, πέρα από τον καιρό, οι οποίες όμως πολύ δύσκολα αποτιμώνται, όπως οι διακυμάνσεις της προσφοράς και ζήτησης στην αγορά, οι τιμές των λιπασμάτων, οι διαθέσιμες αγροτικές τεχνολογίες κ.ά. (Lobell et al., 2007; Lee et al., 2011). Η προσέγγιση που ακολουθήθηκε στην παρούσα διατριβή στηρίζεται στην εύρεση σχέσεων απόδοσης της κάθε καλλιέργειας με τις μετεωρολογικές παραμέτρους της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης, θεωρώντας ότι οι υπόλοιπες παράμετροι δεν επιδρούν στις μεταβολές των αποδόσεων. Η προσέγγιση αυτή βρίσκεται σε συμφωνία με το σκεπτικό πολλών σύγχρονων μελετών γύρω από το θέμα, που προτιμούν να απομονώσουν τις επιδράσεις του κάθε παράγοντα στην τελική απόδοση (Milošević et al., 2015; Guan et al., 2015; Xu et al., 2016b; Jing et al., 2016; Razzaghia et al., 2017; Ali et al., 2017).

Πιο αναλυτικά, συλλέχθηκαν τα δεδομένα της διαχρονικής εξέλιξης της στρεμματικής απόδοσης των καλλιεργειών της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας. Η τρέχουσα Γεωργική Στατιστική πληροφόρηση στην Ελλάδα εξυπηρετείται από δύο φορείς, την Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛ.ΣΤΑΤ) και το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων. Η ΕΛ.ΣΤΑΤ διενεργεί το σύνολο των ερευνών της σε επίπεδο γεωργικής εκμετάλλευσης, καθώς και μία έρευνα σε επίπεδο Δήμου ή Κοινότητας, την Ετήσια Γεωργική Στατιστική. Το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων συγκεντρώνει τα στατιστικά στοιχεία και τις πληροφορίες που αφορούν τόσο στις προβλέψεις των εκτάσεων για τις ετήσιες καλλιέργειες και την παραγωγή των φυτικών και ζωικών προϊόντων, όσο και στα τελικά στοιχεία των παραπάνω οικονομικών μεγεθών με την μέθοδο των εκτιμήσεων των εμπειρογνομόνων των περιφερειακών

υπηρεσιών του. Έτσι οι χρονοσειρές της μέσης στρεμματικής απόδοσης των μελετώμενων καλλιεργειών για τη Θεσσαλία σε μηνιαίο χρονικό βήμα, ελήφθησαν από τη βάση δεδομένων της ΕΛΣΤΑΤ για τη διαθέσιμη περίοδο 1960-2009 (Υπουργείο Γεωργίας, 2012). Αρχικά, ελέγχθηκε η συσχέτισή τους με την ιστορική χρονοσειρά των παρατηρημένων μηνιαίων τιμών θερμοκρασίας και βροχόπτωσης της λεκάνης, για την περίοδο 1960-2009 (βλ. Σχήμα 6.7, ενδεικτικά για κάποιες καλλιεργείες).



Σχήμα 6. 7. Γραφική παράσταση μέσης στρεμματικής απόδοσης με τις μετεωρολογικές παραμέτρους, σε γραμμική μορφή (ενδεικτικά για καλλιεργείες σιταριού, ζαχαρότευτλων και κηπευτικών).

Σε όλες τις καλλιεργείες, παρόλη τη μικρή συσχέτιση, εμφανίζεται παρόμοια τάση, η επιρροή της οποίας διερευνήθηκε αρχικά με πολλαπλή γραμμική παλινδρόμηση μεταξύ αυτών των μεταβλητών, για την προσομοίωση των μέσων αποδόσεων, στη μορφή της Εξίσωσης 6.2:

$$Y_i = \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \alpha \quad (6.2)$$

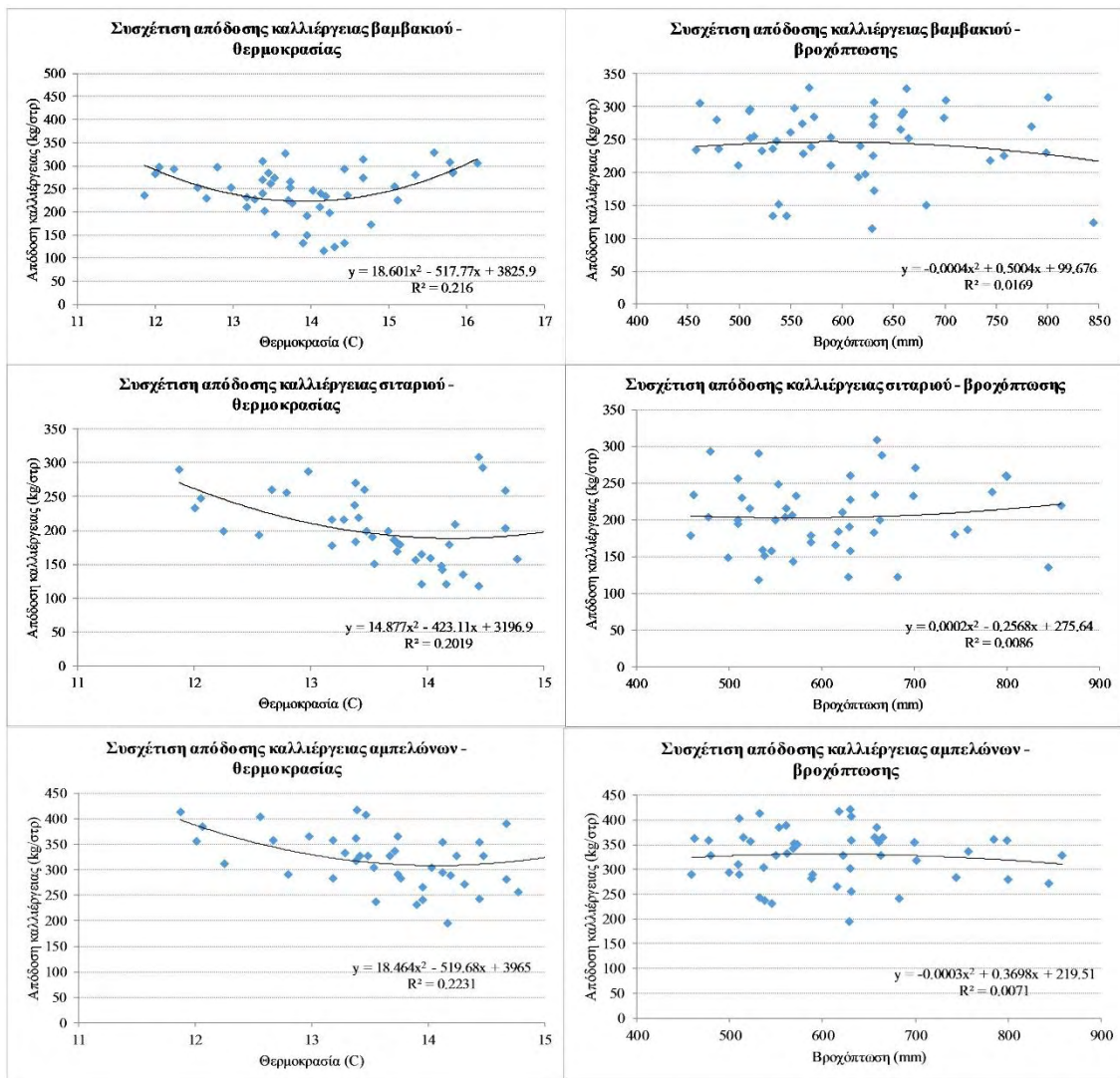
όπου:

Y_i είναι η τιμή της εξαρτημένης μεταβλητής (yield) στην i παρατήρηση, x_{i1} και x_{i2} είναι τιμές των ανεξαρτήτων μεταβλητών X_1 (T) και X_2 (P) στην i παρατήρηση οι οποίες είναι γνωστές σταθερές. Τα β_1 και β_2 είναι οι παράμετροι, και το α η σταθερά του μοντέλου (Κουτσογιάννης, 1997). Τα αποτελέσματα των γραμμικών σχέσεων που προέκυψαν φαίνονται στον ακόλουθο Πίνακα.

Πίνακας 6. 6. Γραμμικές σχέσεις μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των μετεωρολογικών δεδομένων.

Καλλιέργεια	Σχέση	R ²
Μηδική	$Y = 11.41 T + 0.031 P - 11.2$	0.120
Βαμβάκι	$Y = 2.78 T - 0.048 P + 232.5$	0.011
Αραβόσιτος	$Y = 27.88 T - 0.099 P + 363.5$	0.010
Σιτάρι	$Y = -6.09 T - 0.028 P + 272.7$	0.023
Ζαχαρότευτλα	$Y = -74.84 T - 0.460 P + 6996.7$	0.009
Αμπελώνες	$Y = -2.79 T - 0.03 P + 385.1$	0.005
Κηπευτικά	$Y = 42.84 T - 0.110 P + 1402.1$	0.012

Εξετάσθηκε ακόμη και η συσχέτιση πολυωνυμικών σχέσεων, για την προσομοίωση των μέσων αποδόσεων, όπως φαίνεται στο ακόλουθο Σχήμα.



Σχήμα 6. 8. Γραφική παράσταση μέσης στρεμματικής απόδοσης με τις μετεωρολογικές παραμέτρους, σε πολωνυμική μορφή δευτέρου βαθμού (ενδεικτικά για καλλιέργειες βαμβακιού, σιταριού και αμπελώνων).

Παρατηρώντας ότι η συσχέτισή τους είναι ικανοποιητικότερη από την αντίστοιχη γραμμική, έγινε διερεύνηση σχέσεων πολλαπλής παλινδρόμησης δευτέρου βαθμού, ώστε να ληφθεί περισσότερο υπόψη και η συνέργεια των μεταβλητών T και P , σύμφωνα με τη μορφή που παρουσιάζεται στην Εξίσωση 6.3 (Κουτσογιάννης, 1997).

$$Y_i = \beta_1 T + \beta_2 P + \beta_3 T^2 + \beta_4 P^2 + \beta_5 TP + \alpha \quad (6.3)$$

Τα αποτελέσματα των πολωνυμικών σχέσεων που προέκυψαν φαίνονται στον ακόλουθο Πίνακα.

Πίνακας 6. 7. Πολυωνυμικές σχέσεις μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των μετεωρολογικών δεδομένων.

Καλλιέργεια	Σχέση	R ²
Μηδική	$Y = -243.38 T + 0.53 P + 9.50 T^2 - 0.00016 P^2 - 0.019 TP + 1602.28$	0.263
Βαμβάκι	$Y = -505.56 T + 1.30 P + 18.87 T^2 - 0.00064 P^2 - 0.034 TP + 3339.94$	0.234
Αραβόσιτος	$Y = -3011.45 T + 4.36 P + 113.26 T^2 - 0.00079 P^2 - 0.223 TP + 20086.16$	0.239
Σιτάρι	$Y = -425.10 T + 0.58 P + 15.81 T^2 - 0.00004 P^2 - 0.040 TP + 3015.98$	0.233
Ζαχαρότευτλα	$Y = -2985.28 T + 26.26 P + 137.05 T^2 - 0.0033 P^2 - 1.560 TP + 19267.93$	0.076
Αμπελώνες	$Y = -494.65 T + 1.57 P + 18.82 T^2 - 0.000556 P^2 - 0.059 TP + 3308.1$	0.244
Κηπευτικά	$Y = -3517.15 T + 6.61 P + 136.44 T^2 - 0.00014 P^2 - 0.444 TP + 24093.73$	0.220

Σε κάθε περίπτωση, παρατηρείται στατιστικά σημαντικότερη συσχέτιση μεταξύ της μέσης στρεμματικής απόδοσης των καλλιεργειών με την παράμετρο της θερμοκρασίας, από ότι με την παράμετρο της βροχόπτωσης. Αυτό είναι λογικό, καθώς οι αγρότες δε μπορούν να παρέμβουν στις αυξομειώσεις της θερμοκρασίας και έτσι ο αντίκτυπός τους είναι εμφανής. Από την άλλη, η απόδοση των καλλιεργειών φαίνεται να μεταβάλλεται με τη βροχόπτωση (έως ενός βαθμού), αλλά η συσχέτιση των δύο μεγεθών είναι μικρή. Η σχέση αυτή δικαιολογείται επειδή ακόμη και σε συνθήκες ανομβρίας θα εφαρμοστεί η κατάλληλη ποσότητα αρδευτικού νερού από τους γεωργούς, ώστε να επιτευχθεί ικανοποιητική απόδοση. Έτσι, διερευνήθηκε και η περίπτωση σχέσεων πολλαπλής παλινδρόμησης δευτέρου βαθμού, μόνο ως προς τη θερμοκρασία, και χωρίς τη συνέργειά της με τη βροχόπτωση (όρος TP), σύμφωνα με την Εξίσωση (6.4).

$$Y_i = \alpha + \beta_1 T + \beta_2 P + \beta_3 T^2 \quad (6.4)$$

Τα αποτελέσματα των πολυωνυμικών σχέσεων που προέκυψαν φαίνονται στον ακόλουθο Πίνακα.

Πίνακας 6. 8. Πολυωνυμικές σχέσεις θερμοκρασίας μεταξύ της απόδοσης των καλλιεργειών και των μετεωρολογικών δεδομένων.

Καλλιέργεια	Σχέση	R ²
Μηδική	$Y = -255.23 T + 0.590 P + 9.53 T^2 + 1826.9$	0.258
Βαμβάκι	$Y = -521.07 T + 0.008 P + 18.72 T^2 + 3843.7$	0.216
Αραβόσιτος	$Y = -3167.75 T + 0.238 P + 114.21 T^2 + 22392.7$	0.235
Σιτάρι	$Y = -456.21 T + 0.076 P + 16.09 T^2 + 3375.6$	0.226
Ζαχαρότευτλα	$Y = -4135.41 T - 0.032 P + 145.12 T^2 + 34987.9$	0.053
Αμπελώνες	$Y = -530.87 T + 0.026 P + 18.87 T^2 + 4025.4$	0.225
Κηπευτικά	$Y = -3850.66 T - 0.301 P + 139.15 T^2 + 28242.1$	0.211

Παρατηρείται ότι δεν υπήρξε βελτίωση σε σχέση με τις πολυωνυμικές σχέσεις του Πίνακα 6.7. Σε πρόσφατη έρευνα με τα ίδια δεδομένα στην ίδια περιοχή (Τζαφόλια,

2018) έγινε δοκιμή περισσότερων σχέσεων, γραμμικώς εξαρτημένων ως προς μία μόνο παράμετρο, σχέσεων γραμμικής και πολυωνυμικής παλινδρόμησης, καθώς και άλλων συνδυασμών που μπορεί να επηρεάσουν την απόδοση (10 επιπλέον ζεύγη μεταβλητών, εκτός των μετεωρολογικών) για να ελεγχθεί η πιθανή συσχέτισή τους. Όμως παρατηρείται, ότι συνολικά αλλά και από τις παραπάνω σχέσεις, οι γραμμικές (Πιν. 6.6) και οι πολυωνυμικές (Πιν. 6.7) προσομοιώνουν καλύτερα την υφιστάμενη μέση απόδοση. Έτσι, επιλέχθηκε να χρησιμοποιηθεί η γραμμική προσέγγιση (Πιν. 6.6), καθώς είναι πιο ικανοποιητική, απλούστερη, και επομένως ένα αρκετά καλό μοντέλο προσομοίωσης της μέσης απόδοσης (Alamanos et al., 2019c). Το εύρημα αυτό βρίσκεται σε συμφωνία με τα αποτελέσματα και τις προσεγγίσεις παρόμοιων ερευνών (Van Minnen et al., 2000; Hu and Buyanovsky, 2003; Klocke et al., 2011; Viola et al., 2013; Basso and Ritchie, 2014; Dehgahi et al., 2014; Pirttioja et al., 2015; Iizumi et al., 2017). Σε άλλες έρευνες (Domenikiotis et al., 2004a; 2004b; 2005; Archontoulis et al., 2010) προτείνεται η κατάστρωση γραμμικών σχέσεων συσχέτισης μεταξύ των μετεωρολογικών παραμέτρων και του Δείκτη Κατάστασης Βλάστησης VCI (Vegetation Condition Index), όμως στην παρούσα διατριβή η μεταβλητή της στρεμματικής απόδοσης εισέρχεται στο λογιστικό μοντέλο εκτίμησης του κέρδους, και για το λόγο αυτό προτιμάται.

Έτσι, οι μεταβολές που θα επιφέρει η κλιματική αλλαγή εφαρμόστηκαν μέσω αυτών των σχέσεων στην απόδοση των καλλιεργειών, και ο αντίκτυπός τους αποτυπώθηκε στο καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα.

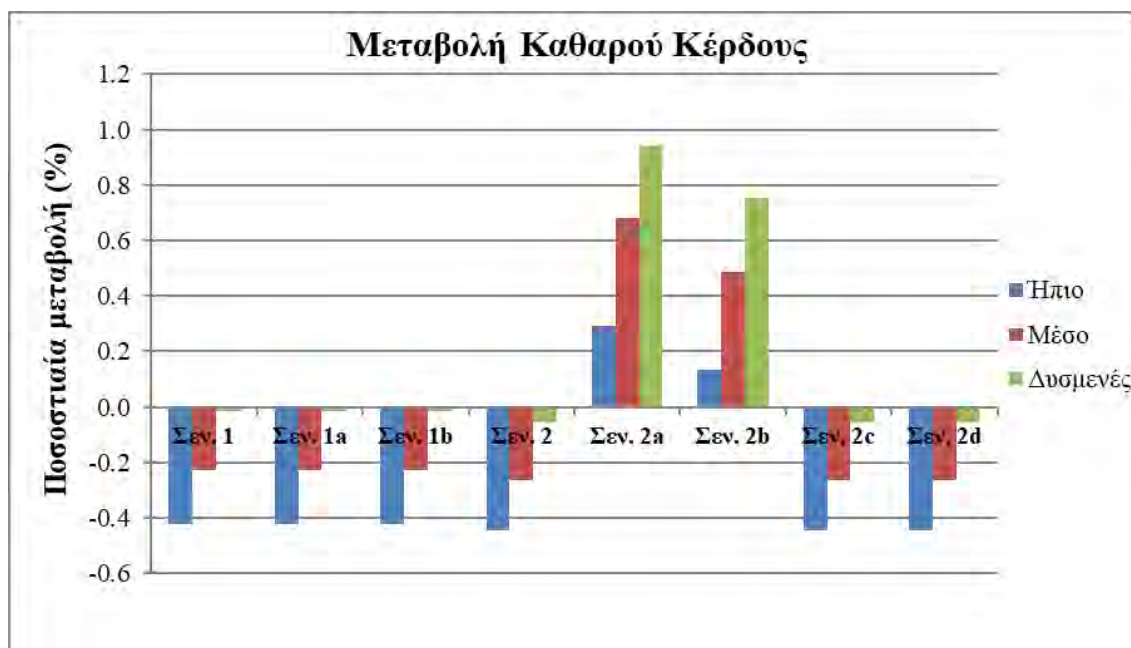
Πίνακας 6. 9. Οι νέες μέσες στρεμματικές αποδόσεις των μελετώμενων καλλιεργειών υπό τα τρία σενάρια κλιματικής αλλαγής (ήπιο, μέσο, δυσμενές) (Alamanos et al., 2019c).

Καλλιεργείες	Μέση ετήσια στρεμματική απόδοση (kg/στρ)			
	Υφιστάμενη	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Μηδική	1500	1584.856	1605.766	1608.667
Αραβόσιτος	1100	1116.352	1124.724	1129.704
Σιτάρι	340	353.341	358.105	360.066
Βαμβάκι	330	320.798	318.983	318.911
Δενδρώδη	1000	972.115	966.616	966.396
Ζαχαρότευτλα	6700	6634.082	6626.098	6623.049
Ντομάτα	5350	5462.692	5501.240	5516.067
Ελιές	85	82.630	82.162	82.144
Ρύζι	750	729.086	724.962	724.797
Κηπευτικά	1950	1895.624	1884.902	1884.473
Πατάτα	3600	3675.830	3701.769	3711.746

Τα αποτελέσματα του καθαρού κέρδους προέκυψαν μέσω του λογιστικού μοντέλου (που αναπτύχθηκε και αναλύθηκε στα προηγούμενα κεφάλαια), για τα μελετώμενα σενάρια κλιματικής αλλαγής.

Πίνακας 6. 10. Τα αποτελέσματα του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα, υπό τα τρία σενάρια κλιματικής αλλαγής, και για κάθε διαχειριστικό σενάριο (Alamanos et al., 2019c).

Διαχειριστικά Σενάρια	Καθαρό κέρδος (εκατ. €)			
	Υφιστάμενα	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	47.31	47.11	47.20	47.31
Σενάριο 1a	47.31	47.11	47.20	47.31
Σενάριο 1b	47.31	47.11	47.20	47.31
Σενάριο 2	49.39	49.17	49.26	49.37
Σενάριο 2a	47.33	47.47	47.65	47.78
Σενάριο 2b	48.68	48.75	48.92	49.05
Σενάριο 2c	49.39	49.17	49.26	49.37
Σενάριο 2d	49.39	49.17	49.26	49.37



Σχήμα 6. 9. Οι ποσοστιαίες μεταβολές του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα λόγω κάθε σεναρίου κλιματικής αλλαγής, σε σχέση με την υφιστάμενη κατάσταση.

Παρατηρείται ότι κάποιες καλλιέργειες είναι πιο ευπαθείς καθώς οι αποδόσεις τους μειώνονται, ενώ κάποιες πιο ανθεκτικές στην κλιματική αλλαγή, δηλαδή η αύξηση της θερμοκρασίας λειτουργεί κυρίως ευνοϊκά για αυτές. Οι τελικές επιπτώσεις στο καθαρό κέρδος πάντως είναι πολύ μικρές σε κάθε σενάριο, αφού κυμαίνονται από -0,45% έως 0,95%.

6.8. Επιπτώσεις στο πλήρες κόστος νερού

Οι επιπτώσεις των κλιματικών μεταβολών στο υδατικό ισοζύγιο και τα καθαρά κέρδη κάθε άλλο παρά αμελητέες μπορούν να χαρακτηριστούν. Το πλήρες κόστος του αρδευτικού νερού όπως προσεγγίστηκε, αναλύθηκε και υπολογίστηκε στο 4^ο Κεφάλαιο, αναμένεται να επηρεαστεί από τις μεταβολές των μετεωρολογικών αυτών παραμέτρων. Γενικότερα στη βιβλιογραφία οι προσπάθειες αποτίμησης του κόστους αρδευτικού νερού υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής είναι σπάνιες, παρόλο που έχουν διερευνηθεί οι επιπτώσεις της και η προσαρμογή της αρδευόμενης γεωργίας (Rosenzweig et al., 2004; Howden et al., 2007; Tubiello and Fischer, 2007; Fischer et al., 2007; McDonald and Girvetz, 2013), οι κοινωνικές και οικονομικές συνέπειες στους υδατικούς πόρους (Alcamo et al., 2007; Thomson et al., 2005), καθώς και τα πιθανά οικονομικά μέτρα και πολιτικές διαχείρισής τους (Tardieu and Prefol, 2002; Savenije and van der Zaag, 2002).

Το χρηματοοικονομικό κόστος αφορά την επιχείρηση παροχής νερού και δεν επηρεάζεται από τις κλιματικές μεταβολές. Οι άλλες δύο συνιστώσες του κόστους όμως, το κόστος φυσικού πόρου και το περιβαλλοντικό, θα μεταβληθούν, αντικατοπτρίζοντας ουσιαστικά το κόστος που συνεπάγεται η μειωμένη διαθεσιμότητα νερού.

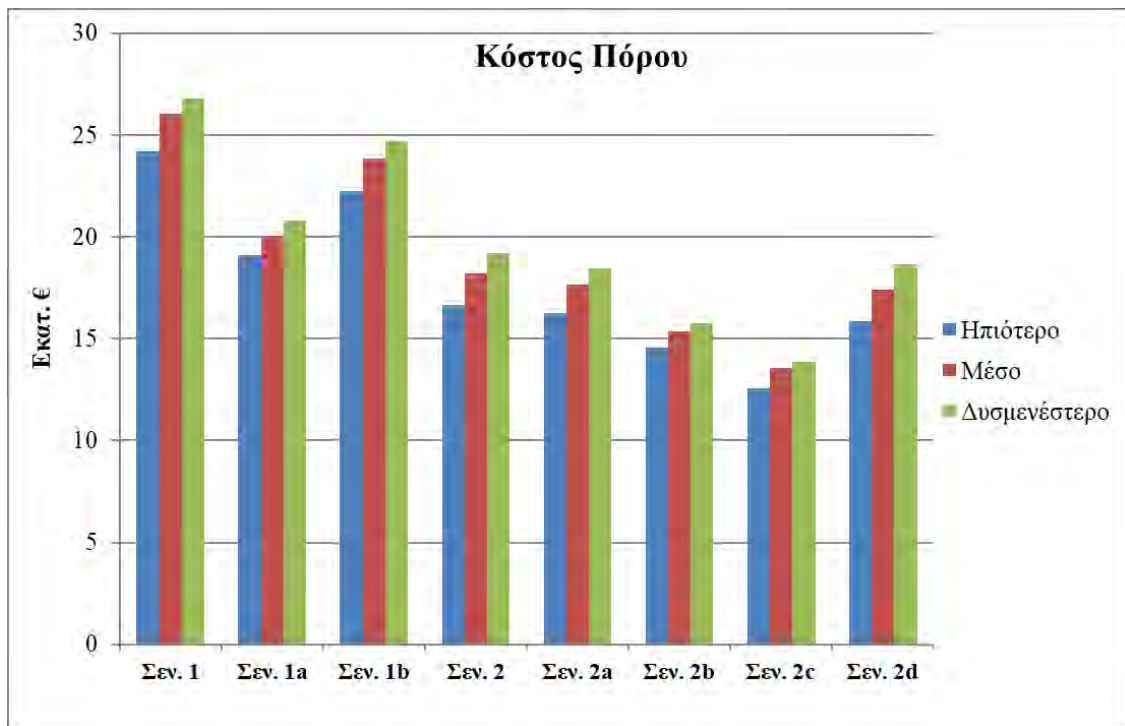
Το κόστος πόρου επηρεάζεται καθώς τα ανανεώσιμα υδατικά αποθέματα μειώνονται, ενώ οι υδατικές απαιτήσεις αυξάνονται σημαντικά. Τα υδατικά ισοζύγια γίνονται περισσότερο αρνητικά, όπως φάνηκε και παραπάνω, άρα το κόστος σπανιότητας θα είναι μεγαλύτερο. Η μεθοδολογία υπολογισμού του κόστους πόρου που παρουσιάστηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο επαναλήφθηκε για τις νέες συνθήκες που προκαλούνται από την κλιματική αλλαγή. Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα του κόστους πόρου υπό τα σενάρια κλιματικής αλλαγής, ξεχωριστά για κάθε ΥΣ, και για το σύνολο της λεκάνης.

Πίνακας 6. 11. Τα αποτελέσματα του κόστους φυσικού πόρου κάθε ΥΣ για κάθε διαχειριστικό και κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής.

Διαχειριστικά Σενάρια	Κόστος πόρου (εκατ. €) Επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Πηνειού			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	1.33	2.68	3.86	3.99
Σενάριο 1a	0.00	0.00	0.00	0.00
Σενάριο 1b	0.86	1.79	2.58	2.67
Σενάριο 2	1.33	2.40	2.50	3.30
Σενάριο 2a	1.06	2.96	3.63	4.07
Σενάριο 2b	1.01	1.47	1.61	1.70
Σενάριο 2c	0.00	0.00	0.00	0.00
Σενάριο 2d	0.86	2.39	2.55	3.65

Διαχειριστικά Σενάρια	Κόστος πόρου (εκατ. €) Υπόγεια ύδατα			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	21.08	21.52	22.20	22.80
Σενάριο 1a	18.87	19.13	20.06	20.81
Σενάριο 1b	20.19	20.47	21.27	22.05
Σενάριο 2	13.89	14.29	15.69	15.89
Σενάριο 2a	12.77	13.30	14.01	14.37
Σενάριο 2b	12.67	13.08	13.74	14.08
Σενάριο 2c	11.68	12.58	13.57	13.85
Σενάριο 2d	13.01	13.45	14.89	15.01

Στον παραπάνω πίνακα παρουσιάζονται τα κόστη φυσικού πόρου των εξυπηρετούμενων περιοχών από επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Πηνειού και από υπόγεια ύδατα. Το κόστος φυσικού πόρου των εξυπηρετούμενων περιοχών από επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Κάρλας, στη μελλοντική κατάσταση λειτουργίας του ταμιευτήρα είναι μηδενικό, αφού το υδατικό ισοζύγιο τους είναι θετικό υπό τα σενάρια της κλιματικής αλλαγής.



Σχήμα 6. 10. Κόστος φυσικού πόρου για το σύνολο της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας, υπό κάθε διαχειριστικό και σενάρια κλιματικής αλλαγής.

Όπως φαίνεται από τα παραπάνω, η επίδραση της διαχείρισης στο κόστος φυσικού πόρου, παραδείγματος χάρη στο βασικό Σενάριο 1, από τα 22,41 εκ.€, κυμαίνεται από 21,05 εκ.€ έως 11,68 εκ.€. Συνεπάγεται δηλαδή ένα εύρος μεταβολής ίσο με 41,83%. Η αντίστοιχη επίδραση της κλιματικής αλλαγής κυμαίνεται από 10,30% έως 34,56%, δηλαδή το εύρος μεταβολής είναι 24,26%. Αποδεικνύεται λοιπόν ότι η επίδραση της διαχείρισης είναι μεγαλύτερη από αυτήν την κλιματικής αλλαγής, και στο κόστος φυσικού πόρου.

Το περιβαλλοντικό κόστος επηρεάζεται επίσης λόγω της αύξησης των υδατικών ελλειμμάτων σε κάθε υδατικό σύστημα. Σύμφωνα με τη μεθοδολογία υπολογισμού του περιβαλλοντικού κόστους που παρουσιάστηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο, η αύξηση ελλειμμάτων συνεπάγεται μεγάλο κόστος σπανιότητας (φυσικού πόρου). Ένα σημαντικό σημείο της μεθοδολογίας εκτίμησης του πλήρους κόστους είναι ότι λαμβάνεται υπόψη η συνεισφορά της ποσοτικής αναπλήρωσης στην ποιότητα των υδάτων, μέσω της αραίωσης των ρύπων, αποφεύγοντας έτσι τον διπλοϋπολογισμό ενός κόστους που μπορεί να υπαχθεί στο κόστος πόρου και ταυτόχρονα στο περιβαλλοντικό. Τα μεγάλα ελλείμματα λοιπόν σημαίνουν υψηλότερη αραίωση των ρύπων και άρα μικρότερο όγκο νερού με ρύπους πάνω των επιτρεπόμενων ορίων, ο οποίος καταλήγει προς απορρύπανση. Στις περισσότερες περιπτώσεις τα αποτελέσματα του περιβαλλοντικού κόστους είναι μειωμένα, καθώς το μεγαλύτερο μέρος της ζημίας έχει συμπεριληφθεί στο κόστος πόρου. Επαναλαμβάνοντας τη μεθοδολογία εκτίμησης του περιβαλλοντικού κόστους, όπως αναλύθηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο, για κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής, προκύπτουν τα ακόλουθα αποτελέσματα.

Πίνακας 6. 12. Τα αποτελέσματα του περιβαλλοντικού κόστους κάθε ΥΣ για κάθε διαχειριστικό και κάθε σενάριο κλιματικής αλλαγής.

Διαχειριστικά Σενάρια	Περιβαλλοντικό κόστος (εκατ. €) Επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Πηνειού			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	2.882	1.889	0.935	0.826
Σενάριο 1a	3.036	3.036	3.036	3.036
Σενάριο 1b	3.373	1.660	1.605	1.511
Σενάριο 2	1.689	2.112	2.023	1.378
Σενάριο 2a	1.620	2.380	2.149	2.027
Σενάριο 2b	1.916	1.843	2.287	2.112
Σενάριο 2c	1.705	1.705	3.036	3.036
Σενάριο 2d	1.492	1.996	2.571	2.023

Διαχειριστικά Σενάρια	Περιβαλλοντικό κόστος (εκατ. €) Υπόγεια ύδατα			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	1.825	1.454	0.898	0.00
Σενάριο 1a	3.324	2.906	2.671	1.926
Σενάριο 1b	2.782	3.031	2.129	1.119
Σενάριο 2	2.202	1.053	0.00	0.00
Σενάριο 2a	1.332	1.406	1.022	0.792
Σενάριο 2b	2.505	0.976	1.013	0.697
Σενάριο 2c	3.656	1.335	1.618	1.542
Σενάριο 2d	1.886	1.406	1.013	0.910

Διαχειριστικά Σενάρια	Περιβαλλοντικό κόστος (εκατ. €) Επιφανειακά ύδατα ΤΟΕΒ Κάρλας			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	-	-	-	-
Σενάριο 1a	-	-	-	-
Σενάριο 1b	-	-	-	-
Σενάριο 2	2.794	3.484	3.518	3.518
Σενάριο 2a	2.794	2.825	2.825	2.825
Σενάριο 2b	2.794	2.825	3.518	3.518
Σενάριο 2c	2.794	1.569	2.794	2.794
Σενάριο 2d	2.794	2.825	3.518	3.518

Πίνακας 6. 13. Συνολικά αποτελέσματα περιβαλλοντικού κόστους της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας για κάθε διαχειριστικό σενάριο, υπό κλιματική αλλαγή.

Διαχειριστικά Σενάρια	Περιβαλλοντικό κόστος (εκατ. €)			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	4.707	3.343	1.833	0.826
Σενάριο 1a	6.360	5.942	5.707	4.961
Σενάριο 1b	6.155	4.691	3.733	2.630
Σενάριο 2	6.684	6.649	5.542	4.896
Σενάριο 2a	5.746	6.610	5.996	5.644
Σενάριο 2b	7.215	5.644	6.818	6.327
Σενάριο 2c	8.155	4.609	7.447	7.371
Σενάριο 2d	6.172	6.226	7.102	6.451

Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, η αύξηση των ελλειμμάτων στο υδατικό ισοζύγιο που προκαλείται από την κλιματική αλλαγή συνεπάγεται αραίωση των ρύπων με περισσότερο νερό, δίνοντας έτσι λιγότερο όγκο νερού προς απορρύπανση. Αυτό φαίνεται ότι μειώνει και το κόστος των μονάδων επεξεργασίας, μέχρι ενός ορίου όμως: Η αύξηση στην προς απορρύπανση ποσότητα νερού σημαίνει μικρότερο κόστος, ενώ αν η μονάδα επεξεργασίας μπει σε λειτουργία για χάρη μικρότερης ποσότητας προς απορρύπανση, τότε το τελικό κόστος θα είναι αυξημένο. Αυτή η διαπίστωση βρίσκεται σε συμφωνία με όλες σχεδόν τις 88 συναρτήσεις κόστους απορρύπανσης που ελέγχθηκαν για την εξαγωγή του περιβαλλοντικού κόστους, οι οποίες μάλιστα καταλήγουν στο ότι η αβεβαιότητα γύρω από αυτές τις εκτιμήσεις είναι μεγαλύτερη εκεί όπου υπάρχουν πολύ μεγάλοι και πολύ μικροί όγκοι απορρύπανσης.

Πίνακας 6. 14. Συγκεντρωτικά αποτελέσματα της επίδρασης της κλιματικής αλλαγής στο πλήρες κόστος αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας.

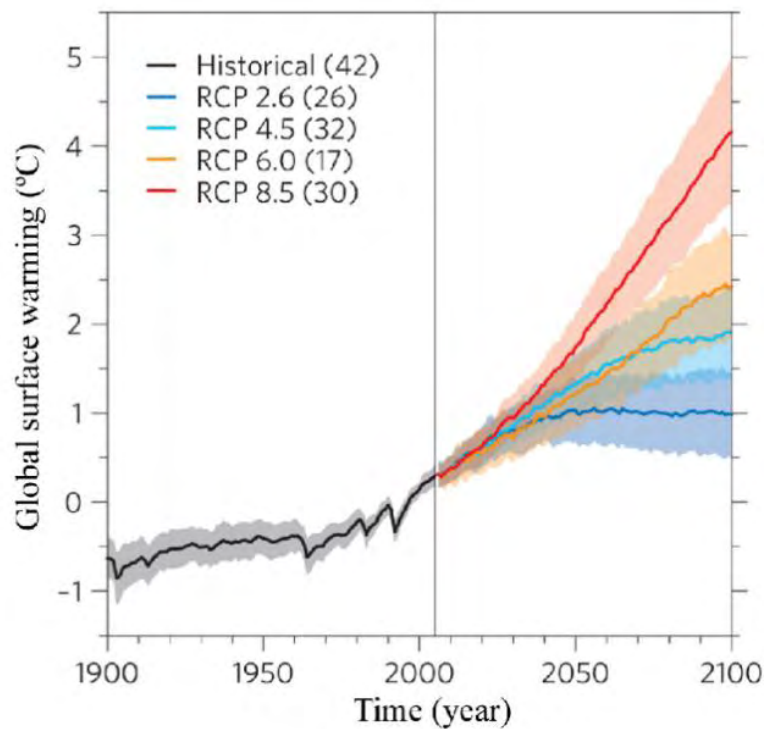
Διαχειριστικά Σενάρια	Πλήρες κόστος αρδευτικού νερού (εκατ. €)			
	Υφιστάμενο	Ηπιότερο	Μέσο	Δυσμενέστερο
Σενάριο 1	29.438	29.864	30.214	29.937
Σενάριο 1a	27.832	27.674	28.369	28.374
Σενάριο 1b	34.385	34.131	34.764	34.530
Σενάριο 2	25.916	27.350	27.742	28.097
Σενάριο 2a	23.587	26.882	27.647	28.095
Σενάριο 2b	24.906	24.205	26.179	26.118
Σενάριο 2c	22.671	20.025	23.854	24.058
Σενάριο 2d	26.475	28.500	30.975	31.544

6.9. Συμπεράσματα

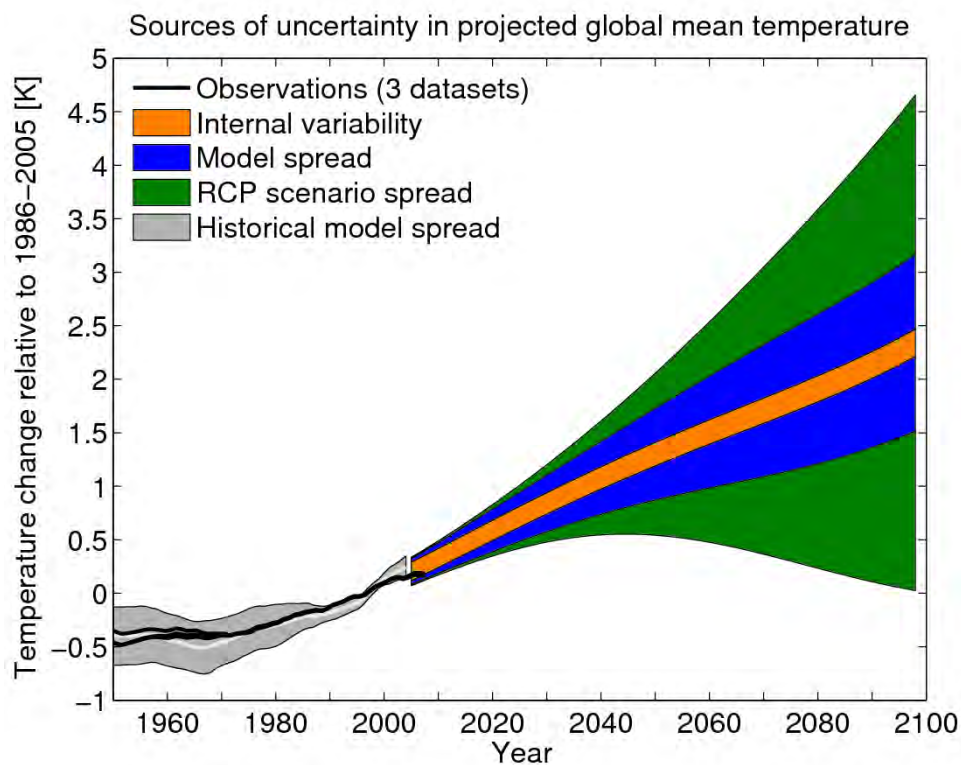
Στο παρόν κεφάλαιο προσεγγίστηκε το φαινόμενο της κλιματικής αλλαγής, και διαμορφώθηκαν τρία σενάρια – καταστάσεις πρόβλεψης (ήπια, μέση, δυσμενής) ώστε

να διερευνηθούν οι επιπτώσεις της στις παραμέτρους του υδρο-οικονομικού μοντέλου. Το φαινόμενο της κλιματικής αλλαγής στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας έχει αποτελέσει ξανά αντικείμενο έρευνας, είτε ως προς τις μεταβολές του κλίματος (Tzabiras et al., 2015a; 2016a; Vasiliades et al., 2009), είτε ως προς τις επιπτώσεις του (Loukas et al., 2013; Sidiropoulos et al., 2013), και τον αντίκτυπό τους στις ξηρασίες (Loukas et al., 2007; 2008), είτε ως προς την προσαρμογή της διαχείρισης της περιοχής (Tzabiras et al., 2015b; Tzabiras et al., 2016b). Η πιο ολοκληρωμένη μελέτη που συγκεντρώνει τα ευρήματα των παραπάνω μελετών ήταν το ερευνητικό πρόγραμμα Υδρομέντωρ (2015), που εξετάζει επιπλέον και το υδατικό ισοζύγιο της περιοχής.

Τα αποτελέσματα του παρόντος κεφαλαίου βρίσκονται γενικά σε συμφωνία με τα αντίστοιχα των προηγούμενων ερευνών, με κάποιες μικρές διαφορές. Οι μεταβολές στις μετεωρολογικές παραμέτρους της παρούσας έρευνας είναι μεταξύ 2.19% και 7.06%. Έτσι οι τιμές της ζήτησης και των υδατικών ισοζυγίων είναι λίγο πιο «ακραίες». Ο λόγος, και η κύρια διαφορά μεταξύ της παρούσας και των προηγούμενων προσεγγίσεων είναι στα πρωτογενή δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν για την κατάστρωση των σεναρίων κλιματικής αλλαγής. Όλες οι προηγούμενες μελέτες βασίζονται στα αποτελέσματα της προσομοίωσης ενός GCM, του Canadian Centre for Climate Modelling Analysis Global Circulation Model (CGCM), για τα προγενέστερα σενάρια SRES (συνήθως τα A2, A1B και B1) που υποδηλώνουν τις ήπιες, μέσες και δυσμενείς προβλέψεις, ενώ η παρούσα εργασία χρησιμοποίησε τα αποτελέσματα 10 προσομοιώσεων RCMs που βασίζονταν σε πέντε διαφορετικά GCMs, για τα νέα σενάρια RCPs. Όπως αναλύθηκε και παραπάνω, η προσπάθεια για μία πιο αντιπροσωπευτική απεικόνιση των διαφορετικών πιθανών μελλοντικών προβολών, ήταν ο λόγος που μας οδήγησε στην επιλογή περισσότερων μετεωρολογικών μοντέλων (ensemble). Αυτή η προσέγγιση, αναπόφευκτα, συνοδεύεται και από μεγαλύτερη αβεβαιότητα. Ένας άλλος παράγοντας που αυξάνει την αβεβαιότητα της παρούσας προσέγγισης στον υπολογισμό των αρδευτικών υδατικών απαιτήσεων (και επομένως στο υδατικό ισοζύγιο) είναι η χρήση 12 διαφορετικών καλλιεργειών στη λεκάνη, σε αντίθεση με τις τέσσερις κύριες που λήφθηκαν υπόψη σε προηγούμενες εργασίες (Υδρομέντωρ, 2015). Αποδεικνύεται ότι η πρόβλεψη των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής εμπεριέχει μεγάλη αβεβαιότητα, καθώς επίσης και ότι είναι πολύ δύσκολο να ληφθούν ακριβή αποτελέσματα (το οποίο είναι μια πραγματικότητα), καθώς εξαρτώνται κυρίως από τις προβλέψεις, οι οποίες ήδη εμπεριέχουν αβεβαιότητες, όπως φαίνεται στα ακόλουθα Σχήματα. Στο Σχήμα 6.11 φαίνεται η αβεβαιότητα που συνοδεύει τις προβλέψεις των μελλοντικών θερμοκρασιών, βάσει των σεναρίων RCPs, δείχνοντας ότι ακόμη και η ύπαρξη σεναρίων, αυξάνει την αβεβαιότητα. Στο Σχήμα 6.12 «αποδομώνται» οι πηγές προέλευσης της συνολικής αβεβαιότητας, ως προς τη μελλοντική θερμοκρασία.



Σχήμα 6. 11. Παράδειγμα κλιμάκωσης της αβεβαιότητας στις προβλέψεις της μελλοντικής θερμοκρασίας (Hawkins, 2013; Knutti and Sedláček, 2013).



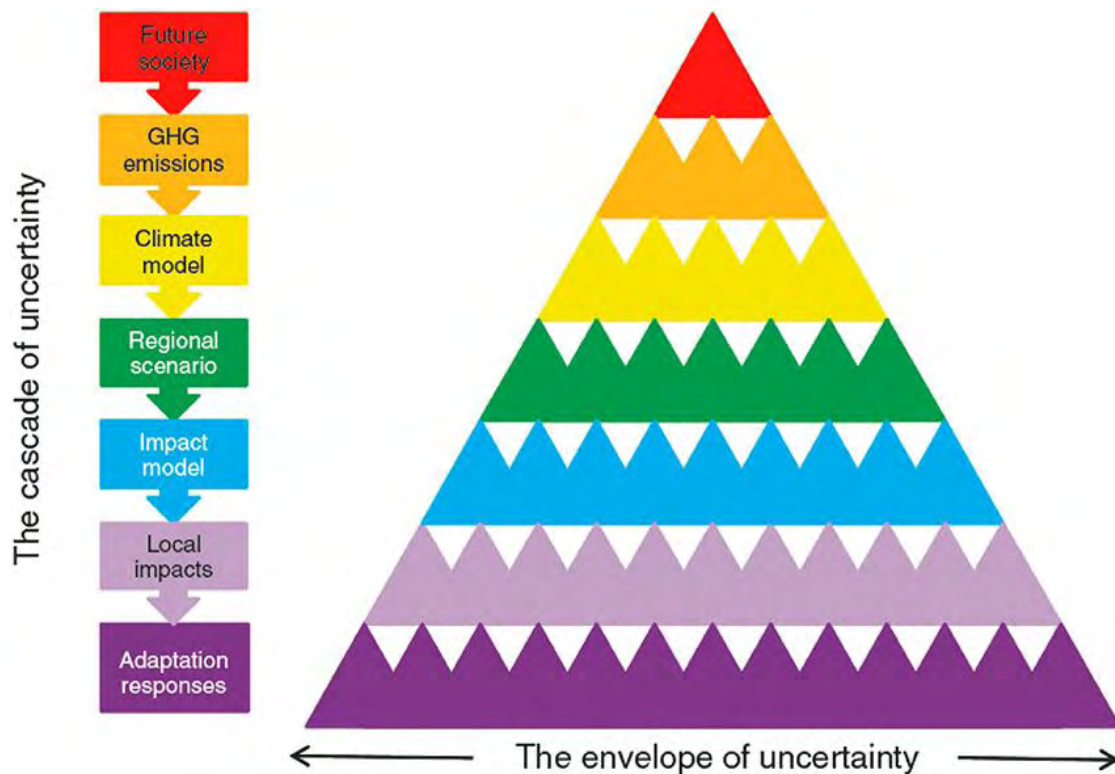
Σχήμα 6. 12. Οι πηγές αβεβαιότητας στις παγκόσμιες προβολές της δεκαδικής θερμοκρασίας, εκφραζόμενες ως «πλούμιο» με τη σχετική συμβολή στη συνολική αβεβαιότητα. Οι σκιασμένες περιοχές αντιπροσωπεύουν διαστήματα εμπιστοσύνης 90% (Hawkins, 2013).

Από τη στιγμή που οι παραπάνω μεταβολές (θερμοκρασίας και βροχόπτωσης), εισάγονται σε ένα μοντέλο επιπτώσεων, τότε μεταφέρονται σε κάθε βήμα του. Το επόμενο Σχήμα αποτελεί προσπάθεια ποσοτικοποίησής τους (ως διαφορά μεταβολής ήπιου σεναρίου από αυτήν του δυσμενούς), στον υπολογισμό του υδατικού ισοζυγίου.



Σχήμα 6. 13. Παράδειγμα αύξησης των μεταβολών των αποτελεσμάτων, ενδεικτικά, στα στάδια υπολογισμού του υδατικού ισοζυγίου.

Η αβεβαιότητα που συνοδεύει τις προβλέψεις κλιματικής αλλαγής ενσωματώνεται και στις οικονομικές εκτιμήσεις, εξάγοντας υψηλές μεταβολές στα αποτελέσματα. Η εκτίμηση του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα και του πλήρους κόστους νερού υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής αποτελεί μια πρώτη εκτίμηση ενός πολύ σύνθετου και απαιτητικού από άποψη δεδομένων και υπολογιστικών τεχνικών προβλήματος. Τα τελικά αποτελέσματα που παρουσιάστηκαν νωρίτερα στο κεφάλαιο ενδέχεται στην πραγματικότητα να διαφοροποιηθούν λόγω ενεργειών προσαρμογής και μετριασμού των οικονομικών επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής. Σε πρόσφατη έρευνα επιπτώσεων κλιματικής αλλαγής σε υδρο-οικονομικούς παράγοντες στην ευρύτερη περιοχή (Alamanos et al., 2018a) αποδεικνύεται ότι οι αγροτικές περιοχές είναι πιο ευάλωτες από τις αστικές, λόγω του περιορισμένου διαχειριστικού τους ελέγχου. Παρόλα αυτά, από τα συνολικά αποτελέσματα προκύπτει ότι η διαχείριση μπορεί να επιδράσει περισσότερο σε κάθε παράγοντα, από ό,τι η κλιματική αλλαγή, επομένως οι επιπτώσεις της είναι δυνατό να αποφευχθούν. Η προσαρμογή με μέτρα διαχείρισης της ζήτησης, αλλά και η απόκριση στην προσαρμογή εμπεριέχει επίσης σημαντική αβεβαιότητα (Falloon et al., 2014) καθώς πολλά μέτρα καθορίζονται ως συνέπειες των επιπτώσεων.



Σχήμα 6. 14. Η αύξηση του φάσματος της αβεβαιότητας από διάφορες πηγές, από τη μελλοντική κοινωνία έως την απόκριση προσαρμογής (Πηγή: Wilby and Dessai, 2010).

Τα παραπάνω είναι σημαντικά ώστε να γίνει αντιληπτή η αβεβαιότητα που μπορεί να συνοδεύει κάθε εύρημα προσαρμογής και επίπτωσης κλιματικής αλλαγής. Όταν σε ένα μοντέλο επιπτώσεων, όπως αυτό της παρούσας διατριβής, εισάγονται κάποιες μεταβολές των αρχικών (μετεωρολογικών) παραμέτρων και οι μεταβολές των αποτελεσμάτων του παρουσιάζονται εμφανώς αυξημένες, αντί να έχουν «απορροφηθεί» από το μοντέλο, από τη στιγμή που αυτό περιλαμβάνει και μία πληθώρα άλλων παραμέτρων, τότε τίθεται θέμα αβεβαιότητας που δεν έχει σταθμιστεί (Schiermeier, 2010). Αυτό είναι ένα γενικότερο συμπέρασμα που προκύπτει και από τη μελέτη των προηγούμενων σχετικών ερευνών. Το θέμα της μη σταθμισμένης αβεβαιότητας προκύπτει από το γεγονός ότι με διαφορετικές μεθόδους στατιστικού καταβιβασμού (που ουσιαστικά είναι όλες fitting των χρονοσειρών θερμοκρασίας και βροχόπτωσης), και από την εφαρμογή μοντέλων διαφορετικού σκοπού, με πολλές επαναλήψεις (λόγω αριθμού σεναρίων και διορθώσεων), οδηγούμαστε σε αυξημένη αβεβαιότητα. Υπό αυτή τη βάση, αποτιμώντας την προσπάθεια που έγινε στο παρόν κεφάλαιο, καταλήγουμε ότι κάθε συμπέρασμα περί επιπτώσεων κλιματικής αλλαγής πρέπει να αντιμετωπίζεται πολύ προσεκτικά.

7. ΟΛΟΚΛΗΡΩΜΕΝΟ ΣΥΣΤΗΜΑ ΥΠΟΣΤΗΡΙΞΗΣ ΑΠΟΦΑΣΕΩΝ

Η ικανότητα και ο τρόπος με τον οποίο οι άνθρωποι παίρνουν αποφάσεις, τους διαφοροποιεί από τα υπόλοιπα όντα. Οι αποφάσεις μάς καθορίζουν στη ζωή μας, είτε σε ατομικό-καθημερινό επίπεδο, είτε σε μεγαλύτερη κλίμακα, σε πολιτικό-εθνικό επίπεδο, με αντίκτυπο στην ιστορία. Όσο η ανθρωπότητα εξελισσόταν, τόσο περισσότερο γινόταν αισθητή η σημασία των αποφάσεων, με αποτέλεσμα η διαδικασία λήψης μιας απόφασης να έχει γίνει σήμερα μία ξεχωριστή επιστήμη.

Απόφαση, σύμφωνα με το νομπελίστα Herbert Simon, είναι η πολύπλοκη και σύνθετη διαδικασία επιλογής μεταξύ εναλλακτικών που παρουσιάζονται ως περισσότερο ή λιγότερο πρόσφορες για την επίτευξη ορισμένων στόχων (Newel et al., 1958). Πολλοί θεωρούν τη λήψη αποφάσεων ως κατάσταση συνώνυμη του μάνατζμεντ (Janssen 1992; Andreoli and Tellarini, 2000; Mendoza and Prabhu, 2000). Από τη στιγμή που υπάρχει η έννοια της απόφασης, υπονοείται πάντα και η ύπαρξη του λήπτη αποφάσεων, είτε είναι άτομο, είτε μία ομάδα ατόμων με θεσμικό, πολιτικό ή άλλο χαρακτήρα. Η αγγλική ορολογία του λήπτη αποφάσεων είναι Decision Maker (DM), που είναι και η συνηθέστερη, ενώ στα ελληνικά λέγεται «αποφασίζων».

Σε ορισμένες αποφάσεις ωστόσο ενδέχεται να υπάρχει κάποια σκοπιμότητα (Funtowicz and Ravetz, 1990), συνεπώς συχνά αμφισβητείται η αντικειμενικότητα και τα καθολικά οφέλη που θα επιφέρει. Μέσω των διαδικασιών λήψης αποφάσεων, επιλέγεται η καταλληλότερη εναλλακτική λύση προς εφαρμογή, αυτή δηλαδή που θα ικανοποιεί όσο το δυνατόν περισσότερο τα κριτήρια και τους στόχους. Τα περισσότερα προβλήματα διαχείρισης των υδατικών πόρων μπορούν να προσεγγιστούν ως προβλήματα λήψης αποφάσεων, καθώς εμπεριέχουν πολλούς στόχους προς ικανοποίηση και επιδέχονται μεγάλο αριθμό εναλλακτικών λύσεων. Τα παραπάνω, σε συνδυασμό με τον τρόπο με τον οποίο λαμβάνονται αποφάσεις από ομάδες ατόμων και τις επιπτώσεις που αυτές έχουν μέχρι τώρα στη μελετώμενη λεκάνη απορροής, συνετέλεσαν στην παροχή ενός Ολοκληρωμένου Συστήματος Αποφάσεων στο τελευταίο τμήμα της διατριβής.

Το πρόβλημα που εξετάσθηκε εδώ, διαμορφώθηκε και επιλύθηκε με μια οργανωμένη διαδικασία, την Πολυκριτήρια Ανάλυση, που χρησιμοποιεί πληροφορίες και κριτήρια ώστε να δοθούν προτεραιότητες και να αναδειχτεί η καταλληλότερη λύση. Το σύγχρονο πρόβλημα διαχείρισης υδατικών πόρων της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας χρησιμοποιείται ως υπόδειγμα εφαρμογής για την ανάπτυξη του Συστήματος Υποστήριξης Αποφάσεων μέσω Πολυκριτήριας Ανάλυσης. Συνδυάζεται η μελέτη του υδατικού ισοζυγίου, του καθαρού κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα και του πλήρους κόστος νερού, υπό ένα σύνολο εναλλακτικών στρατηγικών διαχείρισης. Ουσιαστικά γίνεται σύνθεση των αποτελεσμάτων του υδρο-οικονομικού μοντέλου που αναπτύχθηκε στα προηγούμενα στάδια της διατριβής, σε ένα σύστημα κριτηρίων και εναλλακτικών πολιτικών που αξιολογούνται. Βασίζεται δηλαδή σε δεδομένα που

προέκυψαν από τη μελέτη του προβλήματος, και όχι σε γνώμες ή εικασίες, ώστε να είναι το δυνατόν αντικειμενικό.

Ακολουθώντας αναλύονται οι θεωρητικές βάσεις των προβλημάτων πολλαπλών κριτηρίων, των μεθόδων που χρησιμοποιούνται στις διαδικασίες της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, αναφέρονται οι εφαρμογές τους στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων, και αναλύεται το πρόβλημα που διαμορφώθηκε στην παρούσα διατριβή.

7.1. Προβλήματα πολυδιάστατων αποφάσεων – Η Διαχείριση Υδατικών Πόρων ως πρόβλημα Θεωρίας Αποφάσεων

Τα κριτήρια και οι στόχοι που τίθενται διαμορφώνουν ένα πολύπλοκο πρόβλημα το οποίο επιδέχεται ένα μεγάλο αριθμό εναλλακτικών λύσεων (αποφάσεων, πολιτικών, δραστηριοτήτων ή δράσεων). Αυτές οι εναλλακτικές πολλές φορές παρουσιάζουν διαφορετικά χαρακτηριστικά, μπορούν να επιφέρουν διαφορετικά αποτελέσματα, και ενδέχεται να μην υπόκεινται σε κοινά μέτρα σύγκρισης (UNESCO, 2009a). Επομένως, η φύση των προβλημάτων είναι τέτοια που δεν καθιστά ορατό ούτε εύκολο να διακριθεί ποια από αυτές είναι η πιο συμφέρουσα, εξού και ο όρος «πολύπλοκα» προβλήματα.

Τέτοια είναι και η φύση των σύγχρονων προβλημάτων Διαχείρισης Υδατικών Πόρων (ΔΥΠ). Παλαιότερα περιοριζόταν στην προστασία του ανθρώπου από τα φυσικά φαινόμενα (πλημμύρες, ξηρασίες), αργότερα προστέθηκε και η κάλυψη βασικών υδατικών αναγκών (ύδρευση, άρδευση), ενώ όταν οι ανάγκες αυξήθηκαν, κάποιοι υδατικοί πόροι άρχισαν να εξαντλούνται, ενώ οι στόχοι που συνδέονταν με το νερό (υδρο-οικονομία, υδρο-διπλωματία, κλπ.), έγιναν σημαντικότεροι. Έτσι σήμερα, η μετατροπή της κατάστασης των υδατικών συστημάτων προκειμένου να ικανοποιούνται οι ανάγκες σε νερό, κατά τρόπο μάλιστα που σύμφωνα με τον ορισμό της Διαχείρισης των Υδατικών Πόρων θα πρέπει να εξασφαλίζει την επίτευξη του μέγιστου δυνατού οφέλους, αποτελεί κατ' ουσία μία σύνθετη διαδικασία λήψης αποφάσεων (Μυλόπουλος, 2006). Όπως αναλύθηκε και στο 1^ο Κεφάλαιο, το νερό εμπλέκεται άμεσα ή έμμεσα με ένα πλήθος πολυδιάστατων δραστηριοτήτων και ένα πλήθος αναγκών προς ικανοποίηση. Όλοι αυτοί οι παράγοντες με τη σειρά τους επηρεάζουν και επηρεάζονται και από άλλες παραμέτρους (συνήθως εξωγενείς) και συχνά είναι ανταγωνιστικοί (UNESCO, 2009b). Αν αυτοί οι παράγοντες θεωρηθούν ως κριτήρια, τότε το πλήθος των δυνατοτήτων που συνήθως παρέχονται για την εκμετάλλευση των υδατικών πόρων διαμορφώνει έναν τεράστιο αριθμό εναλλακτικών λύσεων. Η επιλογή μεταξύ του πλήθους των εναλλακτικών λύσεων για την αξιοποίηση του υδατικού δυναμικού, των πλέον κατάλληλων, σκόπιμων και ωφέλιμων από αυτές, είναι μια διαδικασία ιδιαίτερα σύνθετη, που ξεπερνά τα όρια της παραδοσιακής υδρολογικής, υδρογεωλογικής, υδραυλικής και τεχνικοοικονομικής αντιμετώπισης (Μυλόπουλος, 2006). Η πολυπλοκότητα στα προβλήματα της ΔΥΠ ενισχύεται έντονα και από την ιδιαιτερότητα των αποφάσεων σε θέματα νερού (Alamanos et al., 2018b): η μεγάλη κλίμακα των απαιτούμενων έργων, που συνεπάγεται και μεγάλες επενδύσεις σε χρήμα, η καθοριστική επέμβασή τους στο περιβάλλον και τη φυσιογνωμία των περιοχών, τις χρήσεις γης, τις οικονομικές, αλλά και τις κοινωνικές συνθήκες, σε μεγάλη έκταση.

Επίσης, οι αποφάσεις ΔΥΠ είναι δύσκολα αναστρέψιμες και επηρεάζουν ένα μεγάλο τμήμα του πληθυσμού, πολλές φορές χωρίς δυνατότητα πρόβλεψης της αποδοχής που θα τύχουν και των πιέσεων που θα επιφέρουν. Η φύση της ΔΥΠ έχει επιπτώσεις στην όλη μεθοδολογία που αναπτύσσεται για τη λήψη σχετικών αποφάσεων. Η μεθοδολογία αυτή θα πρέπει συνεπώς να ενσωματώνει κατά κάποιο τρόπο και τη φυσική και την περιβαλλοντική και την αναπτυξιακή διάσταση, προκειμένου να δίνει βιώσιμες και κοινωνικά αποδεκτές λύσεις. Οι πιο διαδεδομένες μέθοδοι λήψης αποφάσεων που χρησιμοποιούνται για την επίλυση προβλημάτων ΔΥΠ είναι οι εξής:

Η Ανάλυση Κόστους-Οφέλους (Cost-Benefit Analysis)

Όταν οι παράμετροι που επηρεάζουν το σχεδιασμό είναι προσδιορισμένοι και δεν τίθεται θέμα αβεβαιότητας, η επιλογή της καλύτερης απόφασης στηρίζεται σε ντετερμινιστικές μεθόδους και εξαρτάται από καθαρά οικονομικά κριτήρια (Hwang et al., 1993). Αυτό γίνεται διότι η αποτελεσματικότητα των έργων και η τεχνική τους αρτιότητα έχουν εξεταστεί ήδη και έχουν εξασφαλιστεί από τα προηγούμενα στάδια της ανάπτυξης των εναλλακτικών σεναρίων, οπότε το μόνο που μένει στο τελευταίο στάδιο του σχεδιασμού είναι η αξιολόγηση των λύσεων και η επιλογή της καλύτερης, εκείνης δηλαδή για την οποία επιτυγχάνονται οι τεχνικοί στόχοι του προβλήματος με τον οικονομικότερο τρόπο (Μυλόπουλος, 2006). Η μέθοδος υπολογίζει το συνολικό κόστος κάθε σεναρίου, τα οφέλη που αναμένεται να προκύψουν από την εφαρμογή τους και η διαφορά κόστους-οφέλους του καθενός. Αυτή η διαφορά αποτελεί και το κριτήριο για την αξιολόγηση των εναλλακτικών λύσεων (Brent, 2006).

Τεχνικές Βελτιστοποίησης

Οι μέθοδοι Βελτιστοποίησης αποτελούν την εναλλακτική τεχνική λήψης αποφάσεων με βέβαιες συνθήκες και χωρίς επικινδυνότητα (Μυλόπουλος, 2006). Επιλέγεται ένας στόχος – κριτήριο και η βέλτιστη λύση του προβλήματος θα προκύψει από την ελαχιστοποίηση ή τη μεγιστοποίησή του, υπό τους περιορισμούς του προβλήματος, οι οποίοι συνήθως εκφράζουν τις φυσικές, τεχνικές, οικονομικές, περιβαλλοντικές ή και πολιτικές δεσμεύσεις του προβλήματος. Παρόλο που οι μέθοδοι Βελτιστοποίησης είναι περισσότερο γενικές από τη μέθοδο της Ανάλυσης Κόστους-Οφέλους παρουσιάζουν δύο σοβαρά μειονεκτήματα τα οποία περιορίζουν σημαντικά το πεδίο της εφαρμογής τους (Μυλόπουλος, 2006): Η δυσκολία εφαρμογής τους σε μη γραμμικά προβλήματα και η απαίτηση απλοποιητικών παραδοχών, και η δυσκολία εφαρμογής τους σε συνθήκες επικινδυνότητας, όπου η ανάλυση είναι στοχαστική.

Στην περίπτωση των προβλημάτων της ΔΥΠ, όπου υπάρχουν και πρέπει να ικανοποιηθούν πολλαπλά κριτήρια, ουσιαστικά δεν υπάρχει βέλτιστη λύση, καθώς μπορεί να είναι βέλτιστη για κάποια κριτήρια ενώ για άλλα να υπάρχει καλύτερη λύση. Η προσέγγιση της βελτιστοποίησης μπορεί να θεωρηθεί μονοκριτήρια προσέγγιση. Ο πολυδιάστατος χαρακτήρας των επιπτώσεων και η αβεβαιότητα των δεδομένων και των εναλλακτικών ενός προβλήματος ΔΥΠ (Voogd 1983; Afshar et al., 2015) απαιτεί την εισαγωγή επιπλέον κριτηρίων όπου αντικειμενικά θα αντικατοπτρίζουν τους στόχους του προβλήματος. Σήμερα η πλειονότητα των αποφάσεων και των προβλημάτων είναι τέτοια, και επομένως η βελτιστοποίηση δεν αρκεί ως προσέγγιση, καθώς υπάρχουν

πάνω του ενός κριτηρίου προς ικανοποίηση (Afshar et al., 2015). Η αντιμετώπιση αυτών των προβλημάτων γίνεται με τη διαδικασία που ονομάζεται πολυκριτηριακή ανάλυση (MultiCriteria Analysis ή MultiCriteria Decision Analysis – MCA ή MCDA). Η σημαντικότητα των κριτηρίων επιλέγεται από τους αποφασίζοντες.

Θεωρία Αποφάσεων (Decision Analysis) μέσω Πολυκριτηριακής Ανάλυσης (MCA)

Τελικά, κάθε σύνθετο πρόβλημα ΔΥΠ, είναι ουσιαστικά ένα πρόβλημα Πολυκριτηριακής Ανάλυσης (MCA). Η ΔΥΠ συμπεριλαμβάνει τη διαμόρφωση των ρεαλιστικών εναλλακτικών σεναρίων για τη βιώσιμη αξιοποίηση του υδατικού δυναμικού (υπό τους περιορισμούς και στόχους που θέτει), αλλά και την αξιολόγησή τους και την επιλογή του καλύτερου και αποδοτικότερου από αυτά (Zanakis et al., 1998). Η διαδικασία της MCA πλεονεκτεί σημαντικά σε σχέση με την κρίση του λήπτη αποφάσεων, καθώς λαμβάνει υπόψη όλους τους παράγοντες που έχουν επιλεχθεί να μελετηθούν ταυτόχρονα, και να αποτελέσει μέσο επικοινωνίας μεταξύ των ιθυνόντων και των εμπλεκόμενων (Σπανός, 2004). Η υπεροχή της οφείλεται κυρίως στο γεγονός ότι δεν είναι απλώς μία οικονομική θεωρία, αλλά χρησιμοποιεί και συνδυάζει μεθόδους και τεχνικές από πολλές επιστημονικές περιοχές, παρέχοντας με αυτόν τον τρόπο τη δυνατότητα μιας πιο ολοκληρωμένης ανάλυσης (Μυλόπουλος, 2006). Έτσι αποτιμά πολιτικές με αβέβαιη επιτυχία, ενσωματώνοντας στη διαδικασία της ανάλυσης και την αξιολόγηση των συνθηκών διακινδύνευσης. Τα τελευταία χρόνια η μεθοδολογία αυτή εφαρμόζεται για την επίλυση και προβλημάτων Διαχείρισης Υδατικών Πόρων (Jonoski and Seid, 2016).

7.2. Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων (Σ.Υ.Α.) – Εφαρμογές ΣΥΑ στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων

Όλες οι προσεγγίσεις για την υποστήριξη αποφάσεων στοχεύουν στην ορθότερη προσομοίωση και μαθηματική μοντελοποίηση όλων των παραγόντων (εναλλακτικών λύσεων και κριτηρίων) που συμμετέχουν, χρησιμοποιώντας τις αρχές της πολυκριτηριακής λήψης αποφάσεων. Οι θεωρίες της MCA εφαρμόζονται πλέον ευρέως και αναπτύσσονται συνεχώς, θεωρητικά και πρακτικά, σε όλο και περισσότερες επιστήμες. Σήμερα, λόγω των διαθέσιμων υπολογιστικών εργαλείων οι εφαρμογές της πολυκριτηριακής ανάλυσης έχουν εξελιχθεί σε Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων (Decision Support Systems – DSS).

Σε αυτές τις διαδικασίες συνήθως οι ιθύνοντες απλά καθορίζουν τη σημαντικότητα των κριτηρίων, ενώ η διαδικασία της MCA εκπονείται από τον «μελετητή» (decision analyst). Ο ρόλος του μελετητή είναι η εφαρμογή των γνώσεων μοντελοποίησης και κατάστρωσης του προβλήματος ώστε η διαδικασία να γίνει επιστημονικά και να διευκολυνθεί η επιλογή της απόφασης (Σκόνδρας, 2015). Ο αναλυτής δεν υποκαθιστά σε καμιά περίπτωση τον αποφασίζον. Το έργο του είναι υποστηρικτικό και επιτελικό, και μέσω αυτού παρέχει ουσιαστικά ένα εργαλείο για «υποστήριξη της απόφασης» (decision support). Κατά τον Bernard Roy (1996), η υποστήριξη της απόφασης είναι η δραστηριότητα κάποιου, ο οποίος στηρίζεται σε μοντέλα λιγότερο ή περισσότερο

δομημένα και συμβάλλει στην εξαγωγή απαντήσεων σε ερωτήματα που γεννιούνται στον αποφασίζοντα κατά τη διαδικασία λήψης μιας απόφασης. Τα ερωτήματα αυτά έχουν να κάνουν με την ποιότητα της απόφασης αλλά και την τεκμηρίωση της υπεροχής μιας εναλλακτικής έναντι των άλλων.

Αρχικά οι εφαρμογές των ΣΥΑ αφορούσαν ακαδημαϊκά θέματα και ερευνητικές εφαρμογές, όμως αργότερα, λόγω της διευκόλυνσης στη χρήση τους, άρχισαν να βρίσκουν πληθώρα άλλων εφαρμογών. Κυριότερες από αυτές είναι η διαχείριση αγροτικών εκτάσεων, η διαχείριση συστημάτων παραγωγής, η μηχανική περιβάλλοντος, η διαχείριση ενέργειας, η ιατρική, η χημεία, οι τηλεπικοινωνίες και οι οικονομικές επιστήμες (Σκόνδρας, 2015). Χαρακτηριστικά παραδείγματα αποτελούν εφαρμογές ΣΥΑ με χρήση MCA πάνω σε χρηματοοικονομικά προβλήματα (Eom et al., 1988; Langen, 1989; Mareschal and Brans, 1988; Mareschal and Mertens, 1992; Siskos et al., 1994; Zopounidis et al., 1996; Zopounidis and Doumpos, 2002; Greco et al., 2010), σε προβλήματα πολεοδομικού σχεδιασμού (Anselin and Arias, 1983; Greco, 2005), σχεδίων μάρκετινγκ (Matsatsinis and Siskos, 1999), και μέτρων αντιμετώπισης προβλημάτων στρατηγικού προγραμματισμού (Chandrasekaran and Ramesh, 1987; Greco et al., 2010). Επίσης σημαντικές εξελίξεις αποτέλεσαν η ανάπτυξη συστημάτων υποστήριξης ομαδικών αποφάσεων (Bui, 1994; Colson and Mareschal, 1994; Csaki et al., 1995; Greco, 2005), καθώς και η ανάπτυξη πολυκριτήριων ευφών συστημάτων τα οποία συνδυάζουν πολυκριτήριες μεθοδολογίες με τεχνικές από το χώρο της τεχνητής νοημοσύνης (Antunes et al., 1992; Matsatsinis and Siskos, 1999; Siskos et al., 1999; Srinivasan and Ruparel, 1990; Vranes et al., 1996; Zopounidis et al., 1996; Zopounidis and Pardalos, 2010).

Η προσέγγιση των Συστημάτων Υποστήριξης Αποφάσεων (ΣΥΑ ή DSS) που περιεγράφηκε, σε συνδυασμό με την τεχνολογική ανάπτυξη των τελευταίων χρόνων στα υπολογιστικά εργαλεία, έχουν διευρύνει τα πεδία εφαρμογής των ΣΥΑ. Πλέον ο όρος ΣΥΑ έχει συνδεθεί με μοντέλα (συστήματα ή προγράμματα) που παρέχονται σε Η/Υ. Επειδή οι προσεγγίσεις και οι χρησιμοποιούμενες τεχνικές διαφέρουν, και τα προβλήματα είναι θεωρητικά άπειρα, έχουν διαμορφωθεί πάρα πολλά ΣΥΑ, με πολλούς διαφορετικούς ορισμούς να έχουν δοθεί για αυτά (Little, 1970; Keen and Scott-Morton, 1978; Sprague and Carlson, 1982; Andriole, 1989; Sage, 1986, 1991; Adelman, 1992). Τελικά σήμερα, με τον όρο ΣΥΑ έχει επικρατήσει να είναι το αλληλεπιδραστικό σύστημα (ένα software) που χρησιμοποιούν υπολογιστικές τεχνικές πολυκριτηριακής ανάλυσης για την υποβοήθηση των ληπτών απόφασης (Greco et al., 2010). Αυτή τη μορφή έχει και το σύστημα που αναπτύχθηκε στην παρούσα διατριβή, για την αξιολόγηση διαφορετικών στρατηγικών ΔΥΠ.

Τα τελευταία χρόνια έχουν προταθεί και έχουν επικρατήσει διάφορες ερευνητικές προσεγγίσεις για την πιο ορθολογική διαδικασία υποστήριξης αποφάσεων, ενώ η έρευνα γύρω από το αντικείμενο συνεχίζει να εξελίσσεται. Έχουν εκδοθεί πολλά σχετικά βιβλία, οδηγοί, εφαρμογές, επιστημονικά περιοδικά, λογισμικά πακέτα και πανεπιστημιακά συγγράμματα (Figueira et al., 2005). Ενδεικτικό στοιχείο είναι οι δημοσιεύσεις ανασκόπησης (review papers) που έχουν δημοσιευτεί σχετικά με τη

χρήση της MCA σε διάφορους επιστημονικούς κλάδους. Χαρακτηριστικά παραδείγματα είναι αυτά των: (α) Pohekar και Ramachandran (2004) που συμπεριέλαβαν περί των 90 δημοσιευμένων μελετών MCA με θέμα τον ενεργειακό σχεδιασμό, (β) Hayashi (2000) που εξέτασε περί των 80 μελετών με θέμα την εφαρμογή της MCA στη γεωργία, (γ) Romero and Rehman (1987) με 150 εφαρμογές σε θέματα διαχείρισης φυσικών πόρων, με τις περισσότερες να αφορούν τους υδατικούς πόρους, (δ) Steuer and Na (2003) οι οποίοι εντοπίζουν 265 μελέτες σε ζητήματα που σχετίζονται με τα οικονομικά του νερού. Οι Hajkowicz και Collins (2007) κατηγοριοποίησαν αυτές τις εργασίες σε 7 κατηγορίες:

- Μελέτες για διαχείριση λεκανών απορροής (χρήσεις γης, ταμιευτήρες, οικονομία, περιβαλλοντικά κριτήρια κλπ),
- μελέτες για διαχείριση και βέλτιστη εκμετάλλευση υπόγειων υδροφορέων,
- μελέτες για βέλτιστη επιλογή ή αξιολόγηση έργων (project appraisal) υποδομών (προσφοράς ή τροφοδοσίας νερού φράγματα, εκτροπές, ανασύσταση υδροφορέων κλπ.).
- μελέτες για την εύρεση της καταλληλότερης κατανομής νερού (water allocation),
- μελέτες καταλληλότερης πολιτικής και σχεδιασμού (water policy and supply planning),
- μελέτες για διαχείριση της ποιότητας του νερού, και
- μελέτες για προστασία και διαχείριση παράκτιων περιοχών (marine protected area management).

Οι διαφοροποιήσεις μεταξύ των τεχνικών της MCA που θα χρησιμοποιηθούν κάθε φορά προκύπτουν από τους εναλλακτικούς τρόπους σύνθεσης των κριτηρίων λήψης της απόφασης. Μόνο για την επιλογή της καταλληλότερης μεθόδου υπάρχει ένας σημαντικός αριθμός μελετών που αξιολογεί διαφορετικές προσεγγίσεις και τεχνικές για την επίλυση ενός πολυκριτηρίου προβλήματος. Σε παλαιότερη έρευνα οι Cohon και Marks (1975) αξιολόγησαν τεχνικές MCA πάνω στη διαχείριση υδατικών πόρων που να βασίζονται σε τρία κριτήρια: υπολογιστική αποτελεσματικότητα, σαφήνεια των σχέσεων και ποσότητα των χρήσιμων πληροφοριών που παρέχονται. Ο Tecle (1992) χρησιμοποίησε μια καινοτόμα προσέγγιση, εφαρμόζοντας MCA για να αξιολογήσει 15 μεθόδους MCA που εφαρμόστηκαν στη διαχείριση υδατικών πόρων. Επίσης συγκριτικές μελέτες μεθόδων MCA που εφαρμόστηκαν στη διαχείριση υδατικών πόρων έχουν γίνει και από τους Gershon και Duckstein (1983), Ozelkan και Duckstein (1996), Eder et al. (1997), και Jonoski and Seid (2016). Το γενικό συμπέρασμα από όλες αυτές τις έρευνες είναι, ότι δεν υπάρχει καμία τεχνική Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, η οποία είναι εκ φύσεως καλύτερη (Singh et al., 2010; Alamanos et al., 2018b). Καταλληλότερη είναι αυτή που ταιριάζει περισσότερο στις ιδιαιτερότητες του εκάστοτε προβλήματος, στο περιβάλλον λήψης της απόφασης, ενώ σημαντικό ρόλο παίζουν και παράγοντες όπως η ευκολία χειρισμού, ο όγκος και το είδος των δεδομένων που απαιτούνται. Με βάση τα παραπάνω προκύπτει και το σκεπτικό εξέτασης διαφορετικών τεχνικών MCA στην παρούσα διατριβή, δίνοντας έτσι τη δυνατότητα

στον αναλυτή να συγκρίνει την εφαρμογή τους, να αξιολογήσει τις επιδόσεις τους πάνω στο ίδιο πρόβλημα, και να διερευνήσει την καταλληλότερη.

7.3. Ανάλυση του μελετώμενου προβλήματος

Για τη σύσταση ενός Ολοκληρωμένου Συστήματος Υποστήριξης Αποφάσεων (IDSS) συνήθως χρειάζεται η συμβολή μιας ομάδας επιστημόνων διαφόρων ειδικοτήτων με διακριτούς και συμπληρωματικούς ρόλους (Peat and Briggs, 1999). Αρχικά, καθορίζονται οι στόχοι (απαιτήσεις από το ΣΥΑ) από τους εμπλεκόμενους, σε συνεργασία με τους αποφασίζοντες. Με τη σειρά τους οι αναλυτές (decision analysts), υλοποιούν τις παραπάνω απαιτήσεις διαμορφώνοντας το λογισμικό όπου θα χρησιμοποιεί τα απαραίτητα μοντέλα για την εύρεση της καταλληλότερης λύσης. Σύμφωνα με τους Αναγνωστόπουλο και Βαβάτσικο (2006) συνίσταται να γίνονται έλεγχοι σε κάθε ΣΥΑ, ώστε να επαναπροσδιορίζεται και να βελτιστοποιείται ανάλογα με τη φύση και τις απαιτήσεις του προβλήματος. Σημαντικό μέρος του ΣΥΑ αποτελεί η μέθοδος – τεχνική MCA που θα χρησιμοποιηθεί, καθώς αυτή διαμορφώνει τις μαθηματικές σχέσεις για την περιγραφή της προβληματικής και την έκφραση της αξιολόγησης των εναλλακτικών από τα επιλεγμένα κριτήρια (Psomas et al., 2018). Σύμφωνα με το Roy (1996), η πολυκριτηριακή ανάλυση πρέπει να διασαφηνίζει την ανταγωνιστική φύση των κριτηρίων, να επιτυγχάνει τη μοντελοποίηση των προτιμήσεων του αποφασίζοντος και τον εντοπισμό ικανοποιητικών λύσεων. Το γενικό μεθοδολογικό πλαίσιο που πρότεινε ο Roy για το σχεδιασμό ενός ΣΥΑ, συνοπτικά αποτελείται από τέσσερα στάδια:

1. Στο πρώτο στάδιο καθορίζεται το σύνολο των εναλλακτικών δραστηριοτήτων και η προβληματική της ανάλυσης. Στη συνέχεια, απαιτείται ο καθορισμός της προβληματικής της ανάλυσης (decision problematic). Γενικά, υπάρχουν τέσσερις προβληματικές που καλύπτουν τις πρακτικές περιπτώσεις (Roy, 1996):
 - a. Η προβληματική τύπου a αναφέρεται στην επιλογή μίας ή περισσότερων εναλλακτικών οι οποίες θεωρούνται ως οι πιο κατάλληλες (choice).
 - b. Η προβληματική b αναφέρεται στην ταξινόμηση των εναλλακτικών σε προκαθορισμένες ομοιογενείς κατηγορίες (classification/ sorting).
 - c. Η προβληματική c αναφέρεται στην κατάταξη των εναλλακτικών δραστηριοτήτων ξεκινώντας από τις καλύτερες (ranking).
 - d. Η προβληματική d αναφέρεται στην περιγραφή των εναλλακτικών με βάση τα επιμέρους κριτήρια αξιολόγησης (description).

Στην παρούσα διατριβή, οι εναλλακτικές στρατηγικές που αξιολογούνται είναι τα διαχειριστικά σενάρια που παρουσιάστηκαν στα προηγούμενα κεφάλαια (Σενάρια 1A, 1B, 2, 2A, 2B, 2C και 2D). Τα σενάρια της παρούσας (υφιστάμενης) κατάστασης αξιολογούνται μαζί με αυτά της μελλοντικής κατάστασης, καθώς η λειτουργία ταμειυτήρα δε θεωρείται βέβαιη. Σήμερα, η κατασκευή του ταμειυτήρα έχει ολοκληρωθεί και η τροφοδοσία του συνεχίζεται, όμως αν δε φτάσει στην ανώτερη στάθμη του δε θα μπορέσει να λειτουργήσει. Τίθενται ωστόσο θέματα ανεπαρκούς χρηματοδότησης για την

ολοκλήρωση των έργων δικτύου της Κάρλας και θέματα ανεπαρκούς διαχειριστικού ελέγχου ώστε να διασφαλιστεί η πλήρωση του ταμιευτήρα. Οι αρμόδιες αρχές (οι οποίες υπάγονται στην Περιφέρεια Θεσσαλίας), μέσα από τις συνεντεύξεις που πραγματοποιήθηκαν, κατά τη διαδικασία συλλογής βαρυτήτων, φαίνεται να θεωρούν ότι το ζήτημα έχει λυθεί είτε αγνοούν το πρόβλημα. Υπό αυτή τη βάση παίρνουν μέρος στην αξιολόγηση και τα Σενάρια 1Α, 1Β και 2.

Η προσέγγιση που ακολουθείται, επιλέγει να χρησιμοποιήσει και τις τέσσερις προβληματικές, μέσα από διαφορετικές τεχνικές Πολυκριτηριακής Ανάλυσης που ελέγχονται, όπως θα αναλυθεί στη συνέχεια.

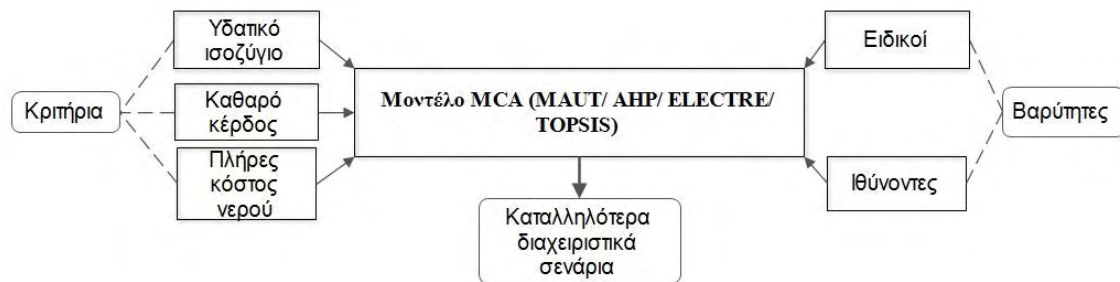
2. Στο δεύτερο στάδιο της ανάλυσης ενός προβλήματος καθορίζονται τα κριτήρια. Οι εναλλακτικές αξιολογούνται με βάση τις επιδόσεις τους ως προς τα επιλεχθέντα κριτήρια. Έχοντας λάβει υπόψη τους στόχους που πρέπει να ικανοποιεί η όποια στρατηγική – πολιτική υιοθετηθεί, τα κριτήρια που χρησιμοποιούνται είναι το υδατικό ισοζύγιο, τα κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα και το πλήρες κόστος νερού, συνδέοντας έτσι το ΣΥΑ με τα προηγούμενα στάδια της διατριβής.
3. Το τρίτο στάδιο καθορίζει τον τρόπο σύνθεσης των κριτηρίων, δηλαδή τις μαθηματικές σχέσεις που θα περιγράψουν το αντικείμενο του προβλήματος. Ανάλογα με την προβληματική που επιλέχθηκε (επιλογή, κατάταξη, ταξινόμηση, περιγραφή), υπεισέρχεται στο πρόβλημα η κατάλληλη (θεωρητικά) τεχνική MCA για να αξιολογήσει τις εναλλακτικές. Το μοντέλο αποφάσεων της παρούσας εργασίας εμπεριέχει τέσσερις τεχνικές Πολυκριτηριακής Ανάλυσης ώστε να παρέχει πιο ολοκληρωμένες λύσεις (Alamanos et al., 2018b). Ένας από τους αρχικούς στόχους της εργασίας ήταν να εξετάσει ποια μέθοδος ταιριάζει περισσότερο στο πρόβλημα, και άρα γενικότερα σε προβλήματα ίδιας φύσεως. Από τις 11 μεθόδους που εξετάστηκαν (βλ. Παράρτημα), επιλέχθηκαν τελικά να παρουσιαστούν όσες προσαρμόζονταν ικανοποιητικότερα στα χαρακτηριστικά του προβλήματος. Έτσι, αναλύονται τέσσερις μέθοδοι, οι οποίες θεωρήθηκαν αντιπροσωπευτικές των τεσσάρων βασικότερων θεωριών (προβληματικών) MCA, οι οποίες αξιολογούνται και κατά την εφαρμογή και από τα αποτελέσματά τους, ενώ παράλληλα εξετάζονται και παρουσιάζονται τα σημαντικότερα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματά τους για περεταίρω εφαρμογή τους σε παρόμοια προβλήματα. Οι τεχνικές αυτές είναι οι: Multi Attribute Utility Theory (MAUT) – Θεωρία Χρησιμότητας, Analytic Hierarchy Process (AHP) – Θεωρία Ιεράρχησης, ELimination and Choice Expressing REality (ELECTRE) – Θεωρία Σχέσεων Αποκλεισμού, και Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) – Θεωρία Κατάταξης. Να σημειωθεί εδώ ότι η κατηγοριοποίηση των μεθόδων MCA (βάση των προβληματικών που ακολουθούν), ποικίλει: Ο Roy (1985) πρότεινε μια ομαδοποίηση σε τρεις κατηγορίες με βάση τη μορφή των σχέσεων που αναπτύσσονται, ενώ οι Pardalos et al. (1995) καταλήγουν σε μια εναλλακτική ομαδοποίηση τεσσάρων κατηγοριών που λαμβάνει υπόψη και τον τρόπο με τον

οποίο πραγματοποιείται η ανάπτυξη των σχέσεων. Οι προσεγγίσεις αυτές αναλύονται στο επόμενο υποκεφάλαιο.

4. Στο τέταρτο και τελευταίο στάδιο της διαδικασίας γίνεται εφαρμογή του μοντέλου και εξαγωγή αποτελεσμάτων. Εδώ εφαρμόζονται όλες οι μαθηματικές σχέσεις που επιλέχθηκαν στο τρίτο στάδιο, χρησιμοποιώντας τις βαρύτητες των ληπτών απόφασης. Η έρευνα εφαρμόστηκε σε δύο δείγματα, ώστε οι λύσεις να είναι ολοκληρωμένες και αμερόληπτες: μία ομάδα ειδικών σε θέματα ΔΥΠ (experts) και μιας ομάδας ιθυνόντων (DMs). Το δείγμα συνολικά αποτελείται από 60 άτομα. Η πρώτη ομάδα δείγματος (32 ερωτώμενοι) αφορά ειδικούς σε θέματα ΔΥΠ, και αποτελείται από τα μέλη του Εργαστηρίου Υδρολογίας και Ανάλυσης Υδατικών Συστημάτων (καθηγητές, διδακτικό προσωπικό, μετά-διδασκτορικούς ερευνητές, υποψήφιους διδάκτορες και μεταπτυχιακούς φοιτητές). Επίσης σημαντική σε αυτή την ομάδα δείγματος ήταν και η συνεισφορά μιας ομάδας καθηγητών που ασχολούνται με υδατικούς πόρους, από άλλα ελληνικά Πανεπιστήμια. Η ομάδα των ιθυνόντων (28 ερωτώμενους) αποτελείται από όλες τις αρμόδιες υπηρεσίες που εμπλέκονται στη διαχείριση της μελετώμενης περιοχής: Αποκεντρωμένη Διοίκηση (Δ/νση Υδάτων), Τμήμα Υδροοικονομίας της Περιφέρειας Θεσσαλίας, ο ΓΟΕΒ Θεσσαλίας (Γεωργικός Οργανισμός Εγγείων Βελτιώσεων), οι ΤΟΕΒ Πηνειού και Κάρλας, και το Ινστιτούτο Βιομηχανικών και Κτηνοτροφικών Φυτών Λάρισας (ΕΛΓΟ-ΔΗΜΗΤΡΑ). Οι βαρύτητες από τις δύο ομάδες δειγμάτων εξήχθησαν μέσω έρευνας ερωτηματολογίων. Το ερωτηματολόγιο, που παρουσιάζεται στο Παράρτημα, συστάθηκε με γνώμονα τις απαιτούμενες τιμές βαρύτητας που χρειάζεται η κάθε μέθοδος για να λειτουργήσει. Έτσι, επιχειρείται και η αξιολόγηση των ιθυνόντων, μέσα από τη σύγκρισή τους με άτομα που θεωρούνται ειδικοί στο θέμα για το οποίο πρέπει να παρθεί μια απόφαση.

Κάθε μία από τις μεθόδους Πολυκριτηριακής Ανάλυσης εφαρμόστηκε δύο φορές, για τις δύο ομάδες δείγματος (experts και DMs) που έδωσαν βαρύτητες μέσω των ερωτηματολογίων. Με αυτή την προσέγγιση, αφενός αξιολογούνται και συγκρίνονται οι διαφορετικές μέθοδοι ανάλυσης που επιλέχθηκαν, και αφετέρου αξιολογούνται και συγκρίνονται τα αποτελέσματα των δύο δειγμάτων, ώστε να προκύψουν χρήσιμα συμπεράσματα για την πολιτική που ακολουθείται στην περιοχή. Η άποψη των αρμόδιων, όπως θα αποτυπωθεί μέσω της διαδικασίας Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, για το τι θεωρούν διαχειριστικά ωφελιμότερο για την περιοχή μελέτης, θα αποτελέσει ένα μέτρο αξιολόγησης και των ίδιων, κάτι που δεν είχε ληφθεί υπόψη στις μέχρι τώρα προσεγγίσεις. Οι βαρύτητες κλήθηκαν να εκφράσουν την αντίληψη των ερωτώμενων για την κατάσταση της περιοχής και για τις προτεραιότητες που θέτουν για την αντιμετώπισή της. Συγκρίνοντας αυτές με τα αποτελέσματα εφαρμογής των αντίστοιχων μέτρων, φαίνεται η κατανόηση και οι διαχειριστικοί στόχοι των ιθυνόντων. Η πιο σχετική διατριβή είναι αυτή του Λατινόπουλου (2006), που όμως δε λάμβανε τη γνώμη των ιθυνόντων, στην Πολυκριτηριακή Ανάλυση.

Τελικά, η μεθοδολογία που περιεγράφηκε παραπάνω μπορεί να συνοψιστεί στο Σχήμα 7.1.



Σχήμα 7. 1. Διάγραμμα ροής της μεθοδολογίας που ακολουθήθηκε για την υποστήριξη αποφάσεων.

Τα εργαλεία που χρησιμοποιήθηκαν για την εφαρμογή των μεθόδων αυτών είναι τα εξής: (α) Μοντέλο βαρυτήτων που δημιουργήθηκε στο πρόγραμμα MS Excel για κάθε μέθοδο, (β) το λογισμικό Open Decision Maker (sourceforge, 2010) καθώς και το Free Decision Maker (Media Freeware, 2015) για τη μέθοδο AHP (σε περιβάλλον Java) και (γ) η εφαρμογή DEA-SANNA (Jablonsky, 2005) για τη μέθοδο ELECTRE I. Οι εφαρμογές που χρησιμοποιήθηκαν αλλά και τα μοντέλα που δημιουργήθηκαν για κάθε μέθοδο επιτρέπουν τη σύνθεση της δομής του προβλήματος, την έκφραση των προτιμήσεων και την εξαγωγή αποτελεσμάτων, μέσα από ένα εύχρηστο περιβάλλον. Αναφορικά με την εφαρμογή Open Decision Maker για την AHP, αξίζει να σημειωθεί ότι επιλέχθηκε τελικώς μεταξύ άλλων (και της Free Decision Maker) λόγω της χρήσης της γλώσσας Java, η οποία δίνει τη δυνατότητα εργασίας σε περιορισμένο υπολογιστικό χώρο. Το βασικό πλεονέκτημά της έναντι των περισσότερων άλλων γλωσσών είναι η ανεξαρτησία του λειτουργικού συστήματος και πλατφόρμας, που την καθιστά εφαρμόσιμη παντού (Γαϊτανάρος, 2017).

Το θεωρητικό υπόβαθρο των τεχνικών που εφαρμόστηκαν στην παρούσα εργασία (όπως φαίνονται και στο Σχ. 7.1), κρίνεται σκόπιμο να αναλυθεί στη συνέχεια, μαζί με τον τρόπο που προσαρμόστηκε και εφαρμόστηκε στο μελετώμενο πρόβλημα, η κάθε μία.

7.4. Θεωρία Χρησιμότητας – Μέθοδος MAUT (Multi-Attribute Utility Theory)

Η θεωρία Χρησιμότητας ίσως αποτελεί την πιο ικανοποιητική περιγραφή του τρόπου λήψης αποφάσεων σε προβλήματα πολλαπλών κριτηρίων. Αποτελεί ακρογωνιαίο λίθο της θεωρητικής ανάπτυξης και πρακτικής εφαρμογής των αρχών της πολυκριτήριας ανάλυσης (Σπανός, 2004). Η Πολυκριτηριακή Θεωρία Χρησιμότητας (Multi-Attribute Utility Theory) αποτελεί γενίκευση της κλασικής θεωρίας χρησιμότητας, όπως προέκυψε από το έργο των von Neumann and Morgenstern (1953) και του Savage (1954) στη δεκαετία του 1950. Σημαντικά ΣΥΑ με μεθόδους που επιτρέπουν την αλληλεπιδραστική ανάπτυξη και χρησιμοποίηση προσθετικών συναρτήσεων χρησιμότητας, είναι το MACBETH (Bana e Costa and Vasnick, 1994) και η μέθοδος SMART (Simple Multiattribute Ranking Technique) (Edwards, 1977, 1994). Όμως η μέθοδος Multi Attribute Utility Theory (MAUT) αποτελεί το πιο χαρακτηριστικό παράδειγμα που εφαρμόζει προσθετικές συναρτήσεις χρησιμότητας. Οι βάσεις για την

ανάπτυξή της τέθηκαν από τους Churchman et al. (1957). Η περεταίρω ανάπτυξή της έγινε από τον Fishburn (1968, 1970, 1978), ενώ η προσθετική συνάρτηση προτάθηκε από τον Sintonen (1981). Από τότε η μέθοδος έχει τύχει ευρείας αναγνώρισης, καθώς χρησιμοποιείται σε πληθώρα εφαρμογών, με κύριο πλεονέκτημά της να είναι η βοήθεια που παρέχει στους λήπτες αποφάσεων να αποκτήσουν διορατικότητα στις αποφάσεις (π.χ. αποσαφήνιση παραγόντων και προτεραιοτήτων μέσω υποκριτηρίων) (De Montis et al., 2005). Η θεωρία χρησιμότητας σήμερα βρίσκει εφαρμογή σε διακριτά προβλήματα, ειδικότερα σε προβλήματα επιλογής, αλλά και σε περιπτώσεις όπου επιθυμείται η κατάταξη ή η ταξινόμηση των εναλλακτικών σε προκαθορισμένες κατηγορίες (Munier, 2011).

Σκοπός της είναι η μοντελοποίηση και αναπαράσταση του συστήματος αξιών, που συνειδητά ή ασυνείδητα ακολουθεί ο αποφασίζων μέσω μιας συνάρτησης αξιών/χρησιμότητας $U(x)$. Σύμφωνα με τους von Neumann και Morgenstern (1953), η συνάρτηση αυτή εκφράζεται βάσει του συνόλου των κριτηρίων αξιολόγησης τα οποία καθορίζουν το αποτέλεσμα της αξιολόγησης:

$$U(x)=U(k_{1,x1},k_{2,x2},\dots,k_{n,xn}) \quad (7.1)$$

Όπου: $U(x)$ η χρησιμότητα της εναλλακτικής x ,

k_i τα αντίστοιχα κριτήρια αξιολόγησης.

Γενικά, οι συναρτήσεις χρησιμότητας είναι μη γραμμικές αύξουσες συναρτήσεις οριζόμενες στο πεδίο τιμών των αντίστοιχων κριτηρίων αξιολόγησης.

Η συνέχεια του έργου των von Neumann and Morgenstern και του Savage έρχεται από τους Keeney and Raiffa. (1976), οι οποίοι ανέπτυξαν τρεις βασικές διαδικασίες για την αξιολόγηση των εναλλακτικών: (1) τον πίνακα αποδοτικότητας, (2) τους ελέγχους ανεξαρτησίας των κριτηρίων, και (3) τους τρόπους εκτίμησης των παραμέτρων στις μαθηματικές συναρτήσεις. Οι εναλλακτικές αυτές επιτρέπουν την εκτίμηση της συνάρτησης U , να εκφράσει την ολική αξιολόγηση του λήπτη αποφάσεων μίας επιλογής σε όρους απόδοσης καθενός από τα κριτήρια. Η προσέγγιση των Keeney and Raiffa έχει βρει ποικίλες εφαρμογές. Παρόλο που είναι αποτελεσματική, στην πιο γενική της μορφή είναι σχετικά πολύπλοκη και εφαρμόζεται καλύτερα σε εξειδικευμένα προβλήματα. Σημαντικά σημεία του μοντέλου των Keeney and Raiffa είναι το ότι λαμβάνει υπόψη την αβεβαιότητα, το ότι επιτρέπει σε κριτήρια να αλληλοεπηρεάζονται με έναν τρόπο που δεν είναι ούτε απλός ούτε αθροιστικός και επίσης ότι δεν υποθέτει αμοιβαία ανεξαρτησία των προτιμήσεων (Σπανός, 2004; Munier, 2011). Σε ορισμένες περιπτώσεις αυτά μπορεί να είναι χρήσιμα, αλλά συχνά στην πράξη παραλείπονται για λόγους απλοποίησης και ταχύτητας της υπολογιστικής διαδικασίας. Σήμερα, η πιο συνήθης μορφή συνάρτησης χρησιμότητας που χρησιμοποιείται σε ερευνητικό και πρακτικό επίπεδο είναι η προσθετική, όπως προαναφέρθηκε, που προτάθηκε από τον Sintonen (1981):

$$U(x)=\sum w_i \cdot v_i(x) \quad (7.2)$$

Όπου:

w_i η βαρύτητα σημαντικότητας του κριτηρίου i

v_i η επίδοση – τιμή (value) της εναλλακτικής x ως προς το κριτήριο i .

Η βασική υπόθεση η οποία διέπει τη χρησιμοποίηση της προσθετικής συνάρτησης χρησιμότητας αφορά την αμοιβαία ανεξαρτησία προτίμησης των κριτηρίων αξιολόγησης (mutual preference independence). Ένα υποσύνολο του συνόλου των κριτηρίων αξιολόγησης ($i' \subset i$), θεωρείται ότι είναι ανεξάρτητο από τις προτιμήσεις των υπόλοιπων κριτηρίων, εάν και μόνο εάν οι προτιμήσεις του αποφασίζοντα σχετικά με τις εξεταζόμενες εναλλακτικές δραστηριότητες, οι οποίες διαφέρουν μεταξύ τους μόνο ως προς τα κριτήρια του συνόλου i' , δεν επηρεάζονται από τα υπόλοιπα κριτήρια (Fishburn, 1970). Το σύνολο i των κριτηρίων αξιολόγησης θεωρείται ότι πληροί την υπόθεση της αμοιβαίας προτιμησιακής ανεξαρτησίας εάν και μόνο εάν κάθε υποσύνολο $i' \subset i$ είναι ανεξάρτητο προτιμήσεων των υπολοίπων κριτηρίων (Keeney and Raiffa, 1993). Σύμφωνα με τον Wallnau (1998), το μοντέλο εύρεσης της χρησιμότητας γίνεται λειτουργικό με τα ακόλουθα βήματα:

- Ορίζονται οι υποψήφιες εναλλακτικές και τα κριτήρια απόφασης που τις χαρακτηρίζουν.
- Πραγματοποιείται αξιολόγηση κάθε εναλλακτικής, ξεχωριστά ως προς κάθε κριτήριο.
- Καθορίζονται τα βάρη των κριτηρίων, ανάλογα με την σημαντικότητα που τα χαρακτηρίζει σε κάθε περίπτωση.
- Τα βάρη των κριτηρίων κανονικοποιούνται ώστε το άθροισμά τους να ισούται με τη μονάδα.
- Το συνολικό μέτρο αξίας κάθε εναλλακτικής προκύπτει από το άθροισμα των επιμέρους γινομένων των αξιολογήσεων των εναλλακτικών ως προς κάθε κριτήριο, με το βάρος του αντίστοιχου κριτηρίου.
- Γίνεται κατάταξη των εναλλακτικών από την καλύτερη προς τη λιγότερο επιθυμητή, σύμφωνα με την τιμή συνάρτησης αξίας, που αποδίδεται τελικά στην κάθε εναλλακτική

Με το ίδιο σκεπτικό εφαρμόστηκε η διαδικασία και στο μελετώμενο πρόβλημα: Για την αξιολόγηση των επτά εναλλακτικών λύσεων που έχουν επιλεγεί (Σενάρια 1Α, 1Β, 2, 2Α, 2Β, 2C και 2D), τα τρία κριτήρια (υδατικό ισοζύγιο, καθαρό κέρδος και πλήρες κόστος νερού), χωρίστηκαν αρχικά σε υποκριτήρια, των οποίων είναι γνωστές οι επιδόσεις (Πίν. 7.1):

- Κριτήριο 1: Υδατικό ισοζύγιο (κριτήριο μεγιστοποίησης)
 - ο Υποκριτήριο C1.1: Υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από Πηνειό
 - ο Υποκριτήριο C1.2: Υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από υπόγειο υδροφορέα
 - ο Υποκριτήριο C1.3: Υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από νέο ταμιευτήρα Κάρλας (μελλοντικά)
- Κριτήριο 2: Καθαρό κέρδος (κριτήριο μεγιστοποίησης)
 - ο Υποκριτήριο C2.1: Ακαθάριστη πρόσοδος

- ο Υποκριτήριο C2.2: Κόστος παραγωγής
- Κριτήριο 3: Πλήρες κόστος νερού (κριτήριο ελαχιστοποίησης)
 - ο Υποκριτήριο C3.1: Χρηματοοικονομικό κόστος
 - ο Υποκριτήριο C3.2: Κόστος φυσικού πόρου
 - ο Υποκριτήριο C3.3: Περιβαλλοντικό κόστος

Πίνακας 7. 1. Οι επιδόσεις των εναλλακτικών ως προς κάθε υποκριτήριο (Alamanos et al., 2018b).

Εναλλακτικές/ Υποκριτήρια	C1.1 (hm ³)	C1.2 (hm ³)	C1.3 (hm ³)	C2.1 (εκ. €)	C2.2 (εκ. €)	C3.1 (εκ. €)	C3.2 (εκ. €)	C3.3 (εκ. €)
1A	50,2	-121,46	0	73,96	57,84	2,6	18,87	6,36
1B	-4,96	-137,53	0	73,96	57,84	7,18	21,05	6,16
2	-10,8	-102,69	13,95	108,43	59,03	4,01	15,22	6,68
2A	-1,4	-92,73	15,97	101,65	54,32	4,01	13,83	5,75
2B	-6,72	-98,37	13,95	104,9	56,22	4,01	13,67	7,22
2C	50,2	-79,79	19,06	108,43	59,03	2,84	11,68	8,16
2D	-4,96	-92,87	16,15	108,43	59,03	6,43	13,87	6,17

Με αφορμή τα ευρήματα άλλων ερευνών (Rehman and Romero, 1993; Beinat, 1997; Climaco, 1997; De Montis et al., 2000; Hayashi, 2000) πάνω στο πόσο ρεαλιστική είναι η επίτευξη της προτιμησιακής ανεξαρτησίας των υπο-κριτηρίων, πραγματοποιήθηκε έλεγχος συσχέτισης των αποτελεσμάτων τους. Έπειτα έγιναν κάποιες δοκιμές (τρεξίματα) της μεθόδου, με και χωρίς τα υποκριτήρια που φάνηκαν να μπορούν να παραληφθούν (κόστος πόρου και κόστος παραγωγής), όμως τα αποτελέσματα ήταν σχεδόν τα ίδια (Alamanos et al., 2018b) (βλ. Πίν. Π.4 Παραρτήματος). Έτσι, προτιμήθηκε να παρουσιαστεί αυτό το (πλήρες) σετ υποκριτηρίων, χάριν πληρότητας (Munier, 2011).

Στη συνέχεια οι λήπτες αποφάσεων συμπλήρωσαν τα ερωτηματολόγια, στα οποία ζητήθηκε να βαθμολογήσουν με μία τιμή από 1 έως 10 τις 7 εναλλακτικές, τα κριτήρια και τα υποκριτήρια που τα αποτελούν. Ύστερα συμπληρώθηκαν οι βαρύτητες των εναλλακτικών για κάθε υποκριτήριο ξεχωριστά, με την ίδια κλίμακα από 1 έως 10, ως προς την επίτευξη της εναλλακτικής. Αναλυτική παρουσίαση των ερωτηματολογίων υπάρχει στο Παράρτημα. Έπειτα πραγματοποιήθηκαν τα παρακάτω βήματα (Munier, 2011; Γαϊτανάρος, 2017; Alamanos et al., 2018b):

- Έγινε γραμμική κανονικοποίηση των επιδόσεων των εναλλακτικών ως προς κάθε υποκριτήριο (values) σε κλίμακα από το 0 έως το 10.
- Για κάθε κριτήριο ξεχωριστά, ως προς κάθε εναλλακτική, υπολογίστηκε το άθροισμα των γινομένων, των τιμών από το παραπάνω βήμα, με τις τιμές βαρύτητας του κάθε υποκριτηρίου, που συμπληρώθηκαν τα ερωτηματολόγια (Εξ. 7.2). Έτσι για κάθε ένα από τα 3 κριτήρια προέκυψαν 7 τιμές, οι οποίες αντιστοιχούν σε κάθε εναλλακτική.
- Για κάθε κριτήριο, οι τιμές των αθροισμάτων από το παραπάνω βήμα, οι οποίες αντιστοιχούν σε κάθε εναλλακτική, πολλαπλασιάστηκαν με τις τιμές βαρύτητων των κριτηρίων από τα ερωτηματολόγια.

- Τέλος υπολογίστηκαν τα αθροίσματα των παραπάνω τιμών για κάθε εναλλακτική.

Η εναλλακτική που συγκέντρωσε το μεγαλύτερο άθροισμα θεωρείται και η καταλληλότερη λύση για το πρόβλημα. Ακολουθούν με σειρά καταλληλότητας οι εναλλακτικές που αντιστοιχούν σε φθίνουσα σειρά των αθροισμάτων αυτών.

7.5. Θεωρία Ιεράρχησης – Μέθοδος AHP (Analytic Hierarchic Process)

Η μέθοδος αναπτύχθηκε από τον Thomas Saaty (1980) ως απάντηση στην έλλειψη κοινών και εύκολα κατανοητών καθώς και εφαρμόσιμων μεθόδων στη διαδικασία λήψης σύνθετων αποφάσεων και από τότε εφαρμόζεται ευρέως. Ο λόγος είναι ότι διευκολύνει την οργάνωση του προβλήματος και στη δόμηση της πολυπλοκότητας, μέτρησης και σύνθεσης των κατατάξεων (Σπανός, 2004). Η μέθοδος ενδείκνυται σε προβλήματα με διακριτές εναλλακτικές και προτιμάται λόγω της απλότητας στη χρήση της.

Η Αναλυτική Ιεραρχική Διαδικασία (Analytic Hierarchic Process - AHP) ταξινομεί τις εναλλακτικές λύσεις ιεραρχώντας τις, κατανέμοντας βαρύτητες σημαντικότητας στα κριτήρια που έχουν καθοριστεί. Χρησιμοποιεί συγκρίσεις ζευγών μεταξύ των κριτηρίων και μεταξύ των εναλλακτικών, ώστε να παράγει τις βαρύτητες των κριτηρίων (Saaty, 1980). Στη συνέχεια γίνεται σύνθεσή τους, προκειμένου να προσδιοριστεί ποια μεταβλητή έχει τη μεγαλύτερη προτεραιότητα/επιρροή στο αποτέλεσμα (Γαϊτανάρος, 2017). Έτσι διαμορφώνεται ένας πίνακας βαρών και ένας πίνακας εκτιμήσεων (αποτελεσμάτων) για κάθε κριτήριο.

Για τον καθορισμό των προτιμήσεων θέτονται στο λήπτη αποφάσεων μία σειρά από ερωτήσεις, καθεμία από τις οποίες διερευνά το πόσο σημαντικό είναι ένα συγκεκριμένο κριτήριο σε σχέση με ένα άλλο για την απόφαση που πρέπει να πάρει. Τα στοιχεία που αφορούν την ιεράρχηση των στόχων συλλέγονται από ειδικούς ή από τους λήπτες αποφάσεων για την ανά ζεύγη σύγκριση των στόχων στη βάση μίας ποιοτικής κλίμακας (Γάλλιου, 2009). Οι λήπτες αποφάσεων μπορούν να χαρακτηρίσουν τη σύγκριση ως «ίση», «οριακά ισχυρή», «πολύ ισχυρή» και «υπερβολικά ισχυρή». Οι τιμές είναι ανάμεσα στο 1 (ίσης σημασίας) και το 9 (πολύ περισσότερο σημαντικό) ή είναι συμπληρωματικές, δηλαδή από 1/1 έως 1/9. Πιο συγκεκριμένα οι τιμές που μπορούν να δοθούν είναι : 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 και 1/1, 1/2, 1/3, 1/4, 1/5, 1/6, 1/7, 1/8, 1/9 (Saaty, 1980). Ο παρακάτω Πίνακας δείχνει τις επιλογές βαθμολόγησης που περιεγράφηκαν, όπως δίνονται στους λήπτες απόφασης:

Πίνακας 7. 2. Επιλογές βαθμολόγησης κατά τη μέθοδο AHP (Saaty, 1980).

Συγκριτική σημασία προτιμήσεων		
1	Ίσης σημασίας	Τα κριτήρια επιδρούν εξίσου σημαντικά στο πρόβλημα
3	Ελάχιστα πιο σημαντική	Η εμπειρία και η κρίση ευνοούν ελαφρά τη σημασία του ενός κριτηρίου έναντι του άλλου
5	Αρκετά πιο σημαντική	Η εμπειρία και η κρίση ευνοούν αρκετά τη σημασία του ενός κριτηρίου έναντι του άλλου
7	Πολύ πιο σημαντική	Υπάρχουν σημαντικές ενδείξεις ότι το ένα κριτήριο υπερέχει του άλλου
9	Εξαιρετικά πιο σημαντική	Υπάρχουν πολύ ισχυρές ενδείξεις ότι το ένα κριτήριο υπερέχει του άλλου
2-4-6-8		Ενδιάμεσες τιμές

Η χρήση αυτού του τρόπου βαθμολόγησης είναι και ο κύριος λόγος για την αποδοχή και την ευρεία χρήση της μεθόδου. Η απλότητά της και το γεγονός ότι καθορίζει σχέσεις μεταξύ κριτηρίων και εναλλακτικών, σύμφωνα με τις προτιμήσεις των ληπτών απόφασης, οι οποίες μπορούν να εκφραστούν σε φράσεις ή σε κανονική γλώσσα (Γάλλιου, 2009), χωρίς να απαιτούνται οι επιδόσεις των εναλλακτικών ως προς τα κριτήρια (Greco et al., 2010). Αυτές οι φράσεις, χρησιμοποιώντας μια συγκεκριμένη κλίμακα, δίνουν τη θέση τους σε αριθμούς-βάρη (Saaty, 1990). Ωστόσο, η μέθοδος έχει λάβει κάποια δυσμενή κριτική από τεχνικής πλευράς, διότι μεταξύ άλλων, στερείται μαθηματικής βάσης για την κλίμακα που χρησιμοποιείται για τη μετατροπή των ποιοτικών εκτιμήσεων σε μαθηματικές τιμές (Saaty, 1980). Συγκεκριμένα, ανησυχία έχει προκαλέσει το φαινόμενο της αντιστροφής της κατάταξης (Saaty, 2003). Αυτή είναι η πιθανότητα όπου, απλά προσθέτοντας μία άλλη επιλογή στη λίστα των επιλογών που εκτιμώνται, η κατάταξη δύο άλλων επιλογών, που δεν σχετίζονται με την καινούρια, μπορεί να αντιστραφεί. Αυτό αντιμετωπίζεται από πολλούς ως ασυνεπές σε σχέση με τη λογική αξιολόγηση των επιλογών και έτσι αμφισβητείται η θεωρητική βάση της AHP (Γάλλιου, 2009). Σύμφωνα με αυτή τη λογική βαθμολόγησης προκύπτουν τα ακόλουθα αξιώματα (Saaty, 1980):

- Α) Δίνονται συγκρίσεις ανά ζεύγη a_{ij} δύο εναλλακτικών i και j αναφορικά με ένα κριτήριο/ υπο-κριτήριο στη βάση μίας αντίστροφης κλίμακας $a_{ij}=1/ a_{ji}$.
- Β) Ποτέ μία εναλλακτική δεν κρίνεται ως απόλυτα καλύτερη από μία άλλη αναφορικά με ένα κριτήριο, για παράδειγμα, $a_{ij} \neq \infty$.
- Γ) Όλα τα κριτήρια που έχουν κάποια επιρροή στο πρόβλημα, καθώς και όλες οι εναλλακτικές, απεικονίζονται σε μία ιεραρχία.

Η μέθοδος ξεκινά με έναν τετραγωνικό πίνακα, χρησιμοποιώντας τα ίδια κριτήρια σε στήλες και σε σειρές. Κάθε «κελί» του πίνακα είναι το αποτέλεσμα της σύγκρισης μεταξύ των κριτηρίων, με την κλίμακα που αναλύθηκε παραπάνω. Τα στοιχεία της διαγωνίου προφανώς θα έχουν την τιμή 1, αφού συγκρίνονται με τον εαυτό τους. Έπειτα, είτε υπολογίζεται το ιδιοδιάνυσμα (eigenvector) με τη βοήθεια λογισμικού, είτε ακολουθώντας την αναλυτική διαδικασία υπολογισμού του. Ακολουθεί η στάθμιση των εναλλακτικών λύσεων πάλι με μεταξύ τους συγκρίσεις, ανά κριτήριο. Στο τέλος της διαδικασίας θα υπάρχει μια τιμή (ή βάρος) για κάθε κριτήριο και κάθε εναλλακτική λύση. Στη συνέχεια, πολλαπλασιάζεται η αξία κάθε εναλλακτικής με το βάρος του αντίστοιχου κριτηρίου. Τέλος, προστίθενται όλες τις τιμές για μια εναλλακτική λύση. Οι εναλλακτικές κατατάσσονται σε φθίνουσα σειρά των τιμών που προέκυψαν, δηλαδή σε σειρά καταλληλότητας. Με βάση τα παραπάνω, καθώς και τα αξιώματα που θέτει ο Saaty, ο Nauman (1998) συμπεραίνει ότι η AHP είναι μία μέθοδος αποσύνθεσης του προβλήματος σε μία ιεραρχία υπο-προβλημάτων, τα οποία μπορούν να κατανοηθούν και να αξιολογηθούν καλύτερα. Οι ποιοτικές εκτιμήσεις μετατρέπονται σε αριθμητικές τιμές και επεξεργάζονται έτσι ώστε να γίνει κατάταξη κάθε εναλλακτικής σε μία αριθμητική κλίμακα. Τα παραπάνω αποτελούν και τα πλεονεκτήματα της μεθόδου που συχνά υπερτερούν των κριτικών της, εξού και το εύρος των πολυκριτηρίων προβλημάτων όπου η AHP έχει βρει εφαρμογή (Γάλλιου, 2009).

Η διαδικασία για το μελετώμενο πρόβλημα εφαρμόστηκε ως εξής:

Διαμορφώθηκε ένας τετραγωνικός πίνακας όπου αξιολογούνται αρχικά τα τρία κριτήρια (Πίνακας 3x3), και ακολούθως οι επτά εναλλακτικές υπό τα τρία κριτήρια (τρεις Πίνακες 7x7). Οι ερωτώμενοι έδωσαν ένα σκορ σε κάθε κελί, για όλες τις πιθανές συγκρίσεις ζευγών δηλαδή, σύμφωνα με τις τιμές του Πίνακα 7.2.

Οι βαρύτητες όλων των στοιχείων υπολογίζονται ως προς κάθε κριτήριο με τη βοήθεια του ιδιοδιανύσματος λ (eigen vector) του (τετραγωνικού) πίνακα συγκρίσεων A – σύνθεσης των προηγούμενων με γραμμική άλγεβρα (Saaty, 1980):

$$A\hat{w} = \lambda_{max}\hat{w} \quad (7.3)$$

Όπου,

\hat{w} το ιδιοδιάνυσμα του διανύσματος βαρυτήτων (\vec{w}) του πίνακα A , που αντιστοιχεί στη μέγιστη (κύρια) ιδιοτιμή του, λ_{max} (principal eigen value)*.

Στη συνέχεια υπολογίστηκαν οι δείκτες συνοχής C.I. (consistency index) και ο δείκτης τυχαιότητας R.I. (random consistency index), όπως φαίνεται στη συνέχεια:

$$C.I. = (\lambda_{max} - n)/(n - 1) \quad (7.4)$$

* Υπολογίζεται το διάνυσμα προτεραιότητας (priority vector) κάθε κριτηρίου. Είναι ο λόγος του αθροίσματος κάθε γραμμής του πίνακα, προς το συνολικό άθροισμα των γραμμών του πίνακα. Ο αριθμός λ , δηλαδή το ιδιοδιάνυσμα (eigen vector), για κάθε κριτήριο, προκύπτει πολλαπλασιάζοντας το διάνυσμα προτεραιότητας με το άθροισμα κάθε στήλης του πίνακα βαθμολόγησης. Έπειτα βρέθηκε η κύρια ιδιοτιμή (principal eigen value) λ_{max} που ισούται με το άθροισμα των γινομένων του διανύσματος προτεραιότητας κάθε κριτηρίου με το αντίστοιχο άθροισμα κάθε στήλης του πίνακα.

όπου $n=3$ και άρα $R.I. = 0,58$, για αριθμό κριτηρίων ίσο με τρία. και $n=7$ και άρα $R.I. = 1,32$, για αριθμό εναλλακτικών ίσο με επτά, σύμφωνα με τον Πίνακα 7.3. Αυτή η διαδικασία επαναλήφθηκε για κάθε πίνακα βαθμολόγησης.

Πίνακας 7. 3. Οι τιμές του δείκτη τυχαιότητας R.I. (random consistency index), ανάλογα με τον αριθμό κριτηρίων.

n	RI
1	0,00
2	0,00
3	0,58
4	0,90
5	1,12
6	1,24
7	1,32
8	1,41
9	1,45
10	1,49
11	1,51
12	1,48
13	1,56
14	1,57
15	1,59

Οι παραπάνω δείκτες υπολογίσθηκαν για να ελεγχθεί ο βαθμός τυχαιότητας των απαντήσεων. Ο δείκτης συνοχής C.R. (consistency ratio) ο οποίος είναι ο λόγος του C.I./R.I. εκφράζει αυτή την τυχαιότητα, και για να είναι ικανοποιητικός θα πρέπει να είναι μικρότερος από 10% (Saaty, 1990). Αλλιώς τα ερωτηματολόγια συμπληρώνονται ξανά έως ότου ισχύσει η παραπάνω σχέση για τον δείκτη C.R.

Αφού ικανοποιηθεί το κριτήριο συνοχής, γίνεται κανονικοποίηση των επιδόσεων των εναλλακτικών ως προς κάθε κριτήριο (values) σε κλίμακα από το 1 έως το 10. Βρέθηκαν τα σχετικά βάρη για κάθε πίνακα κριτηρίων (w_j) και εναλλακτικών (a_{ij}) ως εξής: Πολλαπλασιάζονται τα αποτελέσματα των πινάκων βαθμολόγησης ανά γραμμή για το κάθε κριτήριο, και έπειτα υψώνονται εις την $1/n$, όπου n ο αριθμός των εναλλακτικών. Αθροίζονται οι τιμές που προέκυψαν και διαιρώντας τον κάθε αριθμό με το άθροισμα αυτό προκύπτουν τα σχετικά βάρη. Με τον ίδιο τρόπο για κάθε κριτήριο ξεχωριστά προκύπτουν 7 διαφορετικές τιμές που αντιστοιχούν στα σχετικά βάρη των εναλλακτικών (a_{ij}). Αυτά πολλαπλασιάστηκαν με το σχετικό βάρος του κάθε κριτηρίου (w_j).

Οι τελικές τιμές ιεράρχησης (priority values) είναι τα αθροίσματα των γινομένων κάθε a_{ij} με τα αντίστοιχα w_j , κάθε εναλλακτικής (Εξ. 7.5):

$$A_{AHP}^i = \sum_{j=1}^3 a_{ij} \cdot w_j \quad (7.5)$$

Η φθίνουσα σειρά των τιμών A_{AHP}^i κάθε εναλλακτικής i , είναι η σειρά ιεράρχησης της καταλληλότητας των εναλλακτικών.

7.6. Θεωρία Σχέσεων Υπεροχής - Η μέθοδος ELECTRE I (ELimination Et Choix Traduisant la REalité – ELimination and Choice Expressing REality)

Η οικογένεια μεθόδων ELECTRE (ELimination Et Choix Traduisant la Realité) αναπτύχθηκε από το Roy (1968, 1991, 1996) για την αντιμετώπιση πολυκριτήριων προβλημάτων απόφασης όπου οι εναλλακτικές επιλογές είναι διακριτές. Οι μέθοδοι της οικογένειας ELECTRE (Roy, 1991) αλλά και οι μέθοδοι της οικογένειας PROMETHEE (Brans and Mareschal, 2000), είναι οι πιο γνωστές μέθοδοι που βασίζονται στη θεωρία των σχέσεων υπεροχής. Οι δύο αυτές μέθοδοι σε διάφορες παραλλαγές τους, χρησιμοποιούνται για την αντιμετώπιση διαφόρων μορφών προβλημάτων που αφορούν την αξιολόγηση ενός πεπερασμένου συνόλου εναλλακτικών δραστηριοτήτων. Το 1968 αναπτύχθηκε η ELECTRE III από τον Roy για να την ακολουθήσουν αργότερα, το 1991 και 1996, μία σειρά παραλλαγών (II, III, IV, TRI, IS-Roy, 1991, Roy and Bouyssou, 1996). Όλες οι μέθοδοι βασίζονται στις ίδιες βασικές ιδέες αλλά διαφέρουν στη λειτουργία και ανάλογα με τον τύπο του προβλήματος. Το μεθοδολογικό πλαίσιο τους στηρίζεται σε συγκρίσεις μεταξύ των εναλλακτικών. Οι μέθοδοι σχέσεων υπεροχής επιτρέπουν τη γενική διάταξη των εναλλακτικών (κατάταξή τους σε κατηγορίες) ενώ παράλληλα επιτρέπουν ξεχωριστά ζεύγη εναλλακτικών να παραμείνουν μη συγκρίσιμα όταν δεν υπάρχουν επαρκείς πληροφορίες. Αυτό είναι και το σημείο που διαφοροποιεί τη μέθοδο από όσες αναλύθηκαν παραπάνω, ότι δηλαδή οι παραπάνω θεωρίες απαιτούν όλες οι επιλογές να είναι άμεσα συγκρίσιμες, ακόμη κι όταν τέτοιες συγκρίσεις είναι αμφισβητήσιμες λόγω έλλειψης κατάλληλων στοιχείων.

Το πρώτο στάδιο της διαδικασίας αφορά στην ανάπτυξη της σχέσης υπεροχής (outranking relation). Η σχέση υπεροχής είναι μια μαθηματική συνάρτηση που αναπαριστά τις προτιμήσεις των ληπτών απόφασης εκφρασμένες ως βαθμό επικράτησης της μιας εναλλακτικής έναντι της άλλης. Αυτό επιτυγχάνεται με την αντιστοίχιση αρχικών βαρών στα κριτήρια αποφάσεων και εν συνεχεία μεταβάλλοντας τα βάρη αυτά στα πλαίσια της ανάλυσης ευαισθησίας, εάν η ακριβή τους τιμή δεν είναι γνωστή (Σκόνδρας, 2015). Η σύγκριση μεταξύ των εναλλακτικών συνεχίζεται ανά ζεύγη αναφορικά με κάθε κριτήριο απόφασης και καθορίζει το βαθμό επικράτησης ή «υπεροχής» της μίας επιλογής έναντι της άλλης. Στο δεύτερο στάδιο η σχέση αυτή εφαρμόζεται ώστε να αξιολογηθούν οι εναλλακτικές υπό την επιθυμητή μορφή (κατάταξη, ταξινόμηση, επιλογή) και να εξαχθούν τα αποτελέσματα. Η ανάπτυξη των σχέσεων υπεροχής βασίζεται σε πληροφορίες που παρέχει ο ίδιος ο αποφασίζων, και κυρίως γίνεται:

- Με κατώφλια προτίμησης, αδιαφορίας και βέτο (preference, indifference, veto thresholds). Θέτονται δηλαδή τα κατώτατα και ανώτατα όρια στα οποία μπορεί να θεωρούνται αποδεκτές οι εναλλακτικές, ώστε οι συγκρίσεις να γίνουν σε αυτό το πλαίσιο, ή

- με βαρύτητες (σημαντικότητα) των κριτηρίων αξιολόγησης που δίνονται από τους ερωτώμενους, όπως έγινε και στην περίπτωση που εξετάζεται.

Ο συνδυασμός των πληροφοριών αυτών παρέχει τη δυνατότητα στον αναλυτή να εξετάσει την ύπαρξη επαρκούς συμφωνίας των κριτηρίων ώστε να θεωρηθεί ότι ισχύει ο ισχυρισμός «η εναλλακτική δραστηριότητα x είναι τουλάχιστον εξίσου καλή όσο και η y » εξετάζοντας παράλληλα και την ισχύ των ενδείξεων που πιθανόν να υπάρχουν κατά της ισχύος της πρότασης αυτής (ασυμφωνία). Το πλεονέκτημα αυτών των μεθόδων είναι η αντιμετώπιση των εναλλακτικών, μέσω μεταξύ τους συγκρίσεων. Έτσι επιτρέπεται η μοντελοποίηση και αντιμετώπιση περιπτώσεων όπου ενώ η εναλλακτική δραστηριότητα x προτιμάται ή είναι αδιάφορη της y η οποία με τη σειρά της προτιμάται/είναι αδιάφορη της z , τελικά η x δεν προτιμάται/δεν είναι αδιάφορη της z (Luce, 1956). Ακριβώς αυτή η ιδιότητα αποτελεί και την ειδοποιό διαφορά των σχέσεων υπεροχής από τις «μεταβατικές» σχέσεις που χρησιμοποιούν οι μέθοδοι χρησιμότητας (Παρασκευόπουλος, 2008).^{*} Αυτές τις περιπτώσεις καλύπτει η θεωρία των σχέσεων υπεροχής, εκτός βέβαια από την περίπτωση της μη συγκρισιμότητας, όταν δηλαδή οι εναλλακτικές δεν υπάγονται σε κοινά κριτήρια.

Απόρροια των παραπάνω, είναι η ELECTRE I να έχει εφαρμοστεί ευρέως σε διάφορα προβλήματα και να αποδεικνύεται ιδιαίτερα χρήσιμη όταν ένας μεγάλος αριθμός εναλλακτικών πρέπει να περιοριστεί ώστε να διευκολυνθεί η περαιτέρω λεπτομερής θεώρησή τους. Στα πλεονεκτήματα της ELECTRE σε σχέση με άλλες μεθόδους συγκαταλέγεται και το γεγονός ότι είναι κατ'ουσία μη – αντισταθμιστική, δηλαδή μία πολύ κακή επίδοση σε ένα κριτήριο δεν μπορεί να αντισταθμιστεί από πολύ καλά σκορ σε άλλα κριτήρια (Triantaphyllou et al., 1996). Ένα άλλο αρχικό στοιχείο είναι ότι τα μοντέλα ELECTRE επιτρέπουν την ασυμβατότητα. Η ασυμβατότητα, η οποία δεν πρέπει να συγχέεται με την αδιαφορία, συμβαίνει μεταξύ δυο εναλλακτικών x_i και x_j όταν δεν υπάρχει καθαρή απόδειξη ούτε υπέρ της x_i ούτε υπέρ της x_j (Roy, 1968). Η ELECTRE II είναι σχεδιασμένη για προβλήματα κατάταξης και προϋποθέτει να οριστούν δύο σχέσεις υπεροχής, αντί για μία. Ενώ η ELECTRE III (Roy, 1978), όπως αναφέρεται στο Buchanan et al. (1999), είναι μία σύνθετη μέθοδος σχέσεων υπεροχής που χρησιμοποιεί τρία διαφορετικά κατώφλια για να ενσωματώσει τις αβεβαιότητες οι οποίες είναι έμφυτες στις περισσότερες αξιολογήσεις επιδράσεων.

Στην παρούσα διατριβή χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος ELECTRE I, επειδή δουλεύει με δυαδικές σχέσεις (σύγκρισης) μεταξύ των εναλλακτικών, ως προς όλα τα κριτήρια (Rogers and Bruen, 1998). Σύμφωνα με τον Roy, στην ELECTRE I, η εναλλακτική x_i θεωρείται ότι ξεπερνάει τη x_j ($x_i S x_j$) αν ο αριθμός των ευνοϊκών κριτηρίων είναι

^{*} Αυτό μπορεί να γίνει εύκολα κατανοητό με το παράδειγμα του Luce για τον καφέ: Η διαφορά ενός ποτηριού καφέ με A γραμμάρια ζάχαρης και ενός με $A+0,01$ γραμμάρια ζάχαρης δεν είναι αισθητή, άρα υπάρχει αδιαφορία μεταξύ των δύο προτιμήσεων. Ομοίως, υπάρχει αδιαφορία και μεταξύ των $A+0,01$ και $A+0,02$ γραμμαρίων ζάχαρης, κ.ο.κ. Αν η σχέση αδιαφορίας είναι μεταβατική τότε συμπεραίνεται ότι υπάρχει αδιαφορία μεταξύ A και $A+0,02$ γραμμαρίων ζάχαρης, και συνεπώς μέσω μιας σειράς ανάλογων συλλογισμών μπορεί να εξαχθεί το συμπέρασμα ότι ισχύει η σχέση αδιαφορίας μεταξύ ενός ποτηριού καφέ με a γραμμάρια ζάχαρης και ενός ποτηριού καφέ το οποίο είναι γεμάτο ζάχαρη, το οποίο προφανώς δεν είναι αληθές.

μεγαλύτερος για τη x_i από ό,τι στη x_j , και δεν υπάρχει κάποια ισχυρή αντίθεση προς τη x_i . Το $x_i S x_j$ θα σήμαινε ότι το « x_i είναι τουλάχιστον εξίσου καλό με το x_j » ή «το x_i δεν είναι χειρότερο από το x_j ». Τότε, κάθε ζεύγος εναλλακτικών x_i και x_j εξετάζεται για να ελεγχθεί εάν ισχύει ο ισχυρισμός $x_i S x_j$ ή όχι. Αυτό οδηγεί σε μια από τις ακόλουθες 4 περιπτώσεις:

- $x_i S x_j$ και όχι ($x_j S x_i$)
- όχι ($x_i S x_j$) και $x_j S x_i$
- $x_i S x_j$ και $x_j S x_i$ (δηλαδή αδιαφορία)
- όχι $x_i S x_j$ και όχι $x_j S x_i$. (δηλαδή ασυμβατότητα)

Για να ελεγχθεί ποια σχέση υπεροχής ισχύει, κατασκευάζεται αρχικά ένας πίνακας συμφωνίας (concordance) c_j , ο οποίος συγκρίνει τους συνδυασμούς των εναλλακτικών λύσεων (ανά ζεύγη). Ακολουθεί η περιγραφή της διαδικασίας που εφαρμόστηκε. Η αρχή της συμφωνίας απαιτεί, ότι μια πλειοψηφία κριτηρίων, αφού υπολογιστεί η σχετική σημαντικότητά τους, είναι υπέρ του ισχυρισμού της αρχής της πλειοψηφίας. Η παράμετρος $c_j(a,b)$ παίρνει τιμές από το 0 έως το 1, με την τιμή 0 να υποδεικνύει ότι η εναλλακτική a είναι χειρότερη από την b για όλα τα κριτήρια, και την τιμή 1 να δείχνει ότι δεν υπάρχει κανένα κριτήριο για το οποίο η b είναι καλύτερη της a . Έτσι προκύπτει ο δείκτης συμφωνίας κάθε ζεύγους εναλλακτικών $C(a,b)$:

$$C(a,b) = \frac{1}{W} \sum_{j=1}^3 w_j \cdot c_j(a,b) \quad (7.6)$$

$$\text{Όπου } W = \sum_{i=1}^n w_i \quad (7.7)$$

Απαιτούμενα στοιχεία είναι τα βάρη των κριτηρίων j (w_j), για να ελεγχθεί η σχέση κάθε ζεύγους εναλλακτικών a, b .

Αντίστοιχα, προκύπτει και ο δείκτης ασυμφωνίας (discordance) $D(a,b)$ όπου στην ουσία αντιτίθεται στον πίνακα αντιστοιχίας, με την έννοια ότι αντιτίθεται στην υπεροχή μιας εναλλακτικής έναντι των άλλων (Alamanos et al., 2018b). Η αρχή της ασυμφωνίας απαιτεί μέσα στη μειοψηφία των κριτηρίων που δεν υποστηρίζουν τον ισχυρισμό, να μην είναι κανένα από αυτά ισχυρά εναντίον του ισχυρισμού (σύμφωνα με την αρχή του σεβασμού των μειοψηφιών).

Αποκλεισμός (outranking) κάποιας εναλλακτικής γίνεται εάν οι άλλες έχουν ισχυρή υπεροχή στα κριτήρια (Hwang et al., 1993). Έτσι, το θέμα που εμφανίζεται αμέσως είναι το ποια τιμή μπορεί να θεωρηθεί αρκετά μεγαλύτερη ώστε να δικαιολογηθεί η υπεροχή μιας εναλλακτικής έναντι μιας άλλης. Η απάντηση δίνεται από την έννοια του κατωφλίου (threshold), ή των βαρυτήτων που ορίζονται από τον αποφασίζοντα, όπως προαναφέρθηκε. Έτσι, αν μια εναλλακτική πάρει τιμές πάνω από το ανώτατο κατώφλι, τότε υπερέχει. Αν πάρει τιμές κάτω από το κατώτατο όριο, της «επιτρέπεται» να αποκλειστεί. Ουσιαστικά με τη χρήση των κατωφλίων δημιουργείται ουσιαστικά η ζητούμενη σχέση υπεροχής « S ». Με τον τρόπο αυτό ο αποφασίζων αποδέχεται αυτή την υπεροχή ή αδυναμία στις συγκρίσεις που πραγματοποιούνται, και επομένως τον αποκλεισμό εναλλακτικών (Roy, 1978).

Η αξιοπιστία των υποθέσεων υπεροχής που διαμορφώθηκαν φαίνεται στον Πίνακα Αξιοπιστίας (Credibility matrix) $S_j(a,b)$. Αν ο δείκτης συμφωνίας είναι μεγαλύτερος ή ίσος με το δείκτη ασυμφωνίας για κάθε κριτήριο, τότε ο βαθμός αξιοπιστίας (degree of credibility) ισούται με το δείκτη συμφωνίας. Διαφορετικά, ο δείκτης συμφωνίας μειώνεται, ανάλογα με τη σημαντικότητα των ασυμφωνιών αυτών, σύμφωνα με τη σχέση (7.8):

$$S_j(a,b) = \begin{cases} C(a,b), & \text{αν } D_j(a,b) \leq C(a,b) \quad \forall j \\ C(a,b) \cdot \pi_{i \in j(a,b)} \cdot \frac{1-D_j(a,b)}{1-C(a,b)}, & \text{διαφορετικά} \end{cases} \quad (7.8)$$

Όπου $\pi(a,b)$ είναι το σέτ των κριτηρίων για τα οποία $D_j(a,b) > C_j(a,b)$.

Η παραπάνω διαδικασία εφαρμόστηκε και στο μελετώμενο πρόβλημα, πραγματοποιώντας όλες τις πιθανές συγκρίσεις μεταξύ όλων των ζευγών εναλλακτικών ως προς τα τρία κριτήρια, και εξήχθησαν οι επιδόσεις της κάθε σύγκρισης των εναλλακτικών. Οι τελικές σχέσεις υπεροχής προκύπτουν σε σύστημα $[1, 0]$ = [υπεροχή, αποκλεισμός], και έτσι φαίνεται ποια είναι η καταλληλότερη λύση (ποια «υπερίσχυσε»).

7.7. Θεωρία Ταξινόμησης – Μέθοδος TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution)

Ένα από τα πλεονεκτήματα της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης σε σχέση με τη βελτιστοποίηση, είναι η δυνατότητα κατάταξης των εναλλακτικών λύσεων. Η κατάταξη αυτή γίνεται με βάση την αξία των χαρακτηριστικών γνωρισμάτων των εναλλακτικών ως προς τα ήδη καθορισμένα πρότυπα που έχουν τεθεί. Στη θεωρία ταξινόμησης, τέτοια πρότυπα μπορεί να θεωρηθούν κάποιες ιδεατές εναλλακτικές για παράδειγμα, όπου αντικατοπτρίζουν τις βέλτιστες λύσεις του προβλήματος (Jonoski and Seid, 2016). Η ταξινόμηση μπορεί να πραγματοποιηθεί είτε συγκρίνοντας τις εναλλακτικές μεταξύ τους είτε συγκρίνοντάς τις με τις προκαθορισμένες βέλτιστες λύσεις (Hyde, 2006). Η αξιολόγηση των εναλλακτικών οδηγεί σε κατάταξή τους σε κατηγορίες οι οποίες συνιστούν (ή όχι) αποδεκτές λύσεις (Sage, 2007b).

Η βιβλιογραφία αναφέρει τρεις όρους – τύπους ταξινόμησης: sorting, classification και discrimination, δηλαδή στη διατεταγμένη ταξινόμηση, την κατηγοριοποίηση και τη διάκριση (Δούμπος και Ζοπουνίδης, 2001; Sage, 2007a). Συνηθέστερα, τα προβλήματα της MCA ασχολούνται με τη διατεταγμένη ταξινόμηση, στην οποία η κατάταξη των εναλλακτικών γίνεται σε σχετικές κατηγορίες (αντί για ονομαστικές κατηγορίες κοινών χαρακτηριστικών). Οι ερευνητικές προσεγγίσεις του προβλήματος της ταξινόμησης διακρίνονται σε τρεις βασικές κατηγορίες: α) σε κλασικές στατιστικές και οικονομετρικές μεθόδους (Fisher, 1936; Smith, 1947; McFadden and Manski, 1980). β) σε μη-παραμετρικές μεθόδους που βρίσκουν εφαρμογή όταν οι στατιστικές μέθοδοι δεν ικανοποιούν τις απαιτήσεις του προβλήματος ταξινόμησης (π.χ. νευρωνικά δίκτυα, μηχανική εκμάθηση, ασαφής λογική και τα προσεγγιστικά σύνολα (rough set theory)) (Heil, 2006), και γ) άμεση και έμμεση θεώρηση του προβλήματος της ταξινόμησης

σύμφωνα με την πολυκριτηρική ανάλυση, και τις βαρύτητες που δίνει ο λήπτης της απόφασης.

Η μέθοδος TOPSIS αναπτύχθηκε από τους Hwang και Yoon (1981), πάνω στη θεωρία της ταξινόμησης της MCA, ως μία εναλλακτική των μεθόδων ELECTRE. Πρόκειται για μια απλή, κατανοητή και εύχρηστη μέθοδο. Οι εναλλακτικές κατατάσσονται σε σειρά καταλληλότητας, ανάλογα με το πόσο κοντά βρίσκονται στην ιδεατή λύση του προβλήματος (Yoon, 1987). Σύμφωνα με τους Kim et al. (1997) και τις παρατηρήσεις των Shih et al. (2007), η μέθοδος παρουσιάζει τρία βασικά πλεονεκτήματα, τα οποία την καθιστούν ως μία από τις κυριότερες τεχνικές MCA:

- Μαθηματική λογική που αντιπροσωπεύει το σκεπτικό της ανθρώπινης επιλογής.
- Χρήση κλιμακωτών τιμών που αντιπροσωπεύουν ταυτόχρονα τις καλύτερες και τις χειρότερες εναλλακτικές λύσεις.
- Απλή διαδικασία υπολογισμού που μπορεί εύκολα να προγραμματιστεί σε ένα υπολογιστικό φύλλο.

Στην πραγματικότητα η TOPSIS είναι μια μέθοδος που κατά μέρος στηρίζεται και στη θεωρία χρησιμότητας, αφού συγκρίνει άμεσα κάθε εναλλακτική ανάλογα με τις επιδόσεις της και τις βαρύτητες (Cheng et al., 2007). Επιπλέον, σύμφωνα με τη σύγκριση που προσομοίωσαν οι Zanakis et al. (1998), η TOPSIS είχε τις λιγότερες αναστροφές κατάταξης (rank reversals) από τις οχτώ μεθόδους της κατηγορίας της.

Έτσι, η μέθοδος επιλέγεται και στην παρούσα εργασία για την επίλυση του προβλήματος που εξετάζεται. Τα τρία βασικά της στάδια, όπως εφαρμόστηκαν και στο μελετώμενο πρόβλημα, είναι τα εξής (Yoon, 1987):

1. Υπολογίζεται για ένα συγκεκριμένο πρόβλημα η ιδανική λύση. Η τιμή αυτή είναι γνωστή, αφού καθορίζεται από την καλύτερη βαθμολογία για κάθε κριτήριο σε σχέση με τη θεωρητικά μεγιστοποιημένη ή την ελαχιστοποιημένη τιμή της (Triantaphyllou et al., 1996). Αυτό σημαίνει, ότι σε ένα κριτήριο που απαιτεί μεγιστοποίηση (π.χ. κέρδος), το καλύτερο αποτέλεσμα είναι το μεγαλύτερο. Εάν το κριτήριο απαιτεί ελαχιστοποίηση (π.χ. κόστος νερού), το καλύτερο αποτέλεσμα θα είναι το μικρότερο. Η βέλτιστη αυτή λύση συμβολίζεται με $(A)^+$. Υπολογίζεται στη συνέχεια η χειρότερη λύση. Ομοίως καθορίζεται από το χειρότερο σκορ κάθε κριτηρίου όσον αφορά τη μεγιστοποίηση και την ελαχιστοποίηση. Σε ένα κριτήριο που απαιτεί μεγιστοποίηση, το χειρότερο σκορ είναι το μικρότερο. Αν το κριτήριο απαιτεί ελαχιστοποίηση, το χειρότερο σκορ είναι το μεγαλύτερο. Η χειρότερη λύση σε κάθε περίπτωση συμβολίζεται με $(A)^-$.
2. Για κάθε εναλλακτική λύση ξεχωριστά ακολουθείται η εξής διαδικασία: Υπολογίζεται η διαφορά μεταξύ της βαθμολογίας του κάθε κριτηρίου και της καλύτερης τιμής για το κριτήριο αυτό, δηλαδή τα $(A)^+$, και έπειτα οι διαφορές αυτές υψώνονται στο τετράγωνο. Στη συνέχεια προστίθενται όλες αυτές οι τιμές και εξάγεται η τετραγωνική ρίζα αυτού του αθροίσματος. Έτσι υπολογίζεται η Ευκλείδεια Μετρική $(R)^+$ για κάθε εναλλακτική λύση:

$$(R)^+ = \sqrt{((A)^+ - (C1))^2 + ((A)^+ - (C2))^2 + ((A)^+ - (C3))^2} \quad (7.9)$$

Ομοίως επαναλαμβάνεται η ίδια διαδικασία, αλλά τώρα εξετάζονται οι αποστάσεις από τις χειρότερες τιμές $(A)^-$. Ως τελικό αποτέλεσμα θα υπάρξει ένας πίνακας του οποίου οι στήλες θα είναι οι εναλλακτικές και οι γραμμές είναι οι καλύτερες $(R)^+$ και οι χειρότερες αποστάσεις $(R)^-$ (Nauman, 1998).

- Υπολογίζεται ο δείκτης εγγύτητας Cl.I. (closeness index) χρησιμοποιώντας τον ακόλουθο τύπο για κάθε μια εναλλακτική λύση:

$$Cl.I. = \frac{(R)^-}{(R)^+ + (R)^-} \quad (7.10)$$

Έτσι η εναλλακτική για την οποία το Cl.I. θα έχει την μεγαλύτερη τιμή, θα είναι και η καταλληλότερη λύση. Ακολουθούν οι υπόλοιπες εναλλακτικές κατά φθίνουσα σειρά (καταλληλότητας) του δείκτη Cl.I.

7.8. Αποτελέσματα

Το μοντέλο Πολυκριτηριακής Ανάλυσης που αναπτύχθηκε, κάνει χρήση των τεσσάρων τεχνικών που αναλύθηκαν παραπάνω. Ο επόμενος πίνακας παρουσιάζει συνοπτικά το θεωρητικό υπόβαθρο, τον τρόπο που αποδίδονται οι βαρύτητες και τον τρόπο εφαρμογής κάθε μεθόδου, για το παρόν πρόβλημα.

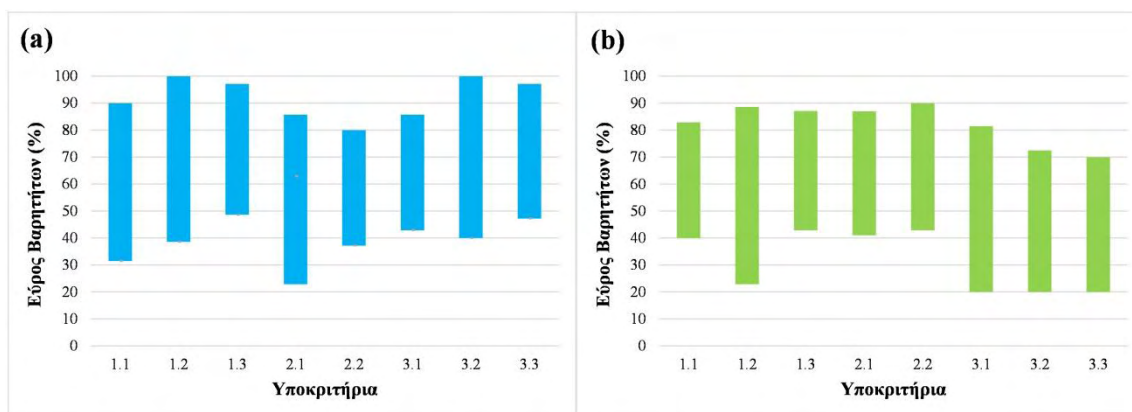
Πίνακας 7. 4. Τα χαρακτηριστικά και η περιγραφή κάθε μεθόδου (Alamanos et al., 2018b).

Μέθοδος	Θεωρία	Βαρύτητες	Περιγραφή
MCA			
MAUT	Χρησιμότητας	Οι εναλλακτικές αξιολογούνται για κάθε υπο-κριτήριο.	Οι εναλλακτικές λύσεις κατατάσσονται ανάλογα με το άθροισμα των γινομένων των επιδόσεων των εναλλακτικών λύσεων προς τα αντίστοιχα βάρη.
AHP	Ιεράρχησης	Συγκρίνεται κάθε ζεύγος κριτηρίων, και στη συνέχεια κάθε ζεύγος εναλλακτικών, υπό κάθε κριτήριο.	Με γραμμική άλγεβρα εξάγονται οι συνολικές βαθμολογίες για κάθε εναλλακτική λύση. Οι εναλλακτικές λύσεις κατατάσσονται κατά φθίνουσα σειρά των τιμών προτεραιότητας που προκύπτουν, δηλαδή κατά σειρά καταλληλότητας.
ELECTRE I	Σχέσεων αποκλεισμού	Σκορ σημαντικότητας για κάθε κριτήριο	Διαμορφώνονται σχέσεις αποκλεισμού για να αντικατοπτρίσουν τις προτιμήσεις των ερωτηθέντων, μέσω συγκρίσεων ζευγών μεταξύ των εναλλακτικών.
TOPSIS	Ταξινόμησης	Σκορ σημαντικότητας για κάθε κριτήριο	Οι εναλλακτικές κατατάσσονται μεταξύ της καλύτερης και της χειρότερης λύσης, με βάση τις αποστάσεις των αντίστοιχων επιδόσεών τους. Ο δείκτης εγγύτητας εκφράζει την ομοιότητα κάθε εναλλακτικής με τη βέλτιστη λύση.

Τα αποτελέσματα δίνονται στη συνέχεια για κάθε μέθοδο, και συνολικά.

7.8.1. Αποτελέσματα από τη μέθοδο MAUT

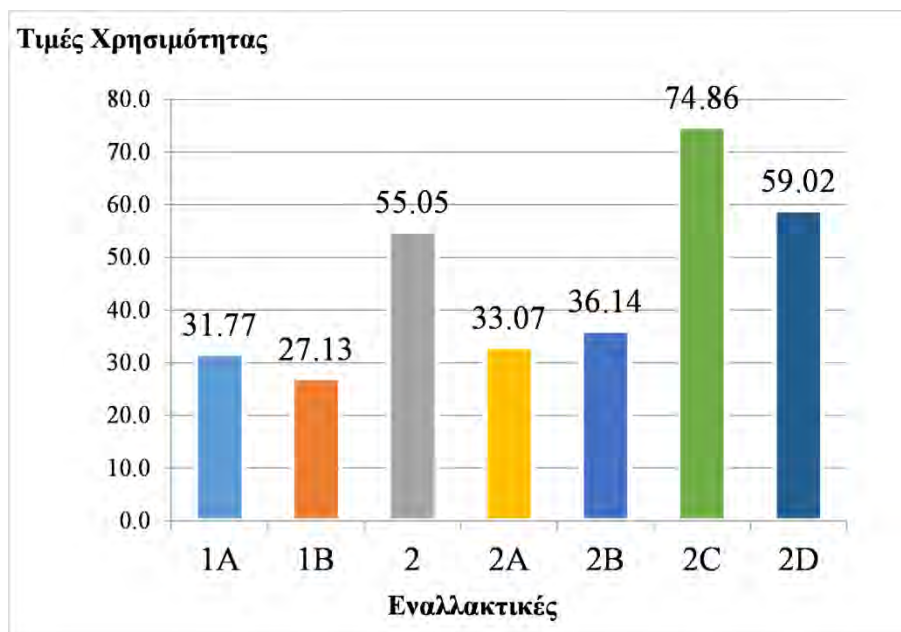
Για τις ανάγκες της μεθόδου MAUT, το δείγμα κλήθηκε να συμπληρώσει βαρύτητες για κάθε υποκριτήριο, όπως αναλύθηκαν παραπάνω (υποκριτήρια 1.1, 1.2, 1.3, 2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 3.3). Από την επεξεργασία αυτών των δεδομένων, παρατηρήθηκε ότι η ομάδα των ειδικών θεώρησε τα «περιβαλλοντικά» υποκριτήρια πιο σημαντικά, σε αντίθεση με τους ιθύνοντες, οι οποίοι έδειξαν προτίμηση στα «οικονομικά» υποκριτήρια (Σχ. 7.2). Οι ιθύνοντες θεωρούν ότι και το υδατικό ισοζύγιο είναι σημαντικό, αλλά με μεγαλύτερο εύρος βαρυτήτων (δηλαδή μεγαλύτερη ασυμφωνία), ενώ οι έννοιες του πλήρους κόστους νερού είναι ακόμα λιγότερο κατανοητές.



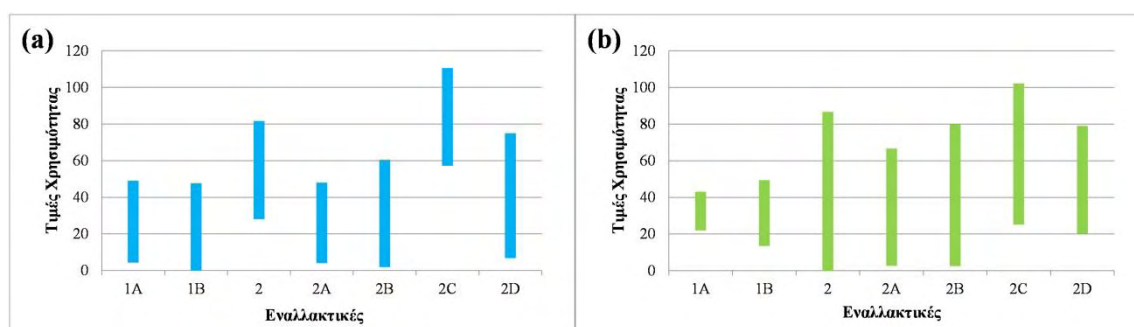
Σχήμα 7. 2. Ποσοστιαία εύρη βαρυτήτων κάθε υποκριτηρίου: α) από την ομάδα των ειδικών και β) από τους ιθύνοντες.

Τα παραπάνω διαγράμματα δείχνουν επίσης και τη συμφωνία (ή ασυμφωνία) των ερωτώμενων στις απαντήσεις τους για το κάθε υποκριτήριο, δηλαδή τη συνοχή των δύο δειγμάτων. Δηλαδή, ένα μηδενικό εύρος θα σήμαινε θεωρητικά πλήρη συμφωνία, και αντίστροφα, τα μεγάλα εύρη υποδεικνύουν διάσταση απόψεων.

Με βάση τα παραπάνω, οι επιδόσεις των εναλλακτικών αξιολογήθηκαν ως προς κάθε κριτήριο, δίνοντας τελικά τα ακόλουθα αποτελέσματα, όπως παρουσιάζονται συνολικά (Σχ. 7.3), αλλά και για κάθε ομάδα του δείγματος (Σχ. 7.4).



Σχήμα 7. 3. Συνολικά αποτελέσματα της μεθόδου MAUT.



Σχήμα 7. 4. Τα εύρη των τιμών χρησιμότητας (utility values) των εναλλακτικών, που προέκυψαν από α) την ομάδα των ειδικών και β) την ομάδα των ιθυνόντων.

Η κατανομή των αποτελεσμάτων είναι παρόμοια και στα δύο δείγματα. Η εναλλακτική 2C φαίνεται να θεωρείται καταλληλότερη, ακολουθούμενη από την εναλλακτική 2D και τη 2. Οι προτιμήσεις των υπόλοιπων εναλλακτικών είναι αρκετά κοντά, με τις 2B και 2A να έχουν ένα μικρό προβάδισμα, ενώ τελευταίες έρχονται οι 1a και 1b. Τα αποτελέσματα δείχνουν τη συνολική κατανόηση της ανάγκης για λειτουργία του νέου ταμιευτήρα, μείωση των απωλειών, και αποδοτικότερη άρδευση.

7.8.2. Αποτελέσματα από τη μέθοδο AHP

Τα αποτελέσματα της διαδικασίας φαίνονται σταδιακά για τις δύο ομάδες δειγμάτων στη συνέχεια. Αρχικά, παρουσιάζονται οι βαρύτητες που δόθηκαν στα κύρια κριτήρια, έπειτα στις εναλλακτικές για κάθε κριτήριο και τέλος οι τελικές τιμές ιεράρχησης, καθώς και τα εύρη τους για κάθε ομάδα.

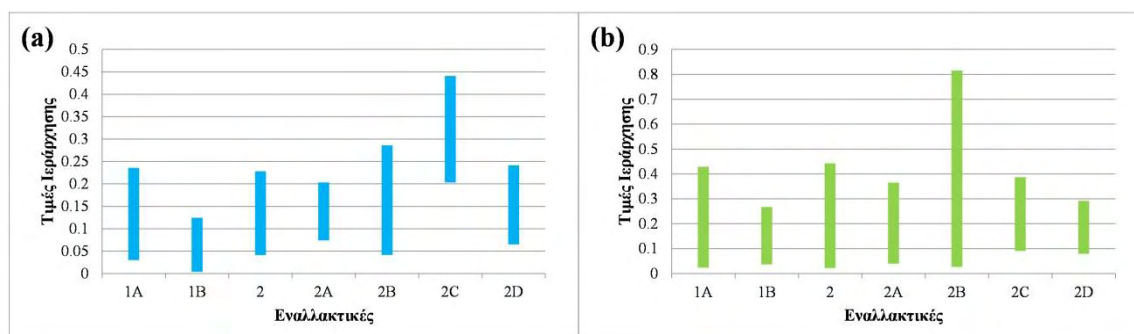
Πίνακας 7. 5. Οι βαρύτητες των κυρίων κριτηρίων για τις δύο ομάδες του δείγματος.

	Βαρύτητες ομάδας ειδικών	Βαρύτητες ομάδας ιθυνόντων
Κριτήριο 1	0,63	0,52
Κριτήριο 2	0,19	0,37
Κριτήριο 3	0,18	0,11

Πίνακας 7. 6. Οι βαρύτητες σημαντικότητας των κυρίων κριτηρίων για τις δύο ομάδες του δείγματος.

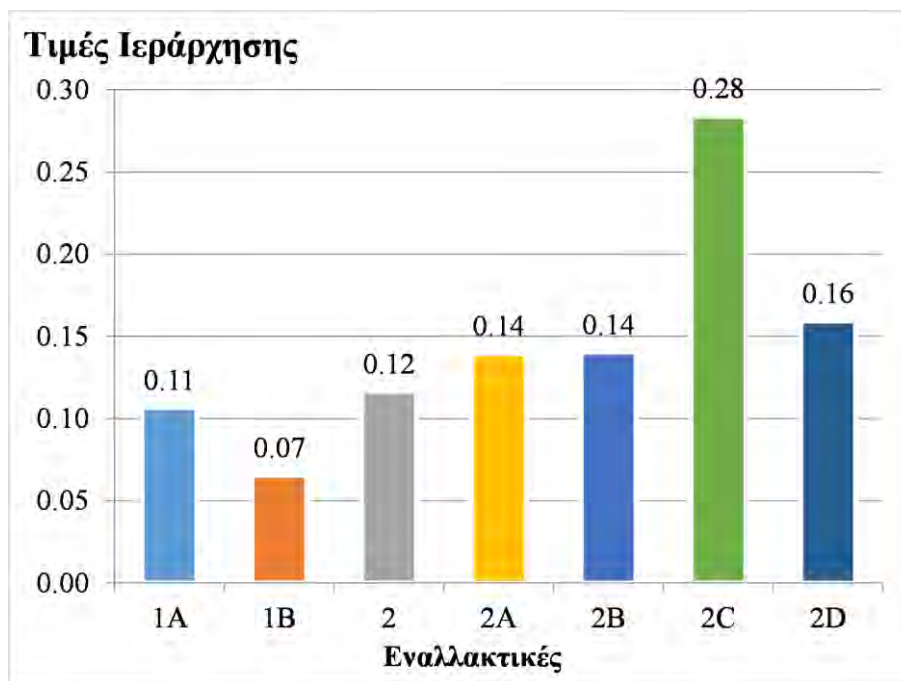
	Βαρύτητες ομάδας ειδικών			Βαρύτητες ομάδας ιθυνόντων		
Εναλλακτικές	Κριτ. 1	Κριτ. 2	Κριτ. 3	Κριτ. 1	Κριτ. 2	Κριτ. 3
1A	0,065	0,118	0,031	0,080	0,127	0,110
1B	0,022	0,206	0,023	0,035	0,060	0,036
2	0,055	0,117	0,065	0,081	0,074	0,058
2A	0,098	0,028	0,197	0,179	0,148	0,140
2B	0,145	0,027	0,148	0,208	0,151	0,196
2C	0,386	0,159	0,315	0,293	0,251	0,258
2D	0,229	0,343	0,220	0,129	0,187	0,201

Οι τιμές συνοχής C.I. κυμάνθηκαν μεταξύ 4-10% για τους ειδικούς και μεταξύ 7,5-10% για τους ιθύνοντες. Αναφορικά με τις συνολικές βαρύτητες των εναλλακτικών, η ομάδα των ειδικών έδωσε μικρότερα εύρη από τα αντίστοιχα των ιθυνόντων. Η ομάδα των ειδικών ιθυνόντων έδειξε ελαφρώς μεγαλύτερη ασυμφωνία στις τιμές προτεραιότητας των εναλλακτικών 2 και 1A, αλλά κυρίως για τη 2B. Η εναλλακτική 2B είχε μεγαλύτερο εύρος, καθώς μερικοί ερωτώμενοι (κυρίως από την ομάδα των ιθυνόντων) τη θεώρησαν ως ένα πολύ οικονομικά συμφέρον μέτρο μακροπρόθεσμα (Alamanos et al., 2018b).



Σχήμα 7. 5. Εύρη βαρυτήτων εναλλακτικών: α) από την ομάδα των ειδικών και β) από του ιθύνοντες.

Η σειρά ιεράρχησης παρουσιάζει διαφορές μεταξύ των δύο ομάδων, οι οποίες εξηγούνται από τα ποσοστά με τα οποία επικράτησε η κάθε εναλλακτική για κάθε ερωτώμενο. Όπως δείχνει το Σχήμα 7.5, στην ομάδα των ειδικών, όσες φορές επικρατούσε η 2C συγκέντρωνε μέσο σκορ 35%. Στην ομάδα των ιθυνόντων, κάθε φορά που επικρατούσε η 2C συγκέντρωνε μικρότερα σκορ, σε αντίθεση με τα υψηλότερα σκορ των εναλλακτικών 2D, 2B και 2A. Γενικά παρατηρείται ότι τα αποτελέσματα των ιθυνόντων ήταν πιο «μονοδιάστατα», αφού η εναλλακτική που επικρατούσε στον κάθε ένα τους, κάθε φορά συγκέντρωνε πολύ υψηλότερα σκορ, από ό,τι στους ειδικούς (Alamanos et al., 2018b).

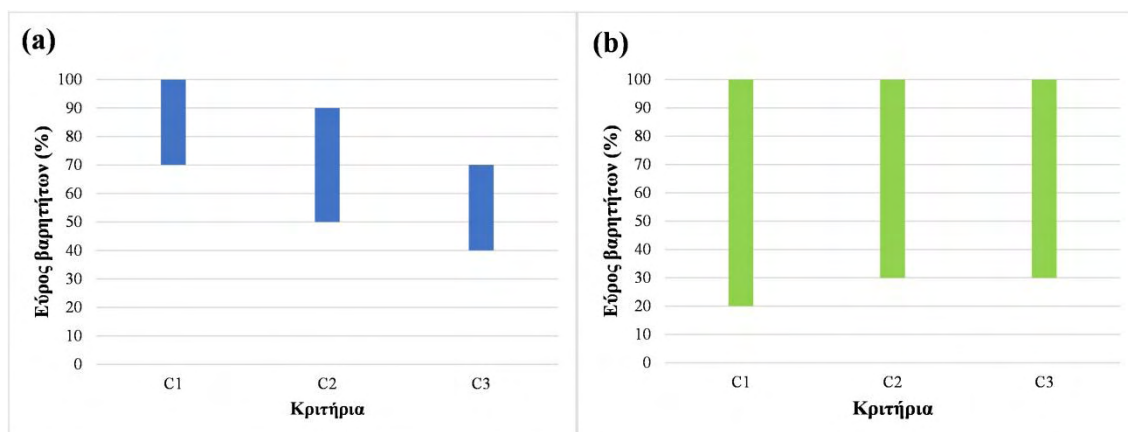


Σχήμα 7. 6. Συνολικά αποτελέσματα της μεθόδου AHP.

7.8.3. Αποτελέσματα από τη μέθοδο ELECTRE I

Όπως προαναφέρθηκε στη θεωρητική περιγραφή της μεθόδου, η ELECTRE δε δίνει τιμές για την αξιολόγηση των πολιτικών. Το αποτέλεσμα της διαδικασίας δείχνει μόνο ποια εναλλακτική επικράτησε μέσα από μία σειρά συγκρίσεων ζευγών. Τα αποτελέσματα και των δύο ομάδων του δείγματος, όπως και τα συνολικά αποτελέσματα, συμφωνούν στο ότι το Σενάριο 2C θα είναι το πιο συμφέρον για εφαρμογή στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας (αποκλείει δηλαδή τις υπόλοιπες με ποσοστό 100%).

Ένα ενδιαφέρον στατιστικό της μεθόδου είναι το εύρος των βαρυτήτων που δόθηκαν στο κάθε κριτήριο. Αυτή η βαθμολόγηση ήταν κοινό στάδιο των ερωτηματολογίων για τις μεθόδους ELECTRE και TOPSIS, επομένως το επόμενο διάγραμμα είναι αντιπροσωπευτικό και για τη μέθοδο TOPSIS. Όπως εξηγήθηκε και στη μέθοδο MAUT, η μελέτη του εύρους των βαρυτήτων μπορεί να δώσει χρήσιμα συμπεράσματα για τη σημασία, τις προτιμήσεις μεταξύ των κριτηρίων, και τη συμφωνία ανάμεσα στους ερωτώμενους της ίδιας ομάδας.



Σχήμα 7. 7. Τα εύρη των βαρυτήτων που έδωσαν στα κριτήρια α) οι ειδικοί και β) οι ιθύνοντες.

Οι ειδικοί έδωσαν ένα σχεδόν σταθερό εύρος στις απαντήσεις τους, και υπήρξε μια γενική συμφωνία μεταξύ τους. Έδειξαν σταθερή προτίμηση στο 1^ο κριτήριο, άρα υποστηρίζουν με βεβαιότητα ότι η βελτίωση του υδατικού ισοζυγίου θα πρέπει να αποτελέσει διαχειριστική προτεραιότητα. Επακόλουθο αυτού είναι ότι θα επιτευχθεί και χαμηλότερο κόστος νερού, επομένως έθεσαν ως δεύτερη προτεραιότητα την επίτευξη υψηλότερων κερδών. Το σκεπτικό αυτό δείχνει επίσης και συμφωνία ως προς την εννοιολογική αντίληψη των κριτηρίων του προβλήματος. Οι ιθύνοντες δε μπορούν να χαρακτηριστούν από την ίδια ομοφωνία στις βαρύτητές τους, πάντως οι περισσότεροι από αυτούς θεωρούν το κριτήριο του καθαρού κέρδους ως το σημαντικότερο παράγοντα.

7.8.4. Αποτελέσματα από τη μέθοδο TOPSIS

Η διαδικασία της μεθόδου εφαρμόστηκε όπως αναλύθηκε παραπάνω, και στη συνέχεια παρουσιάζονται σταδιακά τα αποτελέσματα. Αρχικά φαίνεται ο υπολογισμός των βέλτιστων και χειρότερων λύσεων $(A)^+$ και $(A)^-$ για τα υπο-κριτήρια που εξετάστηκαν.

Πίνακας 7. 7. Πίνακας στάθμισης βαρυτήτων για το σύνολο του δείγματος.

Υπο-κριτήρια	Εναλλακτικές							Βέλτιστη λύση $(A)^+$	Δράση (μεγ. ή ελαχ.)	Χειρότερη λύση $(A)^-$
	1A	1B	2	2A	2B	2C	2D			
1.1	0,102	-0,010	-0,022	-0,003	-0,014	0,102	-0,010	0,102	max	-0,022
1.2	-0,027	-0,031	-0,023	-0,021	-0,022	-0,018	-0,021	-0,018	max	-0,031
1.3	0,000	0,000	0,020	0,023	0,020	0,027	0,023	0,027	max	0,000
2.1	0,014	0,014	0,021	0,019	0,020	0,021	0,021	0,021	max	0,014
2.2	0,016	0,016	0,017	0,015	0,016	0,017	0,017	0,015	min	0,017
3.1	0,008	0,022	0,012	0,012	0,012	0,009	0,020	0,008	min	0,022
3.2	0,023	0,025	0,018	0,016	0,016	0,014	0,017	0,014	min	0,025
3.3	0,015	0,015	0,016	0,014	0,018	0,020	0,015	0,014	min	0,020

Στη συνέχεια υπολογίζονται οι αποστάσεις (Ευκλείδειες Μετρικές) R^+ και R^- για κάθε εναλλακτική, βάση των οποίων εξάγονται οι τελικοί δείκτες εγγύτητας $CI.I$.

Πίνακας 7. 8. Δείκτες εγγύτητας και τελικά αποτελέσματα για το σύνολο του δείγματος.

Εγγύτητες	Εναλλακτικές						
	1A	1B	2	2A	2B	2C	2D
Απόσταση εναλλακτικής από ιδανικό (R) ⁺	0,031	0,117	0,124	0,105	0,116	0,006	0,113
Απόσταση εναλλακτικής από χειρίστο (R) ⁻	0,125	0,013	0,026	0,035	0,027	0,129	0,030
Αποτελέσματα (C.I.I.)	0,802	0,098	0,171	0,250	0,192	0,955	0,212

Σε αυτή τη μέθοδο τα αποτελέσματα των δύο ομάδων δειγμάτων είναι σχεδόν όμοια, και η ταξινόμηση των εναλλακτικών είναι ίδια, για αυτό και παρουσιάστηκαν για το σύνολο του δείγματος. Είναι κοινώς αποδεκτό ότι το Σενάριο 2C είναι πιο κοντά στη βέλτιστη κατάσταση (λύση) (=1) και το Σενάριο 1B είναι πιο κοντά στη χειρότερη λύση (=0). Στη δεύτερη θέση βρίσκεται το Σενάριο 1A, δείχνοντας έτσι τη βελτίωση που μπορεί να επιτευχθεί στο σύστημα, απλώς μειώνοντας τις απώλειες. Ακολουθούν με τη σειρά οι εναλλακτικές 2A, 2D, 2B και 2. Άρα, η εγγύτητα της κάθε εναλλακτικής από τις προκαθορισμένες βέλτιστες και χειρότερες λύσεις, είναι κοινώς αποδεκτή.

Ενδιαφέρον παρουσιάζουν τα αποτελέσματα αν επαναληφθούν για κάθε ερωτώμενο. Τα εύρη των αποτελεσμάτων που προκύπτουν από το σύνολο του δείγματος (60 «τρεξίματα») είναι μικρά, ενδεικτικά της χαμηλής αβεβαιότητας της μεθόδου. Για παράδειγμα ο δείκτης εγγύτητας (Closeness Index) για την εναλλακτική 1A έχει εύρος 0.486, για τη 2 έχει 6.357, για τη 2A έχει 4.558, για τη 2B έχει 5.634, για τη 2D έχει 3.189, ενώ για τις 2C και 1B έχει 0. Επομένως είναι «ομόφωνη» η απόφαση για το πόσο πλησιάζει η κάθε εναλλακτική τις προκαθορισμένες ιδανικές και χειρίστες λύσεις-καταστάσεις του προβλήματος.

Πίνακας 7. 9. Μέση εγγύτητα κάθε εναλλακτικής από τη θεωρούμενη ιδανική λύση του προβλήματος, όπως προέκυψε από το σύνολο των 60 αποτελεσμάτων της μεθόδου TOPSIS.

Εναλλακτικές	Ομάδα ειδικών	Ομάδα ιθυνόντων	Σύνολο
1A	54.055	54.087	54.072
1B	3.795	4.590	4.192
2	35.128	36.499	35.837
2A	50.926	52.083	51.524
2B	41.999	43.286	42.665
2C	96.205	95.410	95.807
2D	47.247	47.896	47.583

Το Σενάριο 2C οφείλει την πρώτη θέση στον αντίκτυπο της μείωσης απωλειών κυρίως, και δευτερευόντως της λειτουργίας του ταμιευτήρα. Η μείωση απωλειών, όπως φαίνεται και στα αποτελέσματα του υδατικού ισοζυγίου επιτυγχάνει αρκετά μεγάλη βελτίωση. Αυτή η βελτίωση όμως είναι βραχυπρόθεσμη, ενώ η λειτουργία του ταμιευτήρα θα έχει μακροπρόθεσμες ωφέλειες στο ισοζύγιο και τον εμπλουτισμό του υδροφορέα.

Τα υψηλά περιβαλλοντικά οφέλη του Σεναρίου 2 δε μπορούν να αντικατοπτριστούν από τα αποτελέσματα της TOPSIS, συγκριτικά με το Σενάριο 1Α. Για να ξεπεραστούν κάποιες αδυναμίες στη μοντελοποίηση ή στον καθορισμό των ρυθμίσεων του μοντέλου, όπως στην προκειμένη περίπτωση, απαιτείται βαθύτερη γνώση και κατανόηση του προσομοιωμένου προβλήματος. Έτσι, γίνεται ξεκάθαρο ότι οι βέλτιστες λύσεις και άρα τα αποτελέσματα της μεθόδου αναφέρονται στην υφιστάμενη κατάσταση, όπου η μείωση των απωλειών, ακόμα και μόνη της μπορεί να βελτιώσει κατά πολύ την κατάσταση της περιοχής, ενώ για μια πιο μακροπρόθεσμη εκτίμηση θα πρέπει το πρόβλημα να προσεγγιστεί και «ποιοτικά» με βάση τις εκτιμήσεις των εμπλεκομένων (Alamanos et al., 2018b).

7.8.5. Συνολικά αποτελέσματα

Η κατάταξη των διαχειριστικών στρατηγικών που εξετάστηκαν, όπως προέκυψε από κάθε τεχνική Πολυκριτηριακής Ανάλυσης είναι παρόμοια στις δύο ομάδες του δείγματος, δείχνοντας έτσι ότι η αβεβαιότητα λόγω μεθόδων είναι μικρή. Προκειμένου να γίνει μια εκτίμηση της αβεβαιότητας των απαντήσεων των ερωτώμενων του δείγματος στα αποτελέσματα, πραγματοποιήθηκαν 60 τρεξίματα (όσα οι ειδικοί και οι ιθύνοντες) για κάθε μέθοδο. Ο επόμενος πίνακας δείχνει πόσες φορές επικράτησε η κάθε εναλλακτική, στο σύνολο των 60 επαναλήψεων, για κάθε μέθοδο, καθώς και τα συγκεντρωτικά αποτελέσματα για όλες τις μεθόδους, στο συνολικό αριθμό επαναλήψεων (δηλαδή 4 μέθοδοι x 60 απαντήσεις = 240 τρεξίματα). Συγκεντρωτικά, η εναλλακτική 2C έρχεται πρώτη με 72,5% και ακολουθείται από τη 2D με 7,9%. Με διαφορά ακολουθούν τα Σενάρια 2B (2,5%), 2 (2,1%), 2A (1,25%), 1A (1,25%) και 1B (0,42%).

Πίνακας 7. 10. Συνολικά αποτελέσματα των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν, για το σύνολο του δείγματος.

Εναλλακτικές	MAUT	AHP	ELECTRE I	TOPSIS	Σύνολα
1A	0	2	0	0	2
1B	0	1	0	0	1
2	1	4	0	0	5
2A	0	3	0	0	3
2B	3	3	0	0	6
2C	45	39	60	60	174
2D	11	8	0	0	19
Συνολικά τρεξίματα	60	60	60	60	240

7.9. Συμπεράσματα

Στο παρόν κεφάλαιο έγινε περιγραφή και εφαρμογή των πιο βασικών τεχνικών Πολυκριτηριακής Ανάλυσης σε ένα πρόβλημα Ολοκληρωμένης Διαχείρισης Υδατικών Πόρων: την εξοικονόμηση των υδατικών και οικονομικών πόρων της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας. Αξιολογήθηκαν επτά εναλλακτικές στρατηγικές –

διαχειριστικά σενάρια, όπως αυτά διαμορφώθηκαν στα προηγούμενα κεφάλαια της διατριβής.

7.9.1. Μέθοδοι

Παρουσιάστηκαν τέσσερις τεχνικές Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, μία για κάθε θεμελιώδη προσέγγιση της θεωρίας αποφάσεων: Η μέθοδος MAUT, που βασίζεται στην αναλυτική-συνθετική προσέγγιση της θεωρίας χρησιμότητας, η μέθοδος AHP, που βασίζεται στη θεωρία ιεράρχησης, η μέθοδος ELECTRE, που βασίζεται στη θεωρία των σχέσεων υπεροχής, και η μέθοδος TOPSIS, που βασίζεται στη θεωρία ταξινόμησης.

Ένας από τους αρχικούς στόχους ήταν να ερευνηθεί ποια μέθοδος MCA θα ταίριαζε περισσότερο στο πρόβλημα. Η αξιολόγηση των διαφορετικών τεχνικών ήταν και ο λόγος που δεν επιλέχθηκε εξ αρχής μία μόνο μέθοδος που θα θεωρούταν καλληλότερη, αλλά διερευνήθηκαν περισσότερες. Στην πραγματικότητα, ακόμα περισσότερες μέθοδοι εφαρμόστηκαν, π.χ. PROMETHEE (Brans and Vincke, 1985; 1986), και MAPPAC (Figueira et al., 2005), χρησιμοποιώντας ομοίως τις βαρύτητες που εξήχθησαν μέσω των ερωτηματολογίων. Επίσης ελέγχθηκαν οι SMART (Edwards, 1971; 1977; 1994), MACBETH (Bana e Costa and Vansnick, 1994), Dexi (Rozman and Pažek, 2012), Dea-Sanna (Yilmaz and Yurdusev, 2011) κ.ά., που όμως δεν έδωσαν αποτελέσματα, επειδή προϋπέθεταν τη χρήση παραδοχών για να εφαρμοστούν. Οι μέθοδοι που παρουσιάζονται αναπτύχθηκαν με στόχο ο τρόπος επίλυσής τους να δίνει τη δυνατότητα ελέγχου σε κάθε στάδιο της διαδικασίας. Αυτό είναι και το πρώτο βασικό στοιχείο που συνίσταται για παρόμοιες εργασίες. Από εκεί και πέρα, το θέμα που τίθεται είναι η αξιολόγηση των ίδιων των μεθόδων.

Τα αποτελέσματά τους διαφέρουν μόνο ως προς την κατάταξη των εναλλακτικών και τα ποσοστά που αυτές συγκεντρώνουν, όμως η απόφαση για την καταλληλότερη εναλλακτική είναι «ομόφωνη». Επομένως τα κριτήρια για την αξιολόγηση των μεθόδων είναι η ακριβέστερη αναπαράσταση του προβλήματος, η κατανόηση από το δείγμα, η ευκολία χρήσης, και οι δείκτες ελέγχου τυχαιότητας, συνοχής και αξιοπιστίας τους, όταν αυτοί υπάρχουν.

Η MAUT επιδέχεται μόνο έμμεσο έλεγχο αξιοπιστίας, ενώ οι TOPSIS και ELECTRE δεν επιδέχονται ελέγχους (Wittrup-Jensen and Pedersen, 2008). Η μέθοδος AHP χρειάζεται ελέγχους τυχαιότητας και συνοχής, καθώς εφαρμόζει συγκρίσεις ζευγών, επομένως είναι δυνατό να μην παρουσιάσει συνοχή. Όμως σε προβλήματα πολλών εναλλακτικών και κριτηρίων, είναι δύσκολο να φτάσει κανείς σε τόσο καλή κατανόηση του προβλήματος, ώστε να πετύχει αποδεκτά όρια συνοχής. Στο δείγμα των ειδικών αυτό ήταν πιο εύκολο, καθώς χρειάστηκαν λίγες επαναλήψεις, μόνο σε συγκεκριμένους ερωτώμενους, όμως η ομάδα των ιθυνόντων χρειάστηκε πολύ περισσότερες, επομένως τίθεται και θέμα ευχρηστίας. Η αδυναμία κατανόησης από τον ερωτώμενο και η ανάγκη επεξήγησης του προβλήματος από τον αναλυτή κατά τη διάρκεια των επαναλήψεων (ώστε να ικανοποιηθεί ο δείκτης συνοχής) μπορεί να θεωρηθεί ότι επηρεάζει την αξιοπιστία του αποτελέσματος. Από την άλλη, ένα πλεονέκτημα της AHP ήταν η δυνατότητα ελέγχου των αποτελεσμάτων της σε κάθε ενδιάμεσο βήμα. Δηλαδή είναι

ξεκάθαρο ποια εναλλακτική επικρατεί ως προς κάθε κριτήριο ξεχωριστά, και ως προς το σύνολο των κριτηρίων. Επίσης οι δείκτες τυχειότητας εξάγονται 4 φορές συνολικά, μία για τη βαθμολόγηση των κριτηρίων και μία για τη βαθμολόγηση των εναλλακτικών ως προς τα 3 κριτήρια. Αυτό δίνει τη δυνατότητα για την εξαγωγή αποτελεσμάτων που προέκυψαν από σοβαρή αντιμετώπιση του ερωτηματολογίου, καθώς οι ερωτώμενοι καλούνται να αναθεωρήσουν τις απαντήσεις τους για τις σχέσεις μεταξύ των εναλλακτικών ως προς διαφορετικά μέτρα σύγκρισης (Γαϊτανάρος, 2017). Από την άλλη, τα αποτελέσματα βασίζονται μόνο στις απόψεις-βαρύτητες των ερωτώμενων. Έτσι, οι επιδόσεις των εναλλακτικών δε χρησιμοποιούνται, παρόλο που είναι γνωστές. Το να μη ληφθούν υπόψη οι επιδόσεις των εναλλακτικών σε ένα πρόβλημα διαχείρισης υδατικών πόρων, είναι μια σεβαστή προσέγγιση μόνο αν αυτές εμπεριέχουν υψηλή αβεβαιότητα (από τα προηγούμενα στάδια προσομοίωσης) (Alamanos et al., 2018b). Γενικότερα όμως, όπως και στο μελετώμενο πρόβλημα, αυτή η τακτική δε συνίσταται ως η βέλτιστη αντιμετώπιση για να επαναπαυθεί κανείς.

Στις μεθόδους TOPSIS και ELECTRE, η μόνη βαρύτητα που έδωσαν οι ερωτώμενοι ήταν πόσο σημαντικό θεωρούν το κάθε κριτήριο σε κλίμακα από το 1-10. Οι υπόλοιπες παράμετροι υπολογίστηκαν με βάση τις επιδόσεις των εναλλακτικών ως προς τα κριτήρια, έτσι η μέθοδος δίκαια χαρακτηρίζεται ως σχετικά αντικειμενική. Ως εκ τούτου δεν υπάρχει κάποιος έλεγχος τυχειότητας για αυτές τις μεθόδους, και όπως επισημαίνουν και οι Shih et al. (2007), το κύριο μειονέκτημά τους είναι ότι δεν παρέχουν εξαγωγή βαρών και έλεγχο συνέπειας (weight elicitation, and consistency checking for judgments).

Βασισμένη στη θεωρία σχέσεων υπεροχής, τα αποτελέσματα της μεθόδου ELECTRE I είναι ουσιαστικά οι σχέσεις μεταξύ των εναλλακτικών, δείχνοντας ποια επικρατεί/υπερέχει της άλλης, σε κάθε μεταξύ τους σύγκριση, για κάθε ερωτώμενο. Έτσι, παρέχει μία πιο μονοδιάστατη προσέγγιση, εφόσον εξάγει μόνο μία λύση και όχι κατάταξη καταλληλότερων λύσεων. Το ότι δεν υπάρχει δεύτερη καταλληλότερη εναλλακτική σε περίπτωση που η πρώτη δεν εφαρμοστεί είναι μια έλλειψη ευελιξίας, όπου σε θέματα πολιτικής είναι επικίνδυνα (Alamanos et al., 2018b). Για τους λόγους αυτούς, προτείνεται να μη χρησιμοποιείται σε προβλήματα με παρόμοιο σκοπό.

Τα αποτελέσματα της TOPSIS είναι ξεκάθαρα, με πολύ μικρά εύρη. Από την άλλη, το μειονέκτημα της TOPSIS ήταν ότι εξάγει ποια λύση ήταν πιο κοντά στην ιδανική, κάτι δηλαδή θεωρητικό (Munier, 2004). Όπως προαναφέρθηκε, η TOPSIS είναι η πιο αντικειμενική ως προς την προσομοίωση του προβλήματος στην υφιστάμενη κατάσταση, μη μπορώντας όμως να δείξει και τις μακροπρόθεσμες επιπτώσεις των εναλλακτικών. Όπως έδειξαν τα αποτελέσματα, η αυστηρή αξιολόγηση των εναλλακτικών βασισμένων στις επιδόσεις τους μπορεί να είναι παραπλανητική σε προβλήματα υδατικών πόρων, καθώς η προσομοίωση και η αντίληψη των ερωτώμενων για το πρόβλημα, μπορεί να μην υπόκεινται στα ίδια μέτρα σύγκρισης (Alamanos et al., 2018b). Η προσέγγιση της TOPSIS μπορεί να μειώνει τις αβεβαιότητες, όμως δε διασφαλίζει ότι οι βέλτιστες και χείριστες λύσεις, ή η εγγύτητα των εναλλακτικών στην ιδανική λύση δεν εμπεριέχουν ήδη άλλες αβεβαιότητες.

Η TOPSIS και η ELECTRE I είναι πιο εύχρηστες από το δείγμα, καθώς ζητούν απλώς βαθμολόγηση των κριτηρίων, χωρίς όμως να σημαίνει ότι το δείγμα αναγκάζεται να κατανοήσει βαθύτερα το πρόβλημα. Η MAUT και η AHP ακολουθούν σε σειρά δυσκολίας στην κατανόησή τους από το δείγμα. Όσον αφορά την τυχαιότητα και τη συνοχή, σχετικά με το δείγμα, φαίνεται να ήταν αξιόπιστο, καθώς και στις δύο ομάδες του συμφωνεί σε γενικές γραμμές στις βαθμολογίες και στα αποτελέσματα. Συγκριτικά δηλαδή με τις TOPSIS και ELECTRE, οι μέθοδοι MAUT και AHP, ήταν πολύ πιο άμεσες, με την έννοια ότι οι ερωτώμενοι κρίθηκαν να βαθμολογήσουν, όχι μόνο τα κριτήρια, αλλά και κάθε υποκριτήριο και εναλλακτική, ως προς κάθε πιθανότητα επίλυσης. Αυτό συνεπάγεται καλύτερη απόκριση στο ερωτηματολόγιο, και άρα πιο αντιπροσωπευτικά αποτελέσματα της πραγματικότητας. Σε αυτό το σημείο δικαιολογείται και το σκεπτικό της διαδικασίας, επειδή αν το πρόβλημα είχε επιλυθεί με μία μόνο μέθοδο, τότε ένα μέρος της πραγματικότητας δε θα ήταν γνωστό.

Η βέλτιστη και πιο ταιριαστή τεχνική στο μελετώμενο πρόβλημα θα πρέπει να είναι αυτή που συνδυάζει τα πλεονεκτήματα και αποφεύγει τα μειονεκτήματα των όσων ελέγχθηκαν. Αυτό το πετυχαίνει η MAUT, καθώς συνδυάζει και τις επιδόσεις των εναλλακτικών (που λαμβάνονται υπόψη στην ανάλυση), και τις προτιμήσεις των ερωτώμενων, με ερωτηματολόγιο που προϋποθέτει σκέψη, μειώνοντας τις πιθανότητες τυχαίων απαντήσεων, και έλεγχο σε κάθε στάδιο επίλυσής της (Alamanos et al., 2018b). Τα παραπάνω αποτελούν σημαντικά πλεονεκτήματα σε προβλήματα υδατικών πόρων, καθώς αυτή η προσέγγιση τα καθιστά πιο «άμεσα», ολιστικά και εύχρηστα, δίνοντας ρεαλιστικότερα αποτελέσματα.

7.9.2. Ομάδες ερωτώμενων

Ο διαχωρισμός του δείγματος σε δύο ομάδες (experts και DMs), έγινε για να δείξει τις διαφορές στην αντίληψη των προβλημάτων από. Η εφαρμογή της μεθοδολογίας μέσω της συμπλήρωσης ερωτηματολογίων αποτέλεσε χρονοβόρο στάδιο, καθώς ήταν εξαιρετικά δύσκολη η ανταπόκριση, ιδιαίτερα από τους ιθύνοντες, παρόλο που το ερωτηματολόγιο απαιτούσε περίπου 20 λεπτά μέσο όρο συμπλήρωσης. Ενδεικτικά, το ανθρώπινο δυναμικό του ΤΟΕΒ Πηνειού αποτελείται από 3 εξειδικευμένα άτομα, από τα οποία μόνο το ένα είναι σχετικό με θέματα υδατικών πόρων. Οι υπόλοιποι είναι ανειδίκευτο προσωπικό. Ο ΤΟΕΒ Κάρλας, πάλι φαίνεται να διαχειρίζεται μόνο από ένα άτομο, ενώ πριν την ολοκλήρωση της διαδικασίας, σταμάτησε να λειτουργεί. Στις υπόλοιπες υπηρεσίες το προσωπικό ήταν περισσότερο, σχετικά καλύτερα καταρτισμένο, χωρίς όμως να είναι επαρκές. Ακόμη, οι περισσότεροι ιθύνοντες που εργάζονται στις αρμόδιες υπηρεσίες είτε δεν ήταν επαρκώς εκπαιδευμένοι, είτε αποσπασματικά ενημερωμένοι για την κατάσταση και τα προβλήματα της περιοχής. Η πλειοψηφία τους αγνοούσε την ύπαρξη του επερχόμενου μέτρου πλήρους κοστολόγησης των υδάτων. Η επικρατούσα νοοτροπία ήταν ότι εφόσον τα χωράφια μπορούν να αρδευνθούν σήμερα, δεν υπάρχει λόγος συζήτησης περί υδατικής πολιτικής. Συνεπώς, η διαδικασία εξήγησης, η φύση της έρευνας και τελικώς η συγκέντρωση ικανοποιητικού δείγματος, πρόθυμου να συμμετάσχει, ήταν χρονοβόρα και αποτέλεσε τη μεγαλύτερη δυσκολία της έρευνας. Η ομάδα των ειδικών έδειξε μεγαλύτερο

ενδιαφέρον και προθυμία συμμετοχής. Παρόλες τις δυσκολίες, μετά τη συγκέντρωση επαρκούς δείγματος, οι βαρύτητες επεξεργάστηκαν, προέκυψαν αποτελέσματα, και η σύγκρισή τους έδωσε πολύτιμα συμπεράσματα για το δείγμα.

Οι ερωτώμενοι δε δίνουν τα ίδια βάρη, αλλά τα αποτελέσματά τους είναι ίδια σε μεγάλο ποσοστό. Η καταλληλότερη λύση είναι ξεκάθαρη, οπότε οι διαφορές μεταξύ των υπολοίπων εναλλακτικών οφείλονται σε αβεβαιότητα, τυχαιότητα από την αδυναμία κατανόησης του προβλήματος από τους ερωτώμενους και σε θέματα της κάθε μεθόδου. Η σύγκριση των αποτελεσμάτων των δύο ομάδων δείχνει την πιο ολοκληρωμένη αντίληψη και ορθότερη προσέγγιση των ειδικών, σε αντίθεση με τη μονοδιάστατη οικονομική αντίληψη των ιθυνόντων. Τα αποτελέσματα αλλά και οι απαντήσεις και των δύο ομάδων του δείγματος δείχνουν ότι το μεγαλύτερο ζήτημα που αντιμετωπίζει η λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας, είναι η τεράστια ποσοτική υποβάθμιση των υδατικών της πόρων. Είναι κοινώς αντιληπτό, όμως στην πράξη μόνο οι ειδικοί έθεσαν ως πρώτο στόχο την επίτευξη καλύτερου υδατικού ισοζυγίου. Οι ιθύνοντες δείχνουν ελαφρά προτίμηση στην επίτευξη κέρδους, χωρίς όμως να αποκλείουν τη σημασία της διαθεσιμότητας του νερού. Αυτό δείχνει ότι έχουν γίνει κάποια βήματα στην περιοχή ώστε από την υπερεκμετάλλευση των υδατικών πόρων να μεταβούμε σε μία πολιτική που θα συνδυάζει την περιβαλλοντική προστασία με την επίτευξη των οικονομικών στόχων.

Στις διαφορές των δύο ομάδων του δείγματος συγκαταλέγεται η μεγαλύτερη συμφωνία στις απαντήσεις των experts σε σχέση με αυτές των DMs. Αποδεικνύεται λοιπόν ότι οι ειδικοί αισθάνονται πιο σίγουροι για τη σύνδεση των εμπλεκόμενων παραγόντων στο πρόβλημα, για το τι θεωρείται καταλληλότερο και γιατί. Δικαιολογείται λοιπόν και το σκεπτικό χρήσης δύο ομάδων, επειδή αν το πρόβλημα είχε επιλυθεί χρησιμοποιώντας ως δείγμα μόνο τους ιθύνοντες ίσως οδηγούταν σε παραπλανητικά συμπεράσματα λόγω ελλιπούς κατανόησης, αν λάβουμε υπόψη ότι η συμπλήρωση των ερωτηματολογίων τους έγινε παρουσία του ερευνητή, ενώ αν είχε επιλυθεί χρησιμοποιώντας ως δείγμα μόνο τους ειδικούς, οι προτιμήσεις τους δε θα ήταν οι ρεαλιστικότερες για τη χάραξη πολιτικής στην περιοχή. Ακόμα και σε περιπτώσεις που η πρόθεση των ιθυνόντων μπορεί να είναι συνολικά συμφέρουσα, οι ειδικοί μπορούν να συνεισφέρουν ώστε να παρέχουν τα κατάλληλα μέσα με τα οποία θα επιτευχθούν τα επιθυμητά αποτελέσματα. Συνίσταται επομένως η συμβολή των κατ' επάγγελμα αρμόδιων σε κάθε διαδικασία λήψης απόφασης. Τα αποτελέσματα και η εμπειρία από τη διαδικασία αποδεικνύουν ότι αυτή η προσέγγιση έχει μέλλον, ακόμα και αν απλώς συνεισφέρει στο να ενισχυθεί η διαδικασία διαβούλευσης μεταξύ ειδικών και ιθυνόντων.

8. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ

Η επιστημονική περιοχή της Διαχείρισης Υδατικών Πόρων (ΔΥΠ) με χρήση οικονομικών εργαλείων έχει αναδειχθεί τα τελευταία χρόνια σε καίριο εργαλείο στην κατεύθυνση της προστασίας, διατήρησης και αναβάθμισης του περιβάλλοντος. Η μείωση των διαθέσιμων αποθεμάτων νερού, η αύξηση των αναγκών και η γενικότερη υποβάθμιση της ποιότητας των υδατικών πόρων συνέχισαν να υφίστανται σε μεγάλο βαθμό, παρόλες τις προσπάθειες αντιμετώπισής τους (π.χ. διαχείριση υπογείων υδάτων, επαναχρησιμοποίηση, διαχείριση ποιότητας, κλπ.). Έτσι, η χρήση οικονομικών εργαλείων μέσω κοστολόγησης και τιμολόγησης του πόρου προτάθηκε ως πιο εφαρμόσιμο μέτρο, εύκολα ελεγχόμενο και με τη δυνατότητα να στηρίζει την εφαρμογή των προηγούμενων διαχειριστικών πρακτικών. Το βασικότερο πρόβλημα κατά την υλοποίηση της κοστολόγησης του νερού σύμφωνα με την πλήρη αξία του είναι η ορθή εφαρμογή του. Η Ευρωπαϊκή Οδηγία 2000/60 έδωσε σε κάθε Κράτος-μέλος την ελευθερία να αναπτύξει τις μεθόδους και να φέρει εις πέρας την κοστολόγηση, με στόχο την ανάκτηση του πλήρους κόστους. Τα αρμόδια υπουργεία των Κρατών-μελών διαμόρφωσαν (ή διαμορφώνουν ή αναδιαμορφώνουν) τις μεθόδους με τις οποίες θα επιτευχθεί αυτό, ενώ στην πλειοψηφία των περιπτώσεων, τα εκάστοτε εργαλεία βρίσκονται υπό αμφισβήτηση. Στην Ελλάδα, όπως και στις περισσότερες χώρες, συστάθηκε μία γενική μεθοδολογία κοστολόγησης νερού ύδρευσης και άρδευσης από το ΥΠΕΚΑ, αλλά η προσαρμογή της σε τοπική κλίμακα και η επιτυχής εφαρμογή της ορίστηκε ως ευθύνη των τοπικών παρόχων (ΔΕΥΑ και ΤΟΕΒ). Το χρηματοοικονομικό κόστος θα έπρεπε να έχει συμπεριληφθεί στα τιμολόγια από 31/12/2017, και τα κόστη πόρου και περιβαλλοντικό από 01/06/2018 (ΦΕΚ 1751, 2017). Όμως ακόμα (11/2018) δεν έχει γίνει κάτι τέτοιο από τους παρόχους, χωρίς αυτό να σημαίνει ότι ευθύνονται αποκλειστικά αυτοί. Η έλλειψη των θεσμικών ικανοτήτων και η αδυναμία των ανθρώπινων πόρων να προσαρμοστεί μία γενική μεταρρύθμιση σε τοπική κλίμακα και να εφαρμοστεί σωστά, εντάσσονται στις κλασικές μορφές θεσμικής λειψυδρίας.

Όλα τα παραπάνω αποτελούν και αντικατοπτρίζουν ένα ευρύτερο πρόβλημα υδρο-οικονομικών εφαρμογών. Με αφορμή αυτό, η παρούσα διατριβή ανέπτυξε ένα σύστημα υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης, πρώτα σε συνθήκες έλλειψης δεδομένων (προσαρμοσμένο σε περιοχές που «ξεκινούν από το μηδέν»), και έπειτα στοχεύοντας στην ενσωμάτωση μιας μεθοδολογίας κοστολόγησης του αρδευτικού νερού. Το όλο σύστημα εξετάστηκε υπό μια σειρά διαχειριστικών σεναρίων, των οποίων η καταλληλότητα ελέγχθηκε μέσω ενός Συστήματος Υποστήριξης Αποφάσεων που αναπτύχθηκε. Τα αποτελέσματα έχουν επιχειρησιακό χαρακτήρα, καθώς μπορούν να εφαρμοστούν και σε άλλες αντίστοιχες περιοχές μελέτης. Ελήφθησαν υπόψη υδρολογικοί, περιβαλλοντικοί, οικονομικοί και κοινωνικοί παράγοντες, υπό ένα ενιαίο πλαίσιο, που επιχείρησε να προσαρμόσει τις έννοιες της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης στις σύγχρονες ανάγκες, καλύπτοντας όσο το δυνατόν περισσότερες αδυναμίες των μέχρι τώρα προσεγγίσεων. Το σκεπτικό, η διάρθρωση και ο στόχος της διατριβής βασίζονται στις αρχές της ολοκληρωμένης και βιώσιμης διαχείρισης της

ζήτησης των υδατικών πόρων, η οποία προάγεται ως γενικότερη νοοτροπία που πρέπει να γίνει αντιληπτή εγκαίρως.

Η αντιμετώπιση οποιουδήποτε προβλήματος λειψυδρίας αφορά κυρίως δύο κατηγορίες ανθρώπων: Αφενός τους εμπλεκόμενους με την τοπική αυτοδιοίκηση, ή την πολιτική εξουσία γενικότερα, και αφετέρου την επιστημονική κοινότητα που μελετά τέτοια θέματα (Μυλόπουλος, 1994). Η πρώτη κατηγορία, αυτή τη στιγμή, βρίσκεται αντιμετώπι με τον ορισμό του θεσμικού πλαισίου των επιταγών της Οδηγίας 2000/60, καθώς και με συγκεκριμένα προβλήματα «μετάφρασης» και ορθής εφαρμογής των γενικών κανόνων κοστολόγησης που θεσπίστηκαν, διασφαλίζοντας την κοινωνική αποδοχή τους. Η δεύτερη κατηγορία οφείλει να εργαστεί στην κατεύθυνση του σχεδιασμού αξιόπιστων εργαλείων, που θα συνδυάζουν την τεχνική αρτιότητα με την οικονομία. Η διατριβή αποτελεί μία προσπάθεια γεφύρωσης αυτών των δύο ομάδων, προάγοντας τη νοοτροπία της ΔΥΠ που προαναφέρθηκε, ώστε να ξεκινήσει μία συνεργασία που θα κάνει τις παραπάνω διαδικασίες να εφαρμοστούν όσο το δυνατόν πιο αποτελεσματικά και ομαλά.

8.1. Γενικά αποτελέσματα/συμπεράσματα της διδακτορικής διατριβής

Η προσέγγιση που ακολουθήθηκε συνοψίζεται στις παρακάτω τέσσερις θεματικές ενότητες:

1. Δημιουργία ενός συστήματος υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης που στοχεύει στην απεικόνιση και την παρακολούθηση της κατάστασης (κυρίως των γεωργικών περιοχών). Η μεθοδολογία είναι προσαρμοσμένη σε συνθήκες έλλειψης δεδομένων και προσανατολισμένη στους ιθύνοντες, ώστε να αρχίσουν να λαμβάνουν υπόψη και νέους παράγοντες στο σχεδιασμό και τη λήψη αποφάσεων.
2. Ανάπτυξη μεθοδολογίας εκτίμησης του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού, ως άθροισμα χρηματοοικονομικού κόστους, κόστους φυσικού πόρου και περιβαλλοντικού κόστους.
3. Διερεύνηση επιπτώσεων κλιματικής αλλαγής στα αποτελέσματα της παραπάνω μεθοδολογίας.
4. Ανάπτυξη ολοκληρωμένου Συστήματος Υποστήριξης Αποφάσεων συνδυάζοντας τεχνικές Πολυκριτηριακής Ανάλυσης για την αξιολόγηση των διαχειριστικών σεναρίων που ελήφθησαν υπόψη στα παραπάνω στάδια, με κριτήρια τους παράγοντες που χρησιμοποιήθηκαν στο ολοκληρωμένο υδρο-οικονομικό μοντέλο εκτίμησης του πλήρους κόστους νερού.

Η εκπόνηση των παραπάνω αποτέλεσε ουσιαστικά μία διαδικασία ανάπτυξης νέων εργαλείων και τρόπων προσέγγισης, ώστε να εφαρμοστούν νέες πολιτικές διαχείρισης, ικανές να εκσυγχρονιστούν και να συμβαδίζουν με τις εξελίξεις. Αυτές οι εξελίξεις στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων καθοδηγούνται από τα προβλήματα, από την επιστημονική και τεχνολογική πρόοδο, και είτε μας επιβάλλονται, είτε γίνονται

νωρίτερα αντιληπτές και προτείνονται προς εφαρμογή. Σε κάθε περίπτωση, απαιτούν αλλαγή νοοτροπίας.

Η πρώτη κατηγορία πολιτικών αφορά τα τεχνικά μέτρα που απορρέουν από τη διαχείριση της ζήτησης, έναντι στην παραδοσιακή νοοτροπία διαχείρισης της προσφοράς. Στην παρούσα εργασία αυτά τα μέτρα προάγονται μέσω των διαχειριστικών σεναρίων που αναπτύχθηκαν. Σε κάθε σύστημα θα πρέπει πρωτίστως να εξασφαλίζεται το καλύτερο δυνατό με τους υφιστάμενους πόρους και υποδομές, ώστε να επιτυγχάνεται η μέγιστη δυνατή απόδοση. Η παρακολούθηση, η μείωση απωλειών δικτύων, οι αποτελεσματικότερες μέθοδοι άρδευσης, η αποδοτικότερη κατανομή καλλιεργειών και η χρήση επιφανειακών υδατικών πόρων συνιστώνται σε όλα τα προηγούμενα στάδια της διατριβής. Αυτά, μαζί με άλλα μέτρα διαχείρισης της ζήτησης, όπως ομαδοποίηση χρήσεων και επαναχρησιμοποίηση νερού, επιτρέπουν τη βιώσιμη χρήση των υδατικών πόρων.

Η δεύτερη κατηγορία αφορά την εφαρμογή οικονομικών μέτρων στη διαχείριση υδατικών πόρων. Εφαρμόζοντας συνειδητά τα εργαλεία της οικονομίας στην υδατική πολιτική, μπορεί να αναγνωριστούν περισσότερες επιλογές διαχείρισης από τους ιθύνοντες και να τεθούν οι βάσεις του διαλόγου με τους χρήστες και της συνεχούς βελτίωσης των υπηρεσιών (Μέργος, 1993). Διαπιστώθηκε ότι η υπάρχουσα τιμολογιακή πολιτική δεν ενεργεί ως αποτελεσματικό κίνητρο για την εξοικονόμηση του νερού. Λόγω της ελαστικής ζήτησης του αγροτικού νερού, η εφαρμογή κατάλληλης τιμολογιακής πολιτικής μπορεί να πετύχει σημαντική μείωση στα επίπεδα κατανάλωσης και επομένως εξοικονόμηση νερού (Giannakis et al., 2016). Η αλλαγή στην κοστολόγηση και η τιμολόγηση νερού, σύμφωνα με τους στόχους της ευρωπαϊκής οδηγίας, πρέπει να σχεδιάζεται προσεκτικά λαμβάνοντας υπόψη τις ιδιαιτερότητες κάθε περιοχής, να διασφαλίζεται η δυνατότητα των αρμόδιων αρχών να την εφαρμόσουν, και να συνοδεύεται από ενημέρωση των χρηστών.

Η συμπερίληψη του κόστους πόρου και του περιβαλλοντικού κόστους στην κοστολόγηση είναι ένα αμιγές οικονομικό μέτρο που έχει τη λογική «φορολόγησης» ανά μονάδα υποβάθμισης του περιβάλλοντος. Τέτοια μέτρα εφαρμόζονται συνήθως σε καταστάσεις όπου τα δικαιώματα χρήσης των πόρων παραβιάζονται από τους χρήστες, προκαλώντας υποβάθμιση (Σκούρτος και Σοφούλης, 1995). Επομένως χωρίς τη λήψη μέτρων γίνεται υπερεκμετάλλευση των πόρων, με στόχο την ατομική ευημερία εις βάρος της συνολικής, και της δίκαιης (άριστης) κατανομής των πόρων (Βλάχου, 2001). Η επιβολή του πλήρους κόστους στοχεύει επομένως στον περιορισμό της ρύπανσης σε ένα άριστο (από οικονομικής απόψεως) επίπεδο. Έτσι ο εκάστοτε ρυπαίνων θα πρέπει να επιλέξει είτε να συνεχίσει να προκαλεί υποβάθμιση καταβάλλοντας τον αντίστοιχο φόρο, είτε να συμμορφωθεί για να τον αποφύγει. Η επιλογή του θα καθορίζεται από τη σύγκριση του φόρου με το οριακό κόστος της συμμόρφωσης (Cunningham, 2001). Τέτοιου είδους «επιβαλλόμενα» μέτρα κερδίζουν έδαφος όσο η εκπαίδευση αποτυγχάνει. Από την άλλη πλευρά, η επιστημονική ευθύνη, και ο στόχος της διατριβής είναι να προτείνει υπολογιστικές λύσεις που θα επιτύχουν την εξίσωση αυτού του φόρου με το άριστο επίπεδο υποβάθμισης (Giannakis et al., 2016). Διαφορές

μεταξύ αυτών των μεγεθών μπορεί να προκύψουν λόγω έλλειψης δεδομένων, πληροφοριών, εξειδικευμένων γνώσεων, και πολιτικής σκοπιμότητας, ή λόγω συνδυασμού αυτών των παραγόντων (Χαϊνταρλής, 2008). Για αυτούς του λόγους, ο ρόλος της εκπαίδευσης και της δημόσιας συμμετοχής είναι επιτακτικό να ενισχυθούν. Η προσαρμογή των οικονομικών εργαλείων στην κατεύθυνση της εξοικονόμησης νερού θα πρέπει να επιτυγχάνει πολλαπλούς στόχους, όπως τη μείωση της ζήτησης, την κοινωνική αποδοχή, να είναι εφαρμόσιμη και να αποφέρει τα αναμενόμενα έσοδα στην επιχείρηση για να προβεί σε βελτίωση των υπηρεσιών της, και να διασφαλίζει κατά το δυνατόν την ισότητα στην κατανομή των πόρων (Καρβούνης και Γεωργακέλλος, 2003).

Στην πορεία της διατριβής υπήρχε πάντα η σκέψη για το πώς μπορεί να εφαρμοστεί η κοστολόγηση του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού, με το δυνατόν δικαιότερο και ορθότερο τρόπο, καθώς και το αν είναι εφικτή και ποιες συνέπειες ενδέχεται να επιφέρει. Ένα άλλο γενικότερο συμπέρασμα που διαμορφώθηκε ήταν οι εξωγενείς παράγοντες που είναι μεν δύσκολο να προσομοιωθούν και να προβλεφθούν, αλλά επηρεάζουν σημαντικά τις παραμέτρους του συστήματος, και άρα τις αποφάσεις. Η θέση ότι το άριστο επίπεδο μπορεί πράγματι να επιτευχθεί μέσω της τιμολόγησης (Coase, 1960), αμφισβητείται από όλους αυτούς τους παράγοντες. Σε περιπτώσεις που οι φόροι δε μπορούν να λειτουργήσουν αποτελεσματικά, ή θεωρούνται άδικοι, τότε μπορούν να εφαρμοστούν επιδοτήσεις. Παρόλο που η ΟΠΥ στηρίζεται στην αρχή ο «ρυπαίνων πληρώνει», δεν αποκλείεται η εφαρμογή μιας εναλλακτικής βασικής χρέωσης – ουσιαστικά επιδότησης χρήσης του πόρου, με σκοπό τον περιορισμό υποβάθμισής του. Το σύστημα των επιδοτήσεων λειτουργεί κατά αναλογία με το σύστημα των φόρων μόνο που η οχλούσα δραστηριότητα λαμβάνει επιδότηση για κάθε μονάδα όχλησης που περιορίζει αντί να φορολογείται για κάθε μονάδα όχλησης που δημιουργεί (Μπίθας, 2006). Θα μπορούσε επίσης να θεωρηθεί ότι η επιδότηση έχει το ίδιο αποτέλεσμα με ένα φόρο ίδιου ποσού, όμως λόγω του ότι είναι ελκυστικότερη, είναι δυνατό να προσελκύσει επιπλέον χρήστες, αυξάνοντας τελικά την υποβάθμιση (Sandel, 2000). Με τον τρόπο που έχει διαμορφωθεί η ευρωπαϊκή οδηγία και η ελληνική νομοθεσία, είναι ευθύνη των τοπικών παρόχων να διασφαλίζουν ότι το σύστημα φόρων – επιδοτήσεων θα λειτουργήσει σωστά, μειώνοντας την υποβάθμιση, ενώ ταυτόχρονα θα διευκολύνει πρακτικά θέματα, όπως εισπρακτικά προβλήματα, κλπ. Τελικά, το σύστημα εφαρμογής αυτών των μέτρων, όπου καθορίστηκε από την ευρωπαϊκή οδηγία, και υιοθετήθηκε στις περισσότερες χώρες και στην Ελλάδα, μέσω των Σχεδίων Διαχείρισης Λεκανών Απορροής, χρησιμοποιεί την έννοια των προδιαγραφών που πρέπει να τηρηθούν (καλή, μέτρια, κακή κατάσταση των ΥΣ). Δε θέτει όμως σαφή όρια, κάτι που και πρακτικά είναι πολύ δύσκολο, επομένως δε μπορούν να υπάρξουν σαφείς ποινές για τους «ρυπαίνοντες που θα πληρώνουν». Το σημαντικότερο πρόβλημα που φέρει αυτό το σύστημα, είναι ότι αδυνατεί να εξισώσει το επίπεδο υποβάθμισης (όπως καθορίζουν οι προδιαγραφές) με το άριστο επίπεδο όχλησης. Επομένως, θα πρέπει να αποφευχθεί η επακριβής ανάκτηση ή/και η ανάπτυξη γενικώς αποδεκτής μεθοδολογίας κοστολόγησης, να γίνουν σκοπός κάθε Κράτους-μέλους και κάθε παρόχου, αλλά πρωτίστως η παρακολούθηση της κατάστασης των υδάτων και η προσπάθεια βιώσιμης χρήσης τους. Η λύση σε αυτό έρχεται από την

ολοκληρωμένη υδρο-οικονομική μοντελοποίηση σε συνδυασμό με το αίσθημα για το κοινό καλό (συνολικά βέλτιστη κατανομή), όπου θα προωθήσει τη συνεργασία επιστημόνων, ιθυνόντων και χρηστών.

Αυτή η τριμερής σχέση, είναι η τρίτη κατηγορία εξελίξεων που προαναφέρθηκαν, και αποτελεί τη Δημόσια Συμμετοχή. Η διακήρυξη του Ρίο (1992) αναφέρει ότι «τα περιβαλλοντικά θέματα έχουν τόσο καλύτερο χειρισμό, όσο μεγαλύτερη είναι και η συμμετοχή όλων των ενδιαφερομένων πολιτών, στο αντίστοιχο επίπεδο». Πρέπει να αναπτυχθεί λοιπόν συνειδητά σε επίπεδο σχεδιασμού, προστασίας δικαιωμάτων, παροχής υπηρεσιών, ενίσχυσης διαφάνειας και διάδοσης. Κατά τη διάρκεια της διατριβής, και ειδικότερα κατά την εκπόνηση της τέταρτης θεματικής ενότητας, διαπιστώθηκε ότι κάτι τέτοιο είναι εξαιρετικά δύσκολο στην Ελλάδα, και ότι το επίπεδο επιρροής των χρηστών στη χάραξη πολιτικής είναι σχετικά χαμηλό. Ακόμη πιο δύσκολο είναι να ομαδοποιηθούν τα προβλήματα-αιτήματα-συμφέροντα των χρηστών, υπό συστηματική εκπροσώπηση και διαφάνεια. Υπάρχει επίσης η νοοτροπία ότι η δημόσια συμμετοχή είναι μία ευκαιρία επιβολής της άποψης του καθενός, παρά μια διαδικασία ανταλλαγής γνώσεων. Η μεγαλύτερη ίσως δυσκολία που παρατηρήθηκε είναι η δυσκολία στο να έρθουν τελικά σε θέση όλοι οι ενδιαφερόμενοι να αποκτήσουν γνώση και όχι γνώμη επί των θεμάτων, φιλτράροντας τις πληροφορίες. Η λύση σε αυτό, όπως και στη σωστότερη προσέγγιση όλων των παραπάνω κατηγοριών, είναι η εκπαίδευση.

Η τέταρτη κατηγορία, η εκπαίδευση, αποτελεί και το σημαντικότερο στοιχείο (και προϋπόθεση) που θα συμβάλλει στην αποτελεσματική περιβαλλοντική πολιτική και την εξοικονόμηση του νερού. Μπορεί να λειτουργήσει ως εργαλείο προσέγγισης των ενδιαφερομένων ώστε να καλλιεργήσει όλες τις παραπάνω αξίες, είτε μέσω των ΜΜΕ, είτε από έντυπο υλικό, είτε μέσω προγραμμάτων σχολικής εκπαίδευσης, είτε με ενημέρωση διαφορετικών ομάδων ενδιαφερομένων περί τεχνικών μέτρων και πολιτικών διαχείρισης, ώστε να υπάρξει αποδοχή, και να αρχίσουν οι ίδιοι να επιζητούν τις μεταρρυθμίσεις.

8.2. Ειδικά αποτελέσματα/συμπεράσματα της διδακτορικής διατριβής

Οι παραπάνω διαπιστώσεις επεκτείνονται σε πολλές περιπτώσεις μελέτης και συνδέονται με την εξεταζόμενη περιοχή. Η λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας αποτελεί τυπικό παράδειγμα μεσογειακής λεκάνης που στηρίζεται στην αγροτική οικονομία. Η γεωργία αποτελεί την κύρια οικονομική δραστηριότητα αλλά και τη μεγαλύτερη περιβαλλοντική πίεση. Συνοδευόμενη από την απουσία διαχειριστικού ελέγχου, παρακολούθησης, καταγραφής στοιχείων και απροθυμίας χρηστών και ιθυνόντων για συνεργασία και μεταρρυθμίσεις, συνιστά αιτία συνεχούς υποβάθμισης της κατάστασης των υδατικών πόρων. Αναφορικά με τις τέσσερις κατηγορίες μέτρων και συστάσεων αλλαγής νοοτροπίας που αναλύθηκαν παραπάνω, η κατάσταση στην περιοχή μελέτης δεν είναι ικανοποιητική:

- Η διαχείριση νερού εξακολουθεί να στηρίζεται στη μονόπλευρη επιδίωξη της διαχείρισης της φυσικής προσφοράς του, θεωρώντας τη ζήτηση ως δεδομένη. Οι παγιωμένες αντιλήψεις δύσκολα επιτρέπουν τη στήριξη μέτρων διαχείρισης της ζήτησης, καθώς η σημασία τους αγνοείται.
- Η εφαρμογή οποιουδήποτε οικονομικού μέτρου αντιμετωπίζεται ως νέο «φοροεισπρακτικό μέσο» κάλυψης δημοσιονομικών ελλειμμάτων και ως κοινωνική αδικία. Αυτή η αντιμετώπιση αντανakλά το βαθμό εμπιστοσύνης των χρηστών προς το Κράτος.
- Η δημόσια συμμετοχή δεν προβλέπεται, ούτε το έδαφος είναι κατάλληλο ώστε να γίνει ένα νέο ξεκίνημα. Κάθε τέτοια κίνηση αντιμετωπίζεται με καχυποψία και απαξίωση. Οι προσπάθειες των χρηστών δεν είναι συστηματικές και καταφεύγουν σε αποσπασματικές διαμαρτυρίες.
- Έρευνες δείχνουν ότι το επίπεδο εκπαίδευσης των αγροτών έχει αυξηθεί τις τελευταίες δεκαετίες. Οι επιπτώσεις μπορεί να είναι περισσότερο εμφανείς σε θέματα κέρδους και καλλιεργητικών πρακτικών, όχι όμως και σε θέματα περιβαλλοντικής πολιτικής. Η ολοκληρωμένη εκπαίδευση, η ενημέρωση και η ευαισθητοποίηση σε περιβαλλοντικά θέματα και θέματα διαχείρισης φυσικών (υδατικών) πόρων πρέπει να αποτελέσουν προτεραιότητα, πριν την εφαρμογή μεγάλων μεταρρυθμιστικών μέτρων.

Στα ειδικότερα συμπεράσματα της διατριβής συγκαταλέγεται και μία σειρά μέτρων για την περιοχή. Η αποκατάσταση της λίμνης Κάρλας, η μείωση των απωλειών των δικτύων, η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, η χρήση αποδοτικότερων καλλιεργητικών πρακτικών, η κατασκευή ταμιευτήρων για την εξοικονόμηση νερού άρδευσης και η χρήση ανακτημένου νερού είναι τα κυριότερα, με την εκπαίδευση και την ενίσχυση της δημόσιας συμμετοχής να τα πλαισιώνουν. Εξίσου σημαντική κρίνεται η άμεση καταγραφή όλων των γεωτρήσεων της ευρύτερης περιοχής, με στόχο τον περιορισμό των παράνομων γεωτρήσεων. Η χρήση υδρο-οικονομικών μοντέλων, όπως αυτό που αναπτύχθηκε στα πρώτα στάδια της διατριβής ενδείκνυται για την αρχή μιας πιο συστηματικής παρακολούθησης της κατάστασης της περιοχής από τους αρμόδιους φορείς. Μαζί τους θα ενημερώνονται και θα καταρτιστούν και οι χρήστες για τις δυνατότητες, τους κινδύνους και τις προοπτικές.

8.3. Καινοτομίες και αδυναμίες της έρευνας

Συνολικά η έρευνα αποτελεί μια καινοτόμα προσέγγιση ως προς τον ολοκληρωμένο χαρακτήρα της. Συνδυάζει τις αρχές της υδρολογίας, της οικονομικής θεωρίας, τις έννοιες του πλήρους κόστους νερού, τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής και τη θεωρία αποφάσεων. Μία τέτοιου είδους προσέγγιση εμφανίζεται για πρώτη φορά ως εφαρμογή στον Ελλαδικό χώρο. Τα εναλλακτικά μέτρα (Σενάρια) που προτείνονται στοχεύουν στην αποδοτικότερη και βιώσιμη χρήση των υδατικών πόρων, ενώ όλη η διατριβή κινείται πάνω στις αρχές της Ολοκληρωμένης και Βιώσιμης Διαχείρισης της Ζήτησης. Οι κυριότερες καινοτομίες της έρευνας συνοψίζονται στα παρακάτω σημεία:

- Είναι η πρώτη προσπάθεια στη χώρα για τη δημιουργία ενός Συστήματος Λήψης Αποφάσεων που θα στοχεύει στη Βιώσιμη Διαχείριση Υδατικών Πόρων, μέσω ολοκληρωμένης υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης και τεχνικών Πολυκριτηριακής Ανάλυσης. Έχουν γίνει αρκετές προσπάθειες, οι σημαντικότερες ίσως αυτή του Λατινόπουλου (2006) που εφάρμοσε πολυκριτηριακή ανάλυση για την οικονομική θεώρηση του γεωργικού νερού, χωρίς όμως να χρησιμοποιηθεί υδρο-οικονομική μοντελοποίηση, και του Μάλλιου (2005), που εφάρμοσε εξαρτημένη αξιολόγηση για την αποτίμηση της αξίας χρήσης του αρδευτικού νερού, χωρίς όμως να εξετάσει το πλήρες κόστος του.
- Το υδρο-οικονομικό μοντέλο που παρουσιάζεται απευθύνεται κυρίως σε ΤΟΕΒ (ή και ΔΕΥΑ), μπορεί όμως να χρησιμοποιηθεί περαιτέρω για ερευνητικούς και μελετητικούς σκοπούς, ώστε να συνεισφέρει ενεργά και να εκσυγχρονίσει τη διαχείριση. Ο λόγος είναι η απλότητά του, η μικρή απαίτηση δεδομένων και η διάρθρωσή του, που δεν προϋποθέτει εξάρτηση μεταξύ των διαφορετικών αποτελεσμάτων που εξάγονται.
- Από το 2000 που τέθηκε σε ισχύ η Οδηγία σε ευρωπαϊκό επίπεδο, δεν έχει υπάρξει κοινώς αποδεκτή λύση στο πρόβλημα της αποτίμησης του πλήρους κόστους, και ειδικά στο αρδευτικό νερό. Στην παρούσα διατριβή προτείνεται μία ολοκληρωμένη μεθοδολογία που αντιμετωπίζει κάθε συνιστώσα του κόστους ξεχωριστά. Λαμβάνονται υπόψη οι λογιστικοί παράγοντες για το χρηματοοικονομικό κόστος, το υδατικό ισοζύγιο για το κόστος φυσικού πόρου και η ποιοτική κατάσταση των υδάτων για το περιβαλλοντικό κόστος, σε ενιαίο πλαίσιο. Μία σημαντική καινοτομία είναι ότι το κόστος πόρου εκτιμάται με δύο τρόπους υπολογισμού, οι οποίοι τελικώς συγκλίνουν. Αυτό είναι ένα σημαντικό βήμα για τη μείωση των αντιθέσεων στις ερμηνείες των διαφορετικών ορισμών αυτού του κόστους. Καινοτόμο στοιχείο αποτελεί και η εκτίμηση της συνεισφοράς της ποσοτικής αναπλήρωσης στην ποιότητα των υδάτων, αποφεύγοντας έτσι το διπλο-υπολογισμό ενός «κοινού τμήματος» του κόστους πόρου και του περιβαλλοντικού κόστους, αποφεύγοντας έτσι την εξαγωγή μεγαλύτερων ποσών.
- Πριν την ανάπτυξη της συγκεκριμένης μεθοδολογίας, αξιολογούνται και οι υπόλοιπες μεθοδολογίες που έχουν προταθεί και χρησιμοποιούνται στην κοστολόγηση του νερού. Κατά τη σύγκριση και τη σύσταση της μεθοδολογίας, αναλύονται οι λόγοι για τους οποίους προτιμήθηκε η συγκεκριμένη μεθοδολογία έναντι όλων των υπολοίπων προσεγγίσεων, δείχνοντας ότι μπορεί να αποτελέσει γενικότερο εργαλείο εκτίμησης του πλήρους κόστους για αντίστοιχα προβλήματα και περιοχές εφαρμογής. Η ανάπτυξη αυτής της μεθοδολογίας αποτελεί απόδειξη ότι είναι εφικτό για γίνει κοστολόγηση στο αρδευτικό νερό ακόμα και σε μια περιοχή με σοβαρή έλλειψη δεδομένων.
- Αξίζει να σημειωθεί ότι η μεθοδολογία που εφαρμόζεται στην παρούσα διατριβή δεν είναι μονομερής και απόλυτη, αλλά αφήνει το περιθώριο στον

εκάστοτε λήπτη της πολιτικής αυτής απόφασης να εξάγει την τελική τιμή του κόστους (μέσω βαρυτήτων), ανάλογα της σημαντικότητας που αποδίδει στις επιμέρους κατηγορίες. Η προσωπική αντίληψη και κρίση του εκάστοτε μελετητή ή λήπτη αποφάσεων μπορεί να επηρεάσει έως ένα συγκεκριμένο σημείο το κόστος πόρου και το περιβαλλοντικό κόστος.

- Η επανεξέταση των επιταγών κοστολόγησης του αρδευτικού νερού με την πλήρη αξία του σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Οδηγία – Πλαίσιο 2000/60 υπό την κοινωνικοοικονομική τους διάσταση. Πάνω σε αυτό το θέμα έχουν εκπονηθεί αρκετές έρευνες, κυρίως θεωρητικές, όμως στην παρούσα διατριβή υπολογίστηκε η επίπτωση της ενσωμάτωσης του πλήρους κόστους του αρδευτικού νερού στο συνολικό κόστος παραγωγής. Έτσι φαίνονται οι πιθανές μειώσεις των τελικών καθαρών κερδών, θέτοντας έτσι υπό κρίση την «κατά γράμμα» εφαρμογή της Οδηγίας, τουλάχιστον σε υποβαθμισμένες περιοχές με μεγάλα κόστη νερού. Ο συνυπολογισμός αυτής της αξίας στο συνολικό κόστος παραγωγής στοχεύει στην αλλαγή της νοοτροπίας που υιοθετείται στην αγροτική οικονομία (αλλά και στις άλλες δραστηριότητες που χρησιμοποιούν το νερό ως πρώτη ύλη) με το να αγνοεί το πλήρες κόστος του νερού.
- Είναι η πρώτη φορά στη χώρα που διερευνώνται οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής σε υδρολογικούς (π.χ. διαθεσιμότητα νερού, ζήτηση, υδατικό ισοζύγιο) και οικονομικούς παράγοντες (π.χ. κέρδη, κόστος νερού) από κοινού. Η Τράπεζα της Ελλάδος (2011) μελέτησε μία σειρά επιπτώσεων, με διαφορετικά κλιματικά σενάρια, και μόνο τα κέρδη από την αγροτική δραστηριότητα είναι η κοινή παράμετρος που μελετήθηκε στις δύο έρευνες, με διαφορετική πάντως προσέγγιση.
- Η αντιμετώπιση της πλειονηφίας των πιθανών προβλημάτων που σχετίζονται σε θέματα διαχείρισης νερού. Όλη η παραπάνω μεθοδολογία εφαρμόστηκε σε μία περιοχή μελέτης, κάτι που μπορεί με την πρώτη ματιά να φαντάζει περιοριστικό, όμως στην πραγματικότητα η συγκεκριμένη περιοχή μελέτης παρείχε την πληρέστερη δυνατή κατάσταση του προβλήματος. Η εφαρμογή της σε άλλη περιοχή θα είναι απλούστερη, καθώς πιθανότατα δε θα εξυπηρετείται και από επιφανειακούς και από υπόγειους υδατικούς πόρους, ούτε τόσο εμφανή απουσία διαχειριστικού ελέγχου και παρακολούθησης μέσω καταγραφής στοιχείων.
- Τα συμπεράσματα που προκύπτουν από τη μελέτη των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής σε τόσους παράγοντες, η απόδειξη της αβεβαιότητας που περικλείουν και η σύνδεσή τους με το ευρύτερο σκεπτικό μελέτης της κλιματικής αλλαγής, εισάγουν ένα νέο προβληματισμό στις υδρο-οικονομικές μελέτες, για το πόσο ρεαλιστικά είναι όλα αυτά.
- Η δημιουργία ενός Ολοκληρωμένου Συστήματος Λήψης Αποφάσεων που να εμπεριέχει διαφορετικές τεχνικές Πολυκριτηριακής Ανάλυσης και να απευθύνεται σε διαφορετικές ομάδες ενδιαφερομένων. Αξίζει να σημειωθεί η ανάλυση αξιολόγησης καταλληλότητας των μεθόδων, καθώς μπορεί να γλιτώσει πολύτιμο χρόνο μελέτης και εφαρμογής από μελλοντικές εργασίες.

- Οι βαρύτητες για την εφαρμογή του μοντέλου αποφάσεων εξάγονται από τους ειδικούς σε θέματα διαχείρισης νερού και τους ιθύνοντες από τις σχετικές υπηρεσίες. Έτσι, παρέχεται ένα ολοκληρωμένο σύστημα, και ως προς τις μεθόδους και ως προς το δείγμα. Με αυτή τη θεώρηση μπορεί να εξεταστεί η αβεβαιότητα ως προς τον κάθε παράγοντα χωριστά, αλλά και συνολικά. Η άποψη των αρμοδίων αποτυπώνει τι θεωρούν διαχειριστικά ωφελιμότερο για την περιοχή μελέτης, αποτελώντας έτσι ένα μέτρο αξιολόγησης και για τους ίδιους. Είναι συνεπώς ένα στοιχείο που δεν είχε ληφθεί υπόψη στις μέχρι τώρα προσεγγίσεις. Και πάλι η πιο σχετική διατριβή είναι αυτή του Λατινόπουλου (2006), που όμως δε λάμβανε τη γνώμη των ιθυνόντων. Το σύστημα συνεισφέρει στη συμπλήρωση και την επέκταση των γνώσεων των ιθυνόντων και ενισχύει την ιδέα της δημόσιας συμμετοχής, κάτι ιδιαίτερα σημαντικό για τη χώρα.

Ίσως η κυριότερη τελικά συνεισφορά της διατριβής είναι η βελτίωση της σφαιρικότητας στην αντίληψη όλων των διαφορετικών παραγόντων που εμπλέκονται σε τέτοια προβλήματα, άρα η καλύτερη κατανόησή τους, ώστε οι λύσεις να είναι πιο ξεκάθαρες και τα μέτρα να λαμβάνονται πιο στοχευμένα. Αναπόφευκτα όμως, όλα τα παραπάνω συνοδεύονται και από μία σειρά αδυναμίες – περιορισμούς (αναγκαίες παραδοχές για τη συνέχιση της έρευνας) που χρειάζονται προσοχή σε μελλοντική χρήση. Οι κυριότερες αδυναμίες της είναι οι εξής:

- Η έλλειψη των δεδομένων μπορεί να λογίζεται ως κάτι θετικό, υπό την έννοια ότι οι μεθοδολογίες μπορούν να εφαρμοστούν και ανταποκρίνονται υπό τέτοιες συνθήκες, όμως δεν παύει να αποτελεί περιορισμό. Αν υπήρχε η δυνατότητα καταγραφής και συλλογής πληρέστερων δεδομένων, η διάρθρωση της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης θα ήταν διαφορετική, και ενδεχομένως κάλυπτε όλη την έκταση της διατριβής. Θα ήταν δυνατό να συνδυαστούν όλοι οι περιβαλλοντικοί και παραγωγικοί στόχοι, με χρήση τεχνικών βελτιστοποίησης του όλου συστήματος, προσφέροντας έτσι ένα πιο εξελιγμένο διαχειριστικό εργαλείο.
- Η ανάλυση κρίθηκε χρησιμότερο να γίνει σε ένα έτος, και όχι σε χρονοσειρά, αναφερόμενη σε ένα έτος στόχο, όπου θα επιτυγχάνονταν η καλή κατάσταση των ΥΣ. Αυτό από τη μία είναι θετικό καθώς εξάγει το πλήρες κόστος νερού σήμερα, δίνοντας άμεσα τη σκυτάλη στην πολιτική απόφαση, όμως από την άλλη είναι αρνητικό, καθώς δε συμβαδίζει με το πνεύμα της Οδηγίας 2000/60 που θέτει προθεσμίες για την πρόοδο στη διαχείριση των ΥΣ. Ο λόγος που η ανάλυση δεν έγινε σε χρονοσειρά ήταν η τροποποίηση του θέματος της έρευνας τη στιγμή που ένα μέρος της είχε ολοκληρωθεί. Αυτό συνέβη για να αποφευχθεί η αδυναμία που αναφέρθηκε παραπάνω, και εφόσον εντοπίστηκε η έλλειψη μιας ολοκληρωμένης μεθοδολογίας κοστολόγησης του αρδευτικού νερού.
- Η σύνδεση των μοντέλων που εφαρμόστηκαν μπορεί να θεωρηθεί πλεονέκτημα, καθώς παρέχει μεγαλύτερη εποπτεία σε κάθε βήμα της ανάλυσης. Από την άλλη

πλευρά όμως αποτελεί μειονέκτημα ως προς τον υπολογιστικό χρόνο που απαιτείται την ανάλυση.

- Στον υπολογισμό του κόστους πόρου εφαρμόστηκαν δύο τρόποι. Το πρόβλημα βελτιστοποίησης που αναπτύχθηκε και επιλύθηκε στο δεύτερο τρόπο, αφορά τη μεγιστοποίηση του κέρδους από την αγροτική δραστηριότητα μέσω μιας διαφορετικής κατανομής καλλιεργειών. Είναι ένα κλασικό πρόβλημα που χρησιμοποιείται ευρέως στη βιβλιογραφία (γνωστό ως farmer's problem) και λαμβάνει υπόψη του περιορισμούς που χρησιμοποιήθηκαν και στην παρούσα διατριβή. Επίσης, οι συγκεκριμένοι περιορισμοί χρησιμοποιήθηκαν επειδή ήταν δυνατό να συλλεχθούν τα απαραίτητα δεδομένα. Σε κάποια άλλη περιοχή μελέτης όπου ίσως δε θα είναι δυνατό να χρησιμοποιηθούν όλοι τους, ή κριθεί αναγκαίο να προστεθούν περιορισμοί, τα αποτελέσματα ενδέχεται να διαφέρουν. Στη συγκεκριμένη περιοχή οι διαφορές σε δοκιμές που πραγματοποιήθηκαν ήταν μικρές. Σε κάθε περίπτωση, συνίσταται η εκτίμηση και με τους δύο τρόπους, ώστε να υπάρχει και ένα μέτρο σύγκρισης.
- Ένας από τους περιορισμούς του παραπάνω προβλήματος είναι και η ελάχιστη έκταση των καλλιεργειών, ώστε να μην αποκλειστούν εντελώς από το αποτέλεσμα όσες είναι ασύμφωρες, και συνεπώς να οδηγηθούμε σε μη ρεαλιστικό καλλιεργητικό πλάνο. Αυτός ο περιορισμός στην παρούσα εργασία τέθηκε από τη μελέτη της διαχρονικής εξέλιξης κατανομής καλλιεργειών και επιβεβαιώθηκε από την κατανομή ενός τυπικού στρέμματος στη Θεσσαλία. Οι μεταβολές των καλλιεργειών ήταν σχετικά μικρές στη μελετώμενη περιοχή. Σε αντίθετη περίπτωση που δεν υπάρχουν δεδομένα, ή είναι τέτοια που η μεταβολή των εκτάσεων είναι μεγάλη, τότε οι περιορισμοί αυτοί γίνονται πιο «χαλαροί», ή πρέπει να αποδοθούν από το μελετητή. Το μειονέκτημα αυτής της σημαντικής απαίτησης δεδομένων στη μεθοδολογία είναι δυνατό να εισάγει την υποκειμενικότητα στον υπολογισμό του κόστους πόρου.
- Μία άλλη υποκειμενικότητα εισάγεται στον υπολογισμό του περιβαλλοντικού κόστους κατά τη χρήση των συναρτήσεων ωφελιμότητας. Οι τελικές βαρύτητες σημαντικότητας ουσιαστικά εκφράζουν την πρόθεση προστασίας και την περιβαλλοντική συνείδηση του εκάστοτε λήπτη αποφάσεων. Και οι δύο υποκειμενικότητες που αναφέρθηκαν κυμαίνονται σε ένα καθορισμένο και ελεγχόμενο εύρος τιμών, συνεπώς θεωρείται ότι η όποια σκοπιμότητα στο τελικό αποτέλεσμα, έχει αντιμετωπιστεί.
- Η αβεβαιότητα όπως σχολιάστηκε στις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής, αποτελεί ένα σημαντικό συμπέρασμα, δεν παύει όμως να οδηγεί σε σχετικά μεγάλες μεταβολές αποτελεσμάτων. Έτσι δημιουργούνται άλλες αμφιβολίες, σχετικά για παράδειγμα με την ποιότητα των πρωτογενών δεδομένων, την τεχνική καταβιβασμού κλίμακας, και κυρίως η ευστάθεια της γενικής θεώρησης του προβλήματος. Στη συγκεκριμένη εργασία λόγω του μεγάλου αριθμού επαναλήψεων που πραγματοποιήθηκαν και της σύγκρισης με άλλες εργασίες, θεωρείται ότι η αβεβαιότητα αυτών των παραγόντων δεν επηρέασε τα τελικά

αποτελέσματα. Οι μεγάλες μεταβολές τους λοιπόν θεωρείται ότι είναι πιο πιθανό να αποφευχθούν με μέτρα αντιμετώπισης, όπου δεν είναι δυνατό να προσομοιωθούν επειδή για την παρούσα ανάλυση αποτελούν εξωγενείς μεταβλητές.

8.4. Προτάσεις για περαιτέρω έρευνα

Οι θεωρητικές και πρακτικές πτυχές της διατριβής μπορούν να χρησιμοποιηθούν για περαιτέρω εξειδικευμένη διερεύνηση. Στην προσπάθεια της έρευνας να είναι σφαιρική και να έχει πιο ολοκληρωμένο χαρακτήρα, σε συνδυασμό με τη φύση του αντικειμένου της Ολοκληρωμένης Διαχείρισης Υδατικών Πόρων, της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης, και της πλήρους κοστολόγησης νερού, εξετάστηκε πληθώρα επιστημονικών πεδίων. Έτσι, η πιο λεπτομερειακή εξέταση ορισμένων ζητημάτων που προκύπτουν, προσφέρεται για περαιτέρω έρευνα. Πιο συγκεκριμένα:

- Η δοκιμή του υδρο-οικονομικού μοντέλου, όπως αυτό αναπτύχθηκε στο 3^ο Κεφάλαιο, σε ανάλυση χρονοσειράς στην ίδια περιοχή μελέτης.
- Η εφαρμογή του σε άλλες περιοχές μελέτης, με παρόμοια χαρακτηριστικά, ώστε να συγκριθούν τα αποτελέσματα.
- Η εφαρμογή της μεθοδολογίας που αναπτύχθηκε για την κοστολόγηση του αρδευτικού νερού, σε άλλες περιοχές μελέτης, και ίσως με τη θεώρηση και περισσότερων χρήσεων νερού.
- Τα αποτελέσματα του πλήρους κόστους έδειξαν ότι η «κατά γράμμα» εφαρμογή του μέτρου και η χρέωση ολόκληρου του ποσού θα μειώσει σημαντικά τα εισοδήματα των χρηστών. Έτσι, έπειτα από την κοστολόγηση, θα πρέπει να γίνει ανάλυση για την καταλληλότερη τιμολόγηση, είτε διερευνώντας τις πιθανές πολιτικές τιμολόγησης, είτε εκτιμώντας την τιμή που επιτυγχάνει το άριστο επίπεδο ισορροπίας μέσω καμπυλών προσφοράς-ζήτησης.
- Η σύνδεση των μοντέλων που χρησιμοποιήθηκαν σε περιβάλλον ανοιχτού κώδικα, ώστε να εξαχθεί ένα εργαλείο εξολοκλήρου προσβάσιμο (και όχι τμηματικώς, όπως τώρα) και εύκολα επεξεργάσιμο.
- Η δημιουργία ηλεκτρονικής βάσης δεδομένων για την παρακολούθηση της κατάσταση των ΥΣ της λεκάνης απορροής της Κάρλας, ως πιλοτικής περιοχής, με σκοπό να εξάγεται ανά πάσα στιγμή η οποιαδήποτε πληροφορία, καθώς και το πλήρες κόστος νερού.
- Η εφαρμογή της ανάλυσης με περισσότερα διαχειριστικά σενάρια, τα οποία θα μπορούσαν να αξιολογηθούν και μέσω του μοντέλου Πολυκριτηριακής Ανάλυσης (π.χ. κατασκευή μικρότερων επιμέρους ταμιευτήρων, βελτιστοποίηση υπόγειου υδροφορέα, επαναχρησιμοποίηση νερού, κλπ.)
- Η εφαρμογή του μοντέλου αποφάσεων που αναπτύχθηκε με δείγμα πλέον τους γεωργούς της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας. Θα έχει ενδιαφέρον να συγκριθούν τα αποτελέσματα μέσω των προτεραιοτήτων που θα θέσουν, με τα αντίστοιχα των ιθυνόντων και των ειδικών. Είναι ένα δύσκολο εγχείρημα, όμως μπορεί να θέσει τις βάσεις για την ευαισθητοποίηση των χρηστών σε μια

διαδικασία προθυμοποίησης για ενημέρωση και τη συμμετοχή τους στο σχεδιασμό.

Από τα παραπάνω, τα τέσσερα πρώτα βρίσκονται ήδη υπό διαμόρφωση, σε μία προσπάθεια εμβάθυνσης, τελειοποίησης και ολοκλήρωσης των συγκεκριμένων πεδίων της έρευνας, αλλά και ως κίνητρο για τη γενίκευση πολλών συμπερασμάτων.

ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΣΕ ΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΑ ΠΕΡΙΟΔΙΚΑ ΜΕ ΚΡΙΣΗ

- Alamanos, A., Xenarios, S., Mylopoulos, N., & Stålnacke, P. (2016). Hydro-economic modeling and management with limited data: the case of Lake Karla Basin, Greece. *European Water Journal*, (54), pp. 3-18.
- Alamanos, A., Xenarios, S., Mylopoulos, N., & Stålnacke, P. (2017). Integrated Water Resources Management in Agro-economy using linear programming: the case of Lake Karla Watershed, Greece. *European Water Journal*, (60), pp. 41-47.
- Alamanos, A., Mylopoulos, N., Loukas, A., & Gaitanaros, D. (2018). An Integrated Multicriteria Analysis Tool for Evaluating Water Resource Management Strategies. *Water*, 10(12), 1795. doi:10.3390/w10121795.
- Alamanos, A., Latinopoulos, D., Papaioannou, G., & Mylopoulos, N. (2019). Integrated hydro-economic modeling for sustainable water resources management in data-scarce areas. *Water Resources Management* (under review).

ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΣΕ ΣΥΝΕΔΡΙΑ ΜΕ ΚΡΙΣΗ

- Alamanos, A., Xenarios, S., Mylopoulos, N., & Stålnacke P. (2017). Integrated Water Resources Management in Agro-economy using linear programming: the case of Lake Karla Basin, Greece. 10th World Congress of EWRA, 5-9/7/2017, Athens, Greece.
- Alamanos, A., Fafoutis, C., Papaioannou, G., & Mylopoulos, N. (2017). Extension of an integrated hydroeconomic model of Lake Karla basin, under management, climate and pricing scenario analysis. *Proceedings of the Sixth International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning & Economics*, pp.368-357. Thessaloniki, Greece, June 25-30, 2017. ISBN: 978-618-5271-15-2.
- Alamanos, A., Mylopoulos, N., Vasiliades, L., & Loukas, A. (2018). Climate change effects on the availability of water resources of Lake Karla watershed for irrigation and Volos city urban water use. *Proceedings of the 14th Protection and Restoration of the Environment (PRE) Conference*. pp. 3-12. July 3-6, 2018, Thessaloniki, Greece. ISBN: 978-960-99922-4-4.
- Τζιάτζιος Γ., Σιδηρόπουλος Π., Βασιλειάδης Α., Τζαμπύρας Γ., Αλαμάνος Α., Μυλόπουλος Ν., & Λουκάς Α. (2018). Ποσοτική και ποιοτική αποτίμηση της επίδρασης της κλιματικής αλλαγής στον υπόγειο υδροφορέα της λίμνης Κάρλας. Διεθνές Συνέδριο Π.Ε.Δ με θέμα: «Πηνειός ποταμός: πηγή ζωής και ανάπτυξης στη Θεσσαλία», 2-3 Νοεμβρίου 2018, Λάρισα.
- Alamanos, A., Loukas, A., Mylopoulos, N., Xenarios, S., Vasiliades, L., & Latinopoulos, D. (2019). Climate change effects on agriculture in southeast Mediterranean: the case of Karla Watershed in Central Greece. *EGU General Assembly*, 2019. Vienna, Austria, 7–12 April 2019.
- Alamanos, A., Mylopoulos, N., Loukas, A., Latinopoulos, D., & Xenarios, S. (2019). Hydro-economic modelling approaches for agricultural water resources management

in a Greek Watershed. In: 11th World Congress on Water Resources and Environment (EWRA 2019), Madrid, Spain, 25-29 June 2019.

ΑΝΑΚΟΙΝΩΣΕΙΣ ΣΕ ΗΜΕΡΙΔΕΣ

Αλαμάνος Α. (2017). Βιώσιμη Διαχείριση Υδατικών Πόρων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας: Ανάπτυξη Ολοκληρωμένου Συστήματος Λήψης Αποφάσεων μέσω ενιαίου Υδρο-οικονομικού μοντέλου και Πολυκριτηριακής Ανάλυσης. 5^η Ημερίδα Ερευνητικής Δραστηριότητας της Πολυτεχνικής Σχολής του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας. Βόλος, 17/05/2017.

Αλαμάνος Α. (2018). Μεθοδολογικό πλαίσιο εκτίμησης του πλήρους κόστους αρδευτικού νερού. 6^η Ημερίδα ερευνητικής δραστηριότητας της Πολυτεχνικής Σχολής του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας. Βόλος, 30/05/2018.

ΔΙΕΘΝΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Aboukhaled, A. (1992). Wastewater for crop production in the near east: Towards safe and efficient management. *International Journal of Water Resources Development*, 8(3), pp.204-215.
- Acher A. (1994). Sunlight disinfection of domestic effluents for agricultural use. *Water Research*, 28(5), pp.1153-1160, 1994.
- Adelman, L. (1992). *Evaluating decision support and expert systems*. New York: John Wiley & Sons.
- Afshar, A., Massoumi, F., Afshar, A., & Mariño, M. A. (2015). State of the Art Review of Ant Colony Optimization Applications in Water Resource Management. *Water Resources Management*, 29(11), 3891-3904. doi:10.1007/s11269-015-1016-9
- Agence de l'eau Loire-Bretagne (2015). *Sdage Loire-Bretagne 2016-2021, 2nd RBMP Loire Bretagne* (<https://sdage-sage.eau-loire-bretagne.fr/home/lesdage/les-documents-du-sdage-2016-2021/le-sdageet-ses-documentsdaccom.html>) accessed 27 March 2018.
- Agudelo, J. I. (2001). *The economic valuation of water: Principles and methods*. Delft: IHE Delft.
- Agyei, E., Munch, D. A., & Burger, P. (2005). *Application of optimization modeling to water resource planning in East-Central Florida*. Palatka, FL: St. Johns River Water Management District.
- Alamanos, A., Fafoutis, C., Papaioannou, G., & Mylopoulos, N. (2017b). Extension of an integrated hydroeconomic model of Lake Karla basin, under management, climate and pricing scenario analysis. *Proceedings of the Sixth International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning & Economics*, pp.368-357. Thessaloniki, Greece, June 25-30, 2017. ISBN: 978-618-5271-15-2.
- Alamanos, A., Latinopoulos, D., Papaioannou, G., & Mylopoulos, N. (2019a). Integrated hydro-economic modeling for sustainable water resources management in data-scarce areas. *Water Resources Management* (under review).
- Alamanos, A., Loukas, A., Xenarios, S., Mylopoulos, N., & Latinopoulos, D. (2019c). Hydro-economic modeling in an agricultural watershed under climate change. *EGU General Assembly*, 2019. Vienna, Austria, 7–12 April 2019.
- Alamanos, A., Mylopoulos, N., Loukas, A., & Gaitanaros, D. (2018). An Integrated Multicriteria Analysis Tool for Evaluating Water Resource Management Strategies. *Water*, 10(12), 1795. doi:10.3390/w10121795.
- Alamanos, A., Mylopoulos, N., Loukas, A., Latinopoulos, D., & Xenarios, S. (2019b). Hydro-economic modelling approaches for agricultural water resources management in a Greek Watershed. In: *11th World Congress on Water Resources and Environment (EWRA 2019)*, Madrid, Spain, 25-29 June 2019.
- Alamanos, A., Mylopoulos, N., Vasiliades, L., & Loukas, A., (2018a). Climate change effects on the availability of water resources of Lake Karla watershed for irrigation and Volos city urban water use. *Proceedings of the 14th Protection and Restoration of the Environment (PRE) Conference*. pp. 3-12. July 3-6, 2018, Thessaloniki, Greece. ISBN: 978-960-99922-4-4.

- Alamanos, A., Xenarios, S., Mylopoulos, N., & Stålnacke, P. (2016). Hydro-economic modeling and management with limited data: the case of Lake Karla Basin, Greece. *European Water Journal*, (54), pp. 3-18.
- Alamanos, A., Xenarios, S., Mylopoulos, N., & Stålnacke, P. (2017a). Integrated Water Resources Management in Agro-economy using linear programming: the case of Lake Karla Watershed, Greece. In: 10th World Congress of EWRA. Athens: EWRA.
- Alberini, A., & Cooper, J. (2000). Applications of the contingent valuation method in developing countries: A survey. Rome: FAO.
- Alcamo, J., Flörke, M., & Märker, M. (2007). Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal*, 52(2), 247-275. doi:10.1623/hysj.52.2.247
- Alexandrov, V., & Hoogenboom, G. (2000). The impact of climate variability and change on crop yield in Bulgaria. *Agricultural and Forest Meteorology*, 104(4), 315-327. doi:10.1016/s0168-1923(00)00166-0.
- Ali, S., Liu, Y., Ishaq, M., Shah, T., Abdullah, Ilyas, A., & Din, I. (2017). Climate Change and Its Impact on the Yield of Major Food Crops: Evidence from Pakistan. *Foods*, 6(6), 39. doi:10.3390/foods6060039
- Allen, R. G., & Pruitt, W. O. (1986). Rational Use of The FAO Blaney-Criddle Formula. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112(2), 139-155. doi:10.1061/(asce)0733-9437(1986)112:2(139)
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, paper 56, pp.290
- Al-Welshah, R.A. (2000). Optimal use of irrigation water in the Jordan Valley: A Case Study. *Water Resources Management* (14), pp. 327-338.
- AMAP/UNEP (2015). Global mercury modelling: Update of modelling results in the Global Mercury Assessment 2013. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland (<https://www.amap.no/documents/doc/global-mercurymodelling-update-of-modelling-results-in-the-globalmercury-assessment-2013/1218>) accessed 2 April 2018.
- Amir, I., & Fisher, F. (1999). Analyzing agricultural demand for water with an optimizing model. *Agricultural Systems*, 61(1), 45-56. doi:10.1016/s0308-521x(99)00031-1.
- Ananiadis, C.I. (1956). Limnology study of lake Karla. *Bulletin de l'Institut Océanographique*, 1083, pp.1-19.
- Ando, A. & Khanna, M. (2004). Natural Resource Damage Assessment Methods: Lessons in Simplicity from State Trustees. *Contemporary Economic Policy* 22(4), pp. 504-519.
- Andreoli, M. & Tellarini, V. (2000). Farm sustainability evaluation: methodology and practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77(1-2), pp. 43-52.
- Andreu, J., Capilla J., & Sanchis E. (1996). Generalized decision support system for water resources planning and management including conjunctive water use. *Journal of Hydrology*. (177), pp. 269-291.
- Andriole, S.J. (1989). Handbook for the design, development, evaluation, and application of interactive decision support systems. Princeton, NJ: Petrocelli.
- Anselin, L. & Arias, E.G. (1983). A multi-criteria framework as a decision support system for urban growth management applications: Central city redevelopment. *European Journal of Operational Research*, 13(3), pp. 300-309. DOI: 10.1016/0377-2217(83)90058-9.

- Antunes, E., Marangoni, R.A., Brain, S.D. & De Nucci, G. (1992). Phoneutria nigriventer (armed spider) venom induces increased vascular permeability in rat and rabbit skin in vivo. *Toxicon*, (30), pp. 1011–1016.
- Aragão, A. (2013). Water Pricing and Cost Recovery in Water Services in Portugal. *JEEPL* 10(4), pp. 333–354. DOI 10.1163/18760104-01004004.
- Archontoulis, S.V., Struik, P.C., Yin, X., Bastiaans, L., Vos, J. & Danalatos, N.G. (2010). Inflorescence characteristics, seed composition, and allometric relationships predicting seed yields in the biomass crop *Cynara cardunculus*. *Global Change Biology Bioenergy* (2), pp. 113–129.
- Arle, J., Mohaupt, V., & Kirst, I. (2016). Monitoring of surface waters in Germany under the Water Framework Directive—A review of approaches, methods and results. *Water*, 8(6), pp. 217. doi: 10.3390/w8060217.
- Arnell, N.W. (2003). Effects of climate change on river flows and groundwater recharge using the UKCIP02 scenarios. Report to UK Water Industry Research Limited. University of Southampton.
- Arrhenius, S. (1896). On the Influence of Carbonic Acid in the Air upon the Temperature of the Ground. *London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, 5(41), pp. 237–276.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, R., Leamer, E., Radner, R. & Schuman, H. (1993). Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration, Panel on Contingent Valuation, Federal Register, 58, Washington DC, USA.
- Arshad, M., Qureshi, M.E. & Jakemana A.J. (2013). Cost-benefit analysis of farm water storage: Surface Storage versus Managed Aquifer Storage. 20th International Congress on Modelling and Simulation, Adelaide, Australia, 1–6 December 2013.
- Auffhammer, M., Hsiangy, S.M., Schlenker, W. & Sobel A. (2013). Using Weather Data and Climate Model Output in Economic Analyses of Climate Change. *Review of Environmental Economics and Policy*, 7(2), pp. 181–198. doi:10.1093/reep/ret016.
- Augoustis, A., Hatzioannou, M., Papadopoulos, S., Kateris, D., Neofytou, C. & Vafidis, D. (2012). Assessing quality of an irrigation canal ecosystem, through water and sediment environmental parameters. A case study in Thessaly region, Greece. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 8(1), pp. 23–32.
- Aulong, S. & Rinaudoy, J.D. (2008). Assessing the benefits of different groundwater protection levels: results and lessons learnt from a contingent valuation survey in the Upper Rhine valley aquifer, France. 13th IWRA World Water Congress 2008, 1–4 September, Montpellier, France, 2008.
- Bakker, M. & Matsuno, Y. (2001). A framework for valuing ecological services of irrigation water. *Irrigation and Drainage Systems* (15), pp. 99–115.
- Balana, B.B., Vinten, A., & Slee, R. W. (2011). A review on cost-effectiveness analysis of agri-environmental measures related to the EU WFD: Key issues, methods, and applications. *Ecological Economics*, 70(6), pp.1021–1031. doi: 10.1016/j.ecolecon.2010.12.020.
- Baldock, D., Caraveli, H., Dwyer, J., Einschütz, S., Petersen, J. E., Sumpsi-Vinas, J. & Varela-Ortega C. (2000). The Environmental Impacts of Irrigation in the EU. Report to the Environment Directorate of the European Commission.
- Balzarolo, D., Lazzara, P., Colonna, P., Becciu, G. & Rana, G. (2011). The implementation of the Water Framework Directive in Italy. *Options Méditerranéennes*, A(98), 2011 — Dialogues on Mediterranean water challenges: Rational water use, water price versus value and lessons learned from the European Water Framework Directive.

- Bana e Costa, C.A. & Vansnick, J.C. (1994). MACBETH – An interactive path towards the construction of cardinal value functions. *International transactions in operational Research*, 1(4), pp. 489-500.
- Bange, M., Milroy, S. & Thongbai, P. (2013). Impact of waterlogging on cotton, WATERpak — a guide for irrigation management in cotton and grain farming systems. CSIRO Cotton Research Unit and the Australian Cotton Cooperative Research Centre, Narrabri.
- Barakat, M. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361-377. doi:10.1016/j.arabjc.2010.07.019
- Barclay, P. (2004) Trustworthiness and competitive altruism can also solve the "tragedy of the commons". *Evolution and Human Behavior*, 25 (4), pp. 209-220.
- Bartolini, F., Gallerani, V., Raggi, M. & Viaggi D. (2007). Implementing the Water Framework Directive: Contract Design and the Cost of Measures to Reduce Nitrogen Pollution from Agriculture. *Environmental Management* 2007(40), pp. 567–577. DOI 10.1007/s00267-005-0136-z.
- Barton, D.N. (2002). The transferability of benefit transfer: Contingent valuation of water quality improvements in Costa Rica. *Ecological Economics*, 42(1-2), 147-164. doi:10.1016/s0921-8009(02)00044-7
- Basso, B., & Ritchie, J. (2014). Temperature and drought effects on maize yield. *Nature Climate Change*, 4(4), 233-233. doi:10.1038/nclimate2139.
- Bateman, I., & Willis, K. G. (2006). Valuing environmental preferences: Theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU, and developing countries. Oxford: Oxford University Press.
- Bateman, I., Carson, R., Day, B., Hanemann, W.M., Hanley, N., Hett T, et al. (2003) Guidelines for the use of stated preference techniques for the valuation of preferences for non-market goods. Cheltenham: Edward Elgar; 2003.
- Bateman, I.J., Brouwer, R., Davies, H., Day, B.H., Deflandre, A., Di Falco, S., Georgiou, S., Hadley, D., Hutchins, M., Jones, A.P., Kay, D., Leeks, G., Lewis, M., Lovett, A.A., Neal, C., Posen, P., Rigby, D. & Turner R.K. (2006) Analysing the Agricultural Costs and Non-market Benefits of Implementing the Water Framework Directive. *Journal of Agricultural Economics*, Vol. 57, No. 2, 2006, 221–237.
- Beinat, E. (1997). Value Functions for Environmental Management; Kluwer Academic Publisher: Dordrecht, The Netherlands, 1997.
- Bejbl, J., Bemš, J., Králík, T., Sary, O. & Vastl, J. (2014). New approach to brown coal pricing using internal rate of return methodology. *Applied Energy* 2014(133), pp. 289–297.
- Benayoun, R., de Montgolfier, J., Tergny, J. et al. (1971). *Mathematical Programming*, 1(1), pp. 366-375. <https://doi.org/10.1007/BF01584098>.
- Berbel, J. & Expósito, A. (2018). Economic challenges for the EU Water Framework Directive reform and implementation. *European Planning Studies*, (26)1, pp. 20-34, DOI:10.1080/09654313.2017.1364353.
- Berbel, J., Martin-Ortega, J., & Mesa, P. (2011). A cost-effectiveness analysis of water-saving measures for the Water Framework Directive: the case of the Guadalquivir river basin in Southern Spain. *Water Resources Management*, 25(2), 623-640. doi: 10.1007/s11269-010-9717-6.
- Berger L. (2001). Sewerage Board of Limassol Amathus – Stormwater Drainage Master Plan.
- Berger L. (2007). Nicosia Drainage Final Feasibility Study Report.
- Bergman, R.A. (1995). Membrane softening versus lime softening in Florida: A cost comparison update. *Proceedings of the American Desalting Association 1994 Biennial*

- Conference and Exposition Membrane and Desalting Technologies 11-15 September 1994, Palm Beach, Florida, 102(1-3), pp. 1-325 (October 1995).
- Birol, E., Karousakis, K. & Koundouri, P. (2006). Using Economic Valuation Techniques to Inform Water Resources Management: A Survey and Critical Appraisal of Available Techniques and an Application. *Science of The Total Environment* 365(1-3):105-22. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.02.032.
- Bithas, K. (2011). Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? *Ecological Economics* 70(10), pp. 1703-1706.
- Bithas, K., Kollimenakis, A., Maroulis, G. & Stylianidou, Z. (2014). The water framework directive in Greece. Estimating the environmental and resource cost in the water districts of Western and Central Macedonia: methods, results and proposals for water pricing. *Procedia Economics and Finance* 8(2014), pp. 73 – 82.
- Bittencourt, S., Monte Serrat, B., Mansur Aisse, M. & Gomes, D. (2014). Sewage Sludge Usage in Agriculture: a Case Study of Its Destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. *Water Air Soil Pollut* (2014), pp. 225:2074. DOI 10.1007/s11270-014-2074-y.
- Black, A., Colombo, S., Hanley, N., Tinch, D., Aftab, A. & Bergmann, A. (2006). Transferring the benefits of water quality enhancements in small catchments, Contributed paper prepared for presentation at the International Association of Agricultural Economists Conference, Gold Coast, Australia (available at: <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/25790/1/cp060482.pdf>).
- Blanco-Gutiérrez, I., Varela-Ortega, C., & Purkey, D. R. (2011). Integrated economic-hydrologic analysis of policy responses to promote sustainable water use under changing climatic conditions. EAAE 2011 Congress, Change and Uncertainty Challenges for Agriculture, Food and Natural Resources. August 30 to September 2, 2011. ETH Zurich, Zurich, Switzerland.
- Blanco-Gutiérrez, I., Varela-Ortega, C., & Purkey, D. R. (2013). Integrated assessment of policy interventions for promoting sustainable irrigation in semi-arid environments: A hydro-economic modeling approach. *Journal of Environmental Management*, 128, 144-160. doi:10.1016/j.jenvman.2013.04.037.
- Blaney, H. F., & Griddle, W. D. (1950). Determining water requirement? in irrigated areas from climatological and irrigation data: U.S. Dept. Agriculture, Soil Conserv. Service, Tech. Paper 96, 48p.
- Blaney, H.F. & Criddle, W.D. (1962). Determining consumptive use and irrigation water requirements. U. S. Dept. Agr. Agricultural Research Service Tech Bull 1275. 59p.
- BMUB/UBA, 2016, Water Framework Directive — The status of German waters 2015, BMUB, Bonn, and UBA, Dessau (<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/water-framework-directive>) accessed 27 March 2018.
- Boeuf, B., & Fritsch, O. (2016). Studying the implementation of the Water Framework Directive in Europe: A meta-analysis of 89 journal articles. *Ecology and Society*, 21(2), 19. doi:10.5751/ES-084411-210219.
- Boland, J.J. (1993). Pricing Urban Water: Principles and Compromises, *Water Resources Update*, 7-10, September 1993.
- Boland, J.J., Dziegielewski, B., Baumann D.D. & Opitz E.M. (1984). Influence of Price and Rate Structures on Municipal and Industrial Water Use, IWR Report 84-c-2, Fort Belvoir, VA: U.S. Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources.
- Boley, N. (2015). Measurement Issues Relating to the EU Water Framework Directive, Government Chemist, Advisory Function Study. January, 2015. LGC/R/2015/374.

- Bolt, C. (1993). *The Cost of Quality: Establishing Customers' Willingness to Pay in a Regulated Monopoly*. OFWAT, Birmingham.
- Booker, J.F. (1995) Hydrologic and Economic Impacts of Drought Under Alternative Policy Responses. *Journal of American Water Resources Association* (31), pp. 889–906. doi: 10.1111/j.1752-1688.1995.tb03409.x.
- Borboudaki, K.E., Paranychanakis, N.V. % Tsagarakis, K.P., 2005. Integrated wastewater management reporting at tourist areas for recycling purposes, including the case study of Hersonissos, Greece. *Environmental Management* 36(4), 610–623.
- Borrego-Marín, M.M., Gutiérrez-Martín, C., & Berbel, J. (2016). Estimation of cost recovery ratio for water services based on the system of environmental-economic accounting for water. *Water Resources Management*, 30(2), pp. 767–783. doi:10.1007/s11269-015-1189-2.
- Bouleau, G. (2008). The WFD dreams: Between ecology and economics. *Water and Environment Journal*, 22(4), 235-240. doi:10.1111/j.1747-6593.2008.00122.x.
- Bowen, R. L., & Young, R. A. (1985). Financial and Economic Irrigation Net Benefit Functions for Egypt's Northern Delta. *Water Resources Research*, 21(9), 1329-1335. doi:10.1029/wr021i009p01329.
- Boyer, T., & Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: A review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24(4), 744-755. doi:10.1672/0277-5212(2004)024[0744:vuwaro]2.0.co;2.
- Brans, J., & Vincke, Ph. (1985). A preference ranking organization method: The PROMETHEE method. *Management Science* (31), pp. 647–656.
- Brans, J., Vincke, P., & Mareschal, B. (1986). How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. *European Journal of Operational Research* (24), pp. 228–238.
- Brans, J.P. & Mareschal, B. (2000). How to Decide with PROMETHEE?, available at <http://www.visualdecision.com>.
- Brans, J.P. & Vincke, P. (1985). A preference ranking organisation method: The PROMETHEE method for MCDM. *Management Science* 31, pp. 647–656.
- Brent, R. (2006). *Applied Cost–Benefit Analysis*, Second Edition, Edward Elgar Publishing, <https://EconPapers.repec.org/RePEc:elg:eebook:3477>. ISBN: 9781843768913.
- Briscoe, J. (1996). *Water as an Economic Good: The Idea and What it Means in Practice*, Proceedings of the World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage, Cairo, 1996.
- Brouwer, R & Hofkes, M (2008). Integrated hydro-economic modelling: Approaches, key issues and future research directions. *Ecological Economics* (66), pp. 16–22. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.02.009.
- Brouwer, R. & Strosser, P. (2004). Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive. An overview of European practices. Workshop Proceedings, RIZA Working Paper 2004.112x. Beurs van Berlage, Amsterdam, 26 March 2004.
- Brouwer, R. (2000). The validity and reliability of environmental value transfer. State of the art and future prospects. *Ecological Economics*, (32), pp. 137-152.
- Brouwer, R. (2003). The benefits of cleaner bathing water in the Netherlands (in Dutch). RIZA report 2003.008. Lelystad, the Netherlands.
- Brouwer, R. (2004). What is the value of clean water? Public perception and willingness to pay for cleaner water in the Netherlands (in Dutch). RIZA report 2004.013. Lelystad, the Netherlands.
- Brouwer, R. (2008). The potential role of stated preference methods in the Water Framework Directive to assess disproportionate costs, *Journal of Environmental Planning and Management* 51(5), pp. 597-614, DOI: 10.1080/09640560802207860.

- Brouwer, R., Barton, D.N., Bateman, I.J., Brander, L., Georgiou, S., Martín-Ortega, J., Pulido-Velazquez, M., Schaafsma, M. & Wagtendonk, A. (2009). Economic Valuation of Environmental and Resource Costs and Benefits in the Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners. Institute for Environmental Studies, VU University Amsterdam, the Netherlands.
- Burt, O. R. (1966). Economic Control of Groundwater Reserves. *Journal of Farm Economics*, 48(3), 632. doi:10.2307/1236865.
- Burt, O.R. (1964). Optimal Resource use Over Time with an Application to Ground Water. *Management Science* (11), pp. 80–93. doi: 10.1287/mnsc.11.1.80.
- Cai, X. (2008). Implementation of holistic water resources-economic optimization models for river basin management – Reflective experiences. *Environmental Modelling & Software*, 23(1), 2-18. doi:10.1016/j.envsoft.2007.03.005.
- Cai, X., Mckinney, D. C., & Lasdon, L. S. (2003). Integrated Hydrologic-Agronomic-Economic Model for River Basin Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(1), 4-17. doi:10.1061/(asce)0733-9496(2003)129:1(4).
- Calzadilla, A., Zhu, T., Rehdanz, K., Tol, R.S.J., Ringler, C. (2014). Climate change and agriculture: Impacts and adaptation options in South Africa. *Water Resources and Economics* 5(2014), pp. 24–48.
- Chamoglou, M., Papadimitriou, T. & Kagalou, I. (2014). Key-Descriptors for the Functioning of a Mediterranean Reservoir: The Case of the New Lake Karla-Greece. *Environmental Processes*, 1(2), pp. 127–135. <https://doi.org/10.1007/s40710-014-0011-0>.
- Chandrasekaran, G., & Ramesh, R. (1987). Microcomputer based multiple criteria decision support system for strategic planning. *Information & Management*, 12(4), 163-172. doi:10.1016/0378-7206(87)90039-5.
- Chartzoulakis K. & Bertaki M. (2015). Sustainable Water Management in Agriculture under Climate Change, *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4(2015), pp. 88-98.
- Chen, C., Zhao, T., Liu, R. & Luo, L. (2017). Performance of five plant species in removal of nitrogen and phosphorus from an experimental phytoremediation system in the Ningxia irrigation area. *Environmental Monitoring Assessment*, 2017(189), pp. 497. DOI 10.1007/s10661-017-6213-y.
- Chen, Y., Shuai, J., Zhang, Z., Shi, P. & Tao, F. (2014). Simulating the impact of watershed management for surface water quality protection: A case study on reducing inorganic nitrogen load at a watershed scale. *Ecological Engineering* 62(2014), pp. 61– 70.
- Cheng, S., Chan, C.W. & Huang, G.H. (2002). Using multiple criteria decision analysis for supporting decision of solid waste management, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37(6), pp. 975–990.
- Chohin-Kuper, A., Rieu, T. & Montginoul, M. (2003). Water policy reforms: pricing water, cost recovery, water demand and impact on agriculture. Lessons from the Mediterranean experience. *Water Pricing Seminar: Agencia Catalana del Agua and World Bank Institute*.
- Churchman, C.W., Ackoff, R.L. & Arnoff, E.L. (1957). *Introduction to Operations Research*, New York: Wiley.
- Clemens, M. A. (2014). *International Handbook on Migration and Economic Development*, Edward Elgar Publishing, 2014, chap. 6, pp. 152–185.
- Climaco, J. (1997). Multicriteria Analysis. In *Proceedings of the XIth International Conference on MCDM*, Coimbra, Portugal, 1–6 August 1997; Springer: Berlin, Germany, 1997.
- Coase, R. (1960) The problem of social cost, *Journal of Law & Economics*. October, 1960.
- Cobb, C.W. & Douglas, P.H. (1928). A Theory of Production. *American Economic Review*. 18 (Supplement), pp. 139–165. Retrieved 26 September 2016.

- Cohon, J.L. & Marks, D.H. (1975). A review evaluation of multiobjective programming techniques. *Water Resources Management*, 11(2), pp. 208–220.
- Coller, M. & Harrison, G.H. (1995). On the Use of the Contingent Valuation Method to Estimate Environmental Costs. In: *Advances in Accounting*. Reckers, P.M.J. (ed.), Greenwich, CT: JAP Press, volume 13.
- Collins, A., Ohandja, D.G., Hoare, D., & Voulvoulis, N. (2012). Implementing the Water Framework Directive: a transition from established monitoring networks in England and Wales. *Environmental Science Policy* (17), pp. 49–61.
- Collins, W.J., Bellouin, N., Doutriaux-Boucher, M., Gedney, N., Hinton, T., Jones, C.D., Liddicoat, S., Martin, G., O'Connor, F., Rae, J., Senior, C., Totterdell, I., Woodward, S., Reichler, T., & Kim, J. (2008). Evaluation of the HadGEM2 model. Met Office Hadley Centre Technical Note no. HCTN 74, available from Met Office, FitzRoy Road, Exeter EX1 3PB <http://www.metoffice.gov.uk/publications/HCTN/index.html>.
- Colson, G. & Mareschal, B. (1994). JUDGES: A descriptive group decision support system for the ranking of items. *Decision support systems* (12), pp. 391-404.
- Common Implementation Strategy Working Group 2. EU Guidance Document: Economics and the Environment. The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. August 2002, available at <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>.
- Cosgrove, W. J., & Loucks, D. P. (2015). Water management: Current and future challenges and research directions. *Water Resources Research*, 51(6), 4823-4839. doi:10.1002/2014wr016869.
- Costandinidis, D. (1978). Hydrodynamique d'un systeme aquifere heterogene, Hydrogeologie de la Thessalie Orientale. Dissertation, University of Grenoble (in French).
- Crane, R.G & Hewitson, B.C. 1998. Doubled CO2 precipitation changes for the Susquehanna basin: down-scaling from the GENESIS general circulation model. *International Journal of Climatology*, (18), pp. 65-76.
- Csáki, E., Csörgő, M., Földes, A., & Révész, P. (1995). Global Strassen-type theorems for iterated Brownian motions. *Stochastic Processes and Their Applications*, 59(2), 321-341. doi:10.1016/0304-4149(95)00039-a
- Cunningham, W. P. (1999). *Environmental science: A global concern*. New York: McGraw Hill.
- D'Agostino, D. R., Scardigno, A., Lamaddalena, N., & Chami, D. E. (2014). Sensitivity Analysis of Coupled Hydro-Economic Models: Quantifying Climate Change Uncertainty for Decision-Making. *Water Resources Management*, 28(12), 4303-4318. doi:10.1007/s11269-014-0748-2.
- Dahlke, H. (2015). Groundwater Banking – An Agricultural Systems Approach For Water Security in California, LAWR, UC Davis, 13/02/2015.
- Dalhuisen, J. M., Florax, R. J., Groot, H. L., & Nijkamp, P. (2003). Price and Income Elasticities of Residential Water Demand: A Meta-Analysis. *Land Economics*, 79(2), 292-308. doi:10.2307/3146872.
- Dastane, N.G. (1974). Effective rainfall, FAO Irrigation and Drainage Paper No 25, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Data Extraction Application for Regional Climate (DEAR-Clima, 2017). AUTH, 2017. <http://meteo3.geo.auth.gr:3838/>
- Davidson, C., Bauer-Gottwein, P., Rosbjerg, D., Mo, X., & Liu, S. (2015). Hydroeconomic modeling to support integrated water resources management in China. Kgs. Lyngby: Technical University of Denmark, DTU Environment.

- De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10-40. doi:10.1016/j.susmat.2016.06.002.
- De Montis, A., De Toro, B., Droste-Franke, B., Omann, I. & Stagl S. (2005). Assessing the quality of different MCDA methods, In book: *Alternatives for Environmental Valuation*, Publisher: Routledge, Editors: Getzner, Michael and Spash, Clive L. and Stagl, Sigrid, pp.99-133.
- De Montis, A., De Toro, P., Droste-Franke, B., Omann, I. & Stagl, S. (2000). Criteria for quality assessment of MCDA methods. In *Proceedings of the 3rd Biennial Conference of the European Society for Ecological Economics*, Vienna, Austria, 3–6 May 2000.
- De Stefano, L. (2010). Facing the Water Framework Directive challenges: A baseline of stakeholder participation in the European Union. *Journal of Environmental Management*, 91(6), pp. 1332-1340. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.02.014.
- DEFRA, (2004), *Assessing Current Levels of Cost Recovery and Incentive Pricing*, Final Report, Department Of Environment, Food and Rural Affairs, August 2004.
- Dehgahi, R., Joniyas, A. & Latip S.N.H.B.MD (2014). Rainfall Distribution and Temperature Effects on Wheat Yield in Torbate Heydarie. *International Journal of Scientific Research in Knowledge*, 2(Special Issue), pp. 121-126, 2014. Available online at <http://www.ijsrpub.com/ijsrk>, ISSN: 2322-4541.
- Dehnhardt, A. (2013). Decision-makers' attitudes towards economic valuation - a case study of German water management authorities. *Journal of Environmental Economics and Policy*, (2), pp. 201-221. <http://dx.doi.org/10.1080/21606544.2013.766483>.
- Dehnhardt, A. (2014). The influence of interests and beliefs on the use of environmental cost-benefit analysis in water policy: the case of German policy-makers. *Environmental Policy and Governance* (24), pp. 391-404. <http://dx.doi.org/10.1002/eet.1656>.
- Dejardin, J.M. & Jouhet P. (1971). Les Modèles déterministes de transformation de précipitation en débit. Les modèles mathématiques en hydrologie. *Actes du Colloque de Varsovie*. vol. 2 (in French).
- Department for Environment, Food and Rural Affairs, (2018). Policy Paper: Water abstraction plan, Updated 29 May 2018. Διαθέσιμο στο <https://www.gov.uk/government/publications/water-abstraction-plan-2017/water-abstraction-plan>.
- Di Luca, A. D., Elía, R. D., & Laprise, R. (2015). Challenges in the Quest for Added Value of Regional Climate Dynamical Downscaling. *Current Climate Change Reports*, 1(1), 10-21. doi:10.1007/s40641-015-0003-9.
- Di Luca, A., Argüeso, D., Evans, J. P., Elía, R. D., & Laprise, R. (2016). Quantifying the overall added value of dynamical downscaling and the contribution from different spatial scales. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(4), 1575-1590. doi:10.1002/2015jd024009.
- Diamond, P. A., & Hausman, J. A. (1994). Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? *Journal of Economic Perspectives*, 8(4), 45-64. doi:10.1257/jep.8.4.45.
- Dillion, P., Escalante, E.F. & Tuinhof, A. (2009). Management of aquifer recharge and discharge processes and aquifer storage equilibrium, GEF-FAO Groundwater Governance, Thematic Paper 4.
- Dinar, A. & Letey, J. (1996). *Modeling Economic Management and Policy Issues of Water in Irrigated Agriculture*. Praeger Publishers, Westport, USA

- Dogot, T., Xanthoulis, Y., Fonder, N. & Xanthoulis, D. (2010). Estimating the costs of collective treatment of wastewater: The case of Walloon Region (Belgium). *Water Science and Technology*, 62(3), pp. 640-648.
- Domenikiotis, C., Spiliotopoulos, M., Tsiros, E., & Dalezios, N.R. (2004a). Early Cotton Yield Assessment by the use of the NOAA/AVHRR derived drought vegetation condition index in Greece, *International Journal of Remote Sensing*, 25(14), pp. 2807 - 2819.
- Domenikiotis, C., Spiliotopoulos, M., Tsiros, E., & Dalezios, N.R. (2004b). Early cotton production assessment in Greece based on the combination of the drought vegetation condition index (VCI) and Bhalme and Mooley drought index (BMDI). *International Journal of Remote Sensing*, 25(14), pp. 5373–5388.
- Domenikiotis, C., Spiliotopoulos, M., Tsiros, E., & Dalezios, N.R. (2005). Remotely sensed estimation of annual cotton production under different environmental conditions in Central Greece, *Physics and Chemistry of the Earth*, 30(1-3), pp. 45-52.
- Domingo, R., Ruiz-Sánchez, M. C., Sánchez-Blanco, M. J., & Torrecillas, A. (1996). Water relations, growth and yield of Fino lemon trees under regulated deficit irrigation. *Irrigation Science*, 16(3), 115-123. doi:10.1007/s002710050010.
- Dore, M.H.I., Singh, R.G., Khaleghi-Moghadam, A., Achari, G. (2013). Cost differentials and scale for newer water treatment technologies. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 5(2), pp. 100-109, February 2013 Available online at <http://www.academicjournals.org/IJWREE> DOI: 10.5897/IJWREE12.103 ISSN 1991-637X.
- Douglas, P.H. (1976). The Cobb-Douglas Production Function Once Again: Its History, Its Testing, and Some New Empirical Values. *Journal of Political Economy*. 84(5), pp. 903–916. doi:10.1086/260489
- Drapup, W.A. & Hall, J.A. (1970). *Water Resources Systems Engineering*. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering (book).
- Draper, A. J., Jenkins, M. W., Kirby, K. W., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2003). Economic-Engineering Optimization for California Water Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(3), 155-164. doi:10.1061/(asce)0733-9496(2003)129:3(155).
- Drechsel, P. & Seidu, R. (2011). Cost-effectiveness of options for reducing health risks in areas where food crops are irrigated with treated or untreated wastewater. *Water International*, 36(4), pp. 535-548.
- Driessen, P. P., Dieperink, C., Laerhoven, F., Runhaar, H. A., & Vermeulen, W. J. (2012). Towards a Conceptual Framework for The Study of Shifts in Modes of Environmental Governance - Experiences From The Netherlands. *Environmental Policy and Governance*, 22(3), 143-160. doi:10.1002/eet.1580.
- Dunning, D.J., Ross, Q.E., Merkhofer, M.W. (2000). Multiattribute utility analysis; best technology available; adverse environmental impact; Clean Water Act; Section 316(b). *Environ Science Policy* (3), pp.7–14.
- Earle, J. R., Blacklocke, S., Bruen, M., Almeida, G., & Keating, D. (2011). Integrating the implementation of the European Union Water Framework Directive and Floods Directive in Ireland. *Water Science and Technology*, 64(10), 2044-2051. doi:10.2166/wst.2011.669.
- Edens, B., & Graveland, C. (2014). Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA. *Water Resources and Economics*, (7), pp. 66-81. doi: 10.1016/j.wre.2014.10.003.
- Eder, G., Duckstein, L., Nachtnebel, H.P. (1997). Ranking water resource projects and evaluating criteria by multicriterion Q-analysis: an Austrian case study. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 6(5), pp. 259–271.

- Edwards, W. & Barron, F.H. (1994). SMARTS and SMARTER: Improved simple methods for multiattribute utility measurement, *Organizational behavior and Human Decision Processes* 60, pp. 306-325.
- Edwards, W. (1971). Social utilities. *The Engineering Economist Summer Symposium Series* (6), pp. 119–129.
- Edwards, W. 1977. How to use multiattribute utility measurement for social decisionmaking. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics* SMC-7:5, 326–340.
- EEA Report (2018). European waters Assessment of status and pressures 2018. European Environment Agency, 2018. ISBN 978-92-9213-947-6. ISSN 1977-8449. doi:10.2800/303664.
- EEA Technical report (2013) Assessment of cost recovery through water pricing. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013. ISBN 978-92-9213-409-9. ISSN 1725-2237. doi:10.2800/93669.
- Elbakidze, L. (2006). Potential Economic Impacts Of Changes In Water Availability On Agriculture In The Truckee And Carson River Basins, Nevada, Usa. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(4), 841-849. doi:10.1111/j.1752-1688.2006.tb04498.x.
- Environment Agency (2003) Overall benefits of the Environment Programme for the Periodic Review of the Water Industry (PR04). Available on our web site on: http://www.environmentagency.gov.uk/commondata/103599/obafinal1dec_622424.doc.
- Eom, H.B., Lee, S.M., Snyder, C.A., & Ford, F.N. (1988). A multiple criteria decision support system for global financial planning, *Journal of Management Information Systems*, pp. 494-113.
- Escriva-Bou, A., M. Pulido-Velazquez, & D. Pulido-Velazquez (2017). The economic value of adaptive strategies to global change for water management in Spain's Jucar Basin, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(5), pp. 1. doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000735.
- Esteve, P., Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., & Downing, T. E. (2015). A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. *Ecological Economics*, 120, 49-58. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.09.017.
- Estrela, T. (2011). The EU WFD and the river basin management plans in Spain. *Water Management* (164), pp. 397-404. <http://dx.doi.org/10.1680/wama.1000005>.
- EU Water conference 2018. 20 - 21 September 2018, Vienna, Austria.
- European Commission (2007) SEC(2007) 996 COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT Accompanying document to the COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union Summary of the Impact Assessment Brussels, 18.7.2007.
- European Commission, 2000, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, *Official Journal* 22 December 2000 L 327/1, Brussels: European Commission.
- European Commission, 2000, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, *Official Journal* 22 December 2000 L 327/1, Brussels: European Commission.
- European Commission. (2015a). Guidance document on the application of water balances for supporting the implementation of the WFD. Brussels: Author.
- European Commission. 3rd European Water Conference, 24 – 25 May 2012, Brussels, Belgium.
- European Commission. 4th European Water Conference, 23 – 24 March 2015, Brussels, Belgium.

- European Commission. European Water Conference, Brussels, 22&23 March 2007.
- European Commission. The 2nd European Water Conference, ACTIVE INVOLVEMENT IN RIVER BASIN MANAGEMENT, Brussels Belgium, 2-3 April 2009.
- European Environment Agency. (2013). Assessment of cost recovery through water pricing (Technical Report No. 16/2013). Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Falloon, P., Challinor, A., Dessai, S., Hoang, L., Johnson, J., & Koehler, A. (2014). Ensembles and uncertainty in climate change impacts. *Frontiers in Environmental Science*, 2. doi:10.3389/fenvs.2014.00033.
- FAO (1979). Irrigation and drainage paper 33, Yield response to water (Διαθέσιμο στο: <http://www.fao.org/WAICENT/faoINFO/AGRICULT/agl/aglw/cropwater/parta.stm> (Μέρος Α) και <http://www.fao.org/WAICENT/faoINFO/AGRICULT/agl/aglw/cropwater/cwinform.stm> (Μέρος Β))
- FAO (2015). Cropwat. http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html
- Faramarzi, M., Yanga, H., Schulinc, R. & Abbaspoura, K.C. (2010). Modeling wheat yield and crop water productivity in Iran: Implications of agricultural water management for wheat production. *Agricultural Water Management* 97(2010), pp. 1861–1875.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (2018). Policy papers on Water, Waste and Soil: Water management. Διαθέσιμο στο <https://www.bmu.de/en/topics/water-waste-soil/water-management/>.
- Feilberg, M. & Mark O. (2016). Integrated Urban Water Management: Improve Efficient Water Management and Climate Change Resilience in Cities. *Sustainable Water Management in Urban Environments*, Springer International Publishing Switzerland 2016, pp. 1–32.
- Ferres E. & Soriano M.A. (2007). Deficit irrigation for reducing agricultural water use, *Journal of Experimental Botany*, 58(2), pp. 147–159, <https://doi.org/10.1093/jxb/erl165>.
- Feuillette, S., Levrel, H., Boeuf, B. Blanquart, S., Gorin, O., Monacof, G., Penisson, B., & Robichon, S. (2016). The use of cost–benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France. *Environmental Science & Policy*, (57), pp. 79–85. doi: 10.1016/j.envsci.2015.12.002.
- Figueira, J., Salvatore, G., Ehrgott, M. (2005). Multiple criteria decision analysis: state of the art surveys. Springer, Berlin Heidelberg New York 2005a. pp. 1045.
- Fischer, G., Tubiello, F. N., Velthuisen, H. V., & Wiberg, D. A. (2007). Climate change impacts on irrigation water requirements: Effects of mitigation, 1990–2080. *Technological Forecasting and Social Change*, 74(7), 1083–1107. doi:10.1016/j.techfore.2006.05.021
- Fishburn, P.C. (1968). Utility theory, *Management Science*, (14), pp. 335–78.
- Fishburn, P.C. (1970). *Utility Theory for Decision Making*, New York: John Wiley and Sons.
- Fishburn, P.C. (1978). A survey of multiattribute/11multiple criteria evaluation theories', in S. Zionts (ed.) *Multiple Criteria Problem Solving*, Berlin: Springer: 181–224.
- Fisher, A.C., Hanemann, W.M., Roberts, M.J. & Schlenker, W. (2012). The Economic Impacts of Climate Change: Evidence from Agricultural Output and Random Fluctuations in Weather: Comment. *The American Economic Review*, 102(7), pp. 3749–3760. <http://dx.doi.Org/10.1257/aer>.
- Fisher, F. M., Arlosoroff, S., Eckstein, Z., Haddadin, M., Hamati, S. G., Huber-Lee, A., . . . Wesseling, H. (2002). Optimal water management and conflict resolution: The Middle East Water Project. *Water Resources Research*, 38(11). doi:10.1029/2001wr000943.
- Fisher, F.M., Huber-Lee, A., Amir, I., Haddadin, M.J. (2005) *Liquid Assets: An Economic Approach for Water Management and Conflict Resolution in the Middle East and Beyond*. RFF Press.

- Fisher, R. A. (1936). The Use Of Multiple Measurements In Taxonomic Problems. *Annals of Eugenics*, 7(2), 179-188. doi:10.1111/j.1469-1809.1936.tb02137.x.
- Fishman, Y., Becker, N., & Shechter, M. (2008). Treatment Versus Prevention Of Nitrogen Fertilizer Pollution: An Inter-Sectoral Externality Policy Model. *Natural Resource Modeling*, 22(1), 137-171. doi:10.1111/j.1939-7445.2008.00032.x
- Food & Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (2009). *The State of Food Insecurity in the World: Economic Crises: Impacts & Lessons Learned*, Electronic Publishing Policy & Support Branch Communication Division, FAO.
- Fourier, J. B. (1822). De la Diffusion de la Chaleur. *Théorie Analytique De La Chaleur*, 425-601. doi:10.1017/cbo9780511693229.010.
- Fraiture, C. D., & Perry, C. J. (2002). Why is agricultural water demand unresponsive at low price ranges? *Irrigation Water Pricing: The Gap between Theory and Practice*, 94-107. doi:10.1079/9781845932923.0094.
- Friedler, E. & Pisantly, E. (2006). Effects of design flow and treatment level on construction and operating costs of municipal wastewater treatment plants and their implications on policy making. *Water Research*, 40, pp. 3751- 3758.
- Fujino, J., Nair, R., Kainuma, M., Masui, T., Matsuoka, Y. (2006). Multigas mitigation analysis on stabilization scenarios using aim global model. *The Energy Journal Special issue (3)*, pp. 343–354.
- Funtowicz, S.O. & Ravetz, J. (1990). *Uncertainty and Quality in Science for Policy*, Dordrecht: Kluwer 1990.
- Fuss, S., Canadell, J.G., Peters, G.P., Tavoni, M.; Andrew, R.M.; Ciais, P. et al. (2014). Betting on negative emissions. *Nature, Climate change* 4(10), pp. 850–853. DOI 10.1038/nclimate2392.
- GAMS Development Corporation (2014). *GAMS. A User's Guide*. GAMS Development Corporation, Washington, USA.
- Garrod, G. & Willis, K. (1992b). The Amenity Value of Woodland in Great Britain: A Comparison of Economic Estimates. *Environmental and Resource Economics* 2(4): 415-434.
- Gawel, E. (2015). Cost Recovery for Water Services in the EU. *Water Services*. DOI: 10.1007/s10272-015-0523-5.
- Gawel, E. (2014). Article 9 of the eu Water Framework Directive: Do We Really Need to Calculate Environmental and Resource Costs? *Journal for European Environmental & Planning Law* 11(2014), pp. 249-271.
- Gershon, M., Duckstein, L. (1983). Multiobjective approaches to river basin planning. *Journal of Water Resources Planning and Management Division* 109(1), pp. 13–28.
- Gharbia, S.S., Aish, A., Abushbak, T., Qishawi, G., Shawa, I. A., Gharbia, A., . . . Pilla, F. (2016). Evaluation of wastewater post-treatment options for reuse purposes in the agricultural sector under rural development conditions. *Journal of Water Process Engineering*, (9), pp. 111-122. doi:10.1016/j.jwpe.2015.12.003.
- Giannakis, E., Bruggeman, A., Djuma, H., Kozyra, J. & Hammer, J. (2016). Water pricing and irrigation across Europe: opportunities and constraints for adopting irrigation scheduling decision support systems. *Water Science & Technology: Water Supply*, 16(1). doi: 10.2166/ws.2015.136.
- Giannopoulou I. & Yannopoulos S. (2015). Irrigation Water Pricing in the countries of the OECD – Modern trends and Perspectives. In: *Cartography of Mind, Soul and Knowledge. Oblation to Myron Myridis*, Emeritus Professor, School of Rural and Surveying Engineering, Aristotle University of Thessaloniki, pp. 934-958.

- Giannopoulou I., Eleftheriadou E. & Yannopoulos S. (2017). Irrigation water pricing in the countries of the OECD – Modern trends and critical review: The Greek case. *European Water* (59), pp. 425-431.
- Gibbons, D.C. (1986). *The Economic Value of Water. Resources for the Future*, Washington, DC.
- Gikas, G. D., Pérez-Villanueva, M., Tsioras, M., Alexoudis, C., Pérez-Rojas, G., Masís-Mora, M., . . . Tsihrintzis, V. A. (2018). Low-cost approaches for the removal of terbuthylazine from agricultural wastewater: Constructed wetlands and biopurification system. *Chemical Engineering Journal*, 335, 647-656. doi:10.1016/j.cej.2017.11.031.
- Giorgi, F., Hewitson, B., Christensen, O., Hulme, M., Storch, H., Whetton, P., Jones, R., Mearns, L. & Fu, C. (2001). Regional climate information – evaluation and projections, in *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, Houghton, J.T., Ding, Y., Chjggs, D.J., Noguer M., van der Linden, P.J., Xiaosu, D., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 583-638.
- Giorgi, F., Jones, C. & Asrar G.R. (2009). Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework *WMO Bull.* (58), pp. 175–83.
- Gkika, D., Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A., (2014). Construction and operation costs of constructed wetlands treating wastewater. *Water Science and Technology* 2014; 70(5), pp. 803-10. doi: 10.2166/wst.2014.294.
- Gleick, P.H. (2003). Global freshwater resources: Soft-path solutions for the 21st century. *Science*, (302), pp. 1524–1528.
- Gomez-Limon, J. A., & Martin-Ortega, J. (2011). Nuevos enfoques de la Directiva Marco del Agua para la gestión del recurso. *Estudios de Economía Aplicada*, 29, pp. 1–29.
- Gómez-Limón, J. A., & Martin-Ortega, J. (2013). The economic analysis in the implementation of the Water-Framework Directive in Spain. *International Journal of River Basin Management*, 11(3), 301-310. doi:10.1080/15715124.2013.823977.
- Gómez-Limón, J.A., & Riesgo, L. (2004). Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms. *Agricultural Economics* 31(1), pp. 4766.
- Görlach, B., & Interwies E. (2005). Economic Valuation of Environmental and Resource Costs: the Case of Germany. Paper presented at the 45th Congress of the European Regional Science Association on "Land Use and Water Management in a Sustainable Network Society", Vrije Universiteit Amsterdam, 2327, August 2005.
- Goumas, K. (2006). The irrigation systems in Thessaly: Consequences on surface and ground water. Symposium of Hellenic Hydrotechnical Association, Water Resources and Agriculture, 2 February 2006, Thessaloniki, Greece.
- Grassi, M., Rizzo, L. & Farina, A. (2013). Endocrine disruptors compounds, pharmaceuticals and personal care products in urban wastewater: implications for agricultural reuse and their removal by adsorption process. *Environ Science and Pollution Research* 2013(20), pp. 3616–3628. DOI 10.1007/s11356-013-1636-7.
- Gratziou, M. & Chrisochidou, P. (2013). Cost analysis of wastewater nitrogen removal in Greece. *Fresenius Environmental Bulletin*, by PSP 22(7b), 2013.
- Gratziou, M., Ekonomou, S. & Tsalkatidou, M. (2005b). Cost Analysis and Evaluation of Urban Sewage Processing Units, *Water Science and Technology: Water Supply Journal*. 5(6), pp.155-162.
- Gratziou, M., Tsalkatidou, M & Kotsovinos, N. (2005a) Economic Evaluation of Small Capacity Sewage Processing Units, *Global Nest the International Journal.*, 8(1), pp. 52-60.

- Greco, S. (2005). Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. International Series in Operations Research & Management Science. Springer-Verlag New York, XXXVI, 1048. doi:10.1007/b100605.
- Greco, S., Ehrgott, M. & Rui Figueira J. (2010). Trends in Multiple Criteria Decision Analysis. Springer US, XVI, 412. DOI:10.1007/978-1-4419-5904-1.
- Greek Ministry of Environment, Regional Planning and Public Works (2004). Study for the aim of supply water projects of the greater area of Volos. Athens, 2004.
- Griffin, R.C. (2006). Water Resource Economics: The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects. MIT Press, Cambridge, MA.
- Grimeaud, D. (2004). The EC Water Framework Directive – An Instrument for Integrating Water Policy. Review of European Community & International Environmental Law 13(1), pp. 2739.
- Guan, K., Sultan B., Biasutti M., Baron C., & Lobell D.B. (2015). What aspects of future rainfall changes matter for crop yields in West Africa? Geophysics Research Letters, (42), pp. 8001–8010. doi:10.1002/2015GL063877.
- Guarini, M., Battisti, F., & Chiovitti, A. (2018a). A Methodology for the Selection of Multi-Criteria Decision Analysis Methods in Real Estate and Land Management Processes. Sustainability, 10(2), 507. doi:10.3390/su10020507.
- Guarini, M.R., Battisti F. & Chiovitti, A. (2018b). Public Initiatives of Settlement Transformation: A Theoretical-Methodological Approach to Selecting Tools of Multi-Criteria Decision Analysis. (2017). Buildings, 8(1), 1. doi:10.3390/buildings8010001.
- Gupta, V.K., Carrott, P.J.M., Ribeiro, M.M.L. & Suhas, C. (2009). Low-cost adsorbents: growing approach to wastewater treatment—a review. Critics Revised Environmental Science and Technology, (39), pp. 783–842.
- Gutiérrez, J.M., San-Martín D., Brands S., Manzanar R., & Herrera S. (2013). Reassessing Statistical Downscaling Techniques for Their Robust Application under Climate Change Conditions. Journal of Climate, (26), pp. 171–188, <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00687.1>.
- Hajkowicz, S. & Collins, K. (2007). Review of Multiple Criteria Analysis for Water Resource Planning and Management. Water Resources Management (2007)21, pp. 1553–1566. DOI 10.1007/s11269-006-9112-5.
- Halleraker, J.H., Sorby, L., Keto, A. & Guðmundsdóttir, H. (2013). Nordic collaboration on implementation of the Water Framework Directive - Status and further challenges. Technical Report, April, 2013. Umhverfisstofnun, Reykjavík, 2013. ISBN 978-9979-9818-1-7.
- Hanley, N. & Spash C. L. (1993). Cost Benefit Analysis and the Environment, Edward Elgar.
- Harou, J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R & Howitt R.E. (2009). Hydro-Economic Models: Concepts, Design, Applications and Future Prospects, Journal of Hydrology, 375(3-4), pp. 627 - 643.10.1016/j.jhydrol.2009.06.037.
- Harou, J.J. & Lund, J.R. (2008). Ending groundwater overdraft in hydrologic-economic systems. Hydrogeology Journal, (16), pp. 1039–1055. doi: 10.1007/s10040-008-0300-7.
- Harrison, W., Horngren, Ch., Thomas, W. & Suwardy, Th. (2008). Financial Accounting: International Financial Reporting Standards. Eighth Edition. N. Jersey: Pearson Education.
- Hartlapp, M. (2009). Implementation of EU social policy directives in Belgium: what matters in domestic politics? Journal of European Integration (31), pp. 467-488. <http://dx.doi.org/10.1080/07036330902920051>.
- Haruvy, N. (1997). Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 66(1997), pp. 113-119.

- Hawkins, E. (2013). Sources of uncertainty in CMIP5 projections, Climate lab book, Open climate science. Noveber 4, 2013. Διαθέσιμο στο <https://www.climate-lab-book.ac.uk/2013/sources-of-uncertainty/>
- Hayashi, K. (2000). Multicriteria analysis for agricultural resource management: a critical survey and future perspectives. *European Journal of Operational Research*, 122(2), pp. 486–500. doi:10.1016/s0377-2217(99)00249-0.
- Heady, E.O. (1952) *Economics of Agricultural Production and Resource Use*. Englewood Cliffs, N.J. : Prentice-Hall.
- Heil, K. (2006). Open and Closed Systems, in *Encyclopedia of Management* Edited by Marilyn M. Helms, 5th Edition, Thomson Gale Editions, pp. 596 – 598.
- Heinz, I., Pulido-Velazquez, M., Lund, J. R. & Andreu J. (2007). Hydro-economic modeling in river basin management: Implications and Applications for the European Water Framework Directive. *Water Resources Management* 21(7), pp. 1103-1125. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9101-8>.
- Hellegers, P. & Perry, C. (2004). Water as an economic good in irrigated agriculture, Theory and practice. Project code 62525, Report 3.04.12. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague.
- Hellegers, P. & Perry, C.J. (2006). Can irrigation water use be guided by market forces? Theory and practice. *International Journal of Water Resources Development* 22: 79–86. doi: 10.1080/07900620500405643.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvahlo, L., Elliott, M., Feld, C. K., ... van der Bund, W. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment*, 408(19), pp. 4007-4019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.05.031.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M. & Sala-Garrido, R. (2009). Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment* 408(4), pp. 953–957. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.028.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M. & Sala-Garrido, R. (2011). Cost modelling for wastewater treatment processes, *Desalination*, 268 (1-3), pp. 1-5. DOI: 10.1016/j.desal.2010.09.042.
- Hewitson, B.C. & Crane R.G. (1996). Climate downscaling: techniques and application. *Climate Research*, (7), pp. 85-95.
- Hijioka, Y., Matsuoka, Y., Nishimoto, H., Masui, T. & Kainuma, M. (2008). Global GHG emission scenarios under GHG concentration stabilization targets. *Journal of Global Environmental Engineering* (13), pp. 97–108. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0942-x>.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecological Letters* 2005 (8), pp. 23–29. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x.
- Hof, A., Blázquez-Salom, M. & Garau, J. M. (2018). Domestic urban water rate structure and water prices in Mallorca, Balearic Islands. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (77), pp. 52–79. doi: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2534>.
- Hourdin, F. et al. (2016). The art and science of climate model tuning. *Bulletin of the American Meteorological Society*, (98), pp. 589-602. doi:10.1175/BAMS-D-15-00135.1.
- Howden, S.M., Soussana, J.F., Tubiello, F.N., Chhetri, N., Dunlop, M, et al. (2007). Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (104), pp. 19691–19696. doi: 10.1073/pnas.0701890104.

- Howitt, R. E. (1995). Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics*, 77(2), 329. doi:10.2307/1243543.
<http://ensembles-eu.metoffice.com/about.html>.
<http://www.cordex.org/>.
- Hu, Q. & Buyanovsky, G. (2003). Climate Effects on Corn Yield in Missouri. *Journal Of Applied Meteorology*, (42), pp. 1626-1635. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2003\)042<1626:CEOCYI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2003)042<1626:CEOCYI>2.0.CO;2).
- Hurd, B.H. & Coonrod, J. (2012). Hydro-economic consequences of climate change in the upper Rio Grande. *Climate and Resources* (53), pp. 103–118. doi: 10.3354/cr01092.
- Hutton, G., Varughese, M. (2016). The Costs of Meeting the 2030 Sustainable Development Goal Targets on Drinking Water, Sanitation, and Hygiene. World Bank, Summary Report, January 2016.
- Hwang, C.L. & Yoon K. (1981). Multiple Attribute Decision Making, Springer-Verlag, Berlin.
- Hwang, C.L., Lai, Y.J. & Liu, T.Y. (1993). A new approach for multiple objective decision making. *Computers and Operational Research*. (20), pp. 889–899. doi:10.1016/0305-0548(93)90109-v.
- Hyde, K.M. (2006). Uncertainty analysis methods for multi-criteria decision analysis. Ph.D. Dissertation. University of Adelaide, School of Civil and Environmental Engineering.
- Hydromentor (2011-2015). Development of an integrated monitoring system and management of quantity and quality of water resources in agricultural basins under climate change conditions. Application in the basin of Lake Karla.
- Hyun, K., & Lee, S. (2009). Biofilm/membrane filtration for reclamation and reuse of rural wastewaters. *Water Science and Technology*, 59(11), 2145-2152. doi:10.2166/wst.2009.232.
- Iglesias, R., Ortega, E., Batanero, G., Quintas, L. (2010). Water reuse in Spain: Data overview and costs estimation of suitable treatment trains, *Desalination*, 263(1-3), pp. 1-10.
- Iizumi, T., Furuya, J., Shen, Z., Kim, W., Okada, M., Fujimori, S., . . . Nishimori, M. (2017). Responses of crop yield growth to global temperature and socioeconomic changes. *Scientific Reports*, 7(1). doi:10.1038/s41598-017-08214-4.
- ine, P., Halperin, R., & Hadas, E. (2006). Economic considerations for wastewater upgrading alternatives: An Israeli test case. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 163-169. doi:10.1016/j.jenvman.2005.04.014.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, Synthesis Report (2014). Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- International Water Association (IWA) (2015). Cities of the future – water security for cities through integrated design and water centric decision making. <http://www.iwa-network.org/projects2/cities-of-the-future>. Accessed in 23 Nov 2015.
- IPCC (1996). Climate Change 1995: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Second Assessment Report (SAR), Edited by J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell. IPCC Publications, 1996.
- IPCC (2000). Special Report on Emissions Scenarios. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (2001). Climate Change 2001: Contribution of Working Groups I, II and III. Synthesis Report on the Third Assessment Report (TAR), IPCC Publications/Reports: 2001.
- IPCC (2007). Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Impacts, and Response Strategies, Expert Meeting Report, 19–21 September, 2007

- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, (1990). Climate Change 1990: Report prepared for Intergovernmental Panel on Climate Change by Working Group I. J.T. Houghton, G.J. Jenkins and J.J. Ephraums (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, New York, NY, USA and Melbourne, Australia 410 pp.
- IPCC, (1992). Climate Change 1992: The IPCC Supplementary Report; editors: J.T. Houghton, B.A. Callander and S.K. Varney; Cambridge University Press; 1992. IPCC Publications/Reports:1992 Supplementary Reports.
- Jablonsky, J. (2005). A MS Excel Based Support System for Data Envelopment Analysis Models. In: Skalska, H. (ed.) Mathematical Methods in Economics 2005, Gaudeamus, Hradec Kralove, 2005, pp. 175–181.
- Jackson, M.B. (2003). The Impact of Flooding Stress on Plants and Crops, special article at [plantstress.com](http://www.plantstress.com), available at http://www.plantstress.com/articles/waterlogging_i/waterlog_i.htm
- Jacob, D. et al. (2014). EURO-CORDEX: New High-Resolution Climate Change Projections for European Impact Research,”Regional Environmental Change 14(2), pp. 563–78. doi:10.1007/s10113-013-0499-2.
- Jacquet-Lagréze, E. & Siskos, J. (1982). Assessing a set of additive utility functions for multicriteria decision - making: the UTA method. European Journal of Operational Research, 10(2), pp. 151 - 164.
- Jager, N.W., Challies, E., Kochskämper, E., Newig, J., Benson, D., Blackstock, K., Collins, K., Ernst, A., Evers, M., Feichtinger, J., Fritsch, O., Gooch, G., Grund, W., Hedelin, B., Hernández-Mora, N., Hüesker, F., Huitema, D., Irvine, K., Klinke, A., Lange, L., Loupsans, D., Lubell, M., Maganda, C., Matczak, P., Parés, M., Saarikoski, H., Slavíková, L., van der Arend, S. & von Korff, Y. (2016). Transforming European Water Governance? Participation and River Basin Management under the EU Water Framework Directive in 13 Member States. Water 2016(8), pp. 156.
- Jakeman, A., Letcher, R., & Norton, J. (2006). Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. Environmental Modelling & Software, 21(5), 602-614. doi:10.1016/j.envsoft.2006.01.004.
- Janssen, R. (1992). Multiobjective Decision Support for Environmental Management, Dordrecht: Kluwer Academic.
- Jenkins, MW., Howitt, R.E., Lund, J.R., Draper, A.J., Tanaka, S.K., Ritzema, R.S., Marques, G.F., Msangi, S.M., Newlin, B.D., Van Lienden, B.J., Davis, M.D. & Ward, K.B. (2001) Improving California Water Management: Optimizing Value and Flexibility. Report No. 01-1. Center for Environmental and Water Resources Engineering, University of California.
- Jeuland, M. (2010). Economic implications of climate change for infrastructure planning in transboundary water systems: An example from the Blue Nile. Water Resources Research, 46(11). doi:10.1029/2010wr009428.
- Jing, P., Wang, D., Zhu, C., & Chen, J. (2016). Plant Physiological, Morphological and Yield-Related Responses to Night Temperature Changes across Different Species and Plant Functional Types. Frontiers in Plant Science, 7. doi:10.3389/fpls.2016.01774
- Jonoski, A. & Seid A.H. (2016). Decision Support in Water Resources Planning and Management: The Nile Basin Decision Support System. In: Papathanasiou J., Ploskas N., Linden I. (eds) Real-World Decision Support Systems. Integrated Series in Information Systems (37). Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-43916-7_9.

- Junier, S. J., & Mostert E. (2012). The implementation of the Water Framework Directive in the Netherlands: does it promote integrated management? *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 47-48:2-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2011.08.018>.
- Kang Y., Khan S. & Ma X. (2009). Climate change impacts on crop yield, crop water productivity and food security – A review. *Progress in Natural Science* (19), pp. 1665–1674. doi:10.1016/j.pnsc.2009.08.001.
- Karagiannis, G.; Tzouvelekas, V.; Xepapadeas, A. 2003. Measuring irrigation water efficiency with a stochastic production frontier. *Environmental Resources Economics*, 26(1), pp. 57–72. DOI: 10.1023/A:1025625402762.
- Keen, P. G. W. & Scott-Morton M.S.. (1978). *Decision Support Systems: An Organizational Perspective*. Reading, MA: Addison-Wesley 1978. ISBN 0-201-03667-3.
- Keeney, R.L. & Raiffa, H. (1976). *Decisions with Multiple Objectives*, New York: John Wiley.
- Kerr, R.A. (2013). Forecasting regional climate change flunks its first test. *Science*, 2013 (6120), pp. 339-638. doi: 10.1126/science.339.6120.638.
- Kheper, S.D. & Chaturvedi, M.C. (1982). Optimum Cropping and Groundwater Management. *Water Resources Bulletin* 18(4):655-660.
- Kim, G., Park, C.S. & Yoon K.P. (1997). Identifying investment opportunities for advanced manufacturing systems with comparative-integrated performance measurement. *International Journal of Production Economics*, (50), pp. 23–33.
- King, D. & Mazzota, M. (2000). *Ecosystem Valuation*. [online]. Διαθέσιμο στο: ecosystemvaluation.org
- Kirda, C., Moutonnet, P., Hera, C. & Nielsen, D.R. (1999). *Crop yield response to deficit irrigation*. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Kirkwood, C.W. (2002). *Decision Tree Primer*, Department of Supply Chain Management. Arizona State University, 2002.
- Klaiber, H.A., Smith, K.V., Kaminsky, M. & Strong, A. (2010). Estimating the Price Elasticity of Demand for Water with Quasi Experimental Methods. Selected Paper for presentation at the Agricultural & Applied Economics Association 2010. AAEA, CAES, & WAEA Joint Annual Meeting, Denver, Colorado, July 25-27, 2010.
- Kleinbaum, D.G., Kupper, L.L., Muller, K.E. & Nizam, A. (1998). *Applied Regression Analysis and Other Multivariate Methods*, 3rd edition, Pacific Grove, CA.: Duxbury Press, Inc.
- Klocke, N. L., Currie, R. S., Tomsicek, D. J., & Koehn, J. W. (2012). Sorghum Yield Response to Deficit Irrigation. *Transactions of the ASABE*, 55(3), 947-955. doi:10.13031/2013.41526.
- Ko, N., & Lee, K. (2008). Convergence of deterministic and stochastic approaches in optimal remediation design of a contaminated aquifer. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23(3), 309-318. doi:10.1007/s00477-008-0216-8.
- Ko, N., Lee, K., & Hyun, Y. (2005). Optimal groundwater remediation design of a pump and treat system considering clean-up time. *Geosciences Journal*, 9(1), 23-31. doi:10.1007/bf02910551.
- Kochskamper, E., Challies, E., Newig, J. & Jager, N.W. (2016). Participation for effective environmental governance? Evidence from Water Framework Directive implementation in Germany, Spain and the United Kingdom. *Journal of Environmental Management*, 2016, (8) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.007>.
- Kowalczak, P., Matczak P., & Slavikova L. (2013). Institutional evolution in water management in the Czech Republic and Poland. *International Journal of Water Governance* (1), pp. 307-322. <http://dx.doi.org/10.7564/13-IJWG8>.

- Kristofersson, D., & Navrud, S. (2005). Validity Tests of Benefit Transfer ? Are We Performing the Wrong Tests? *Environmental & Resource Economics*, 30(3), pp. 279-286. doi:10.1007/s10640-004-2303-8.
- Kurian, M. & Ardakanian R. (2014). *Governing the Nexus Water, Soil and Waste Resources Considering Global Change*. United Nations University (UNU-FLORES) Dresden, Germany. ISBN 978-3-319-05746-0. ISBN 978-3-319-05747-7 (eBook). DOI 10.1007/978-3-319-05747-7.
- Lam, Q., Schmalz, B., & Fohrer, N. (2010). Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, 97(2), 317-325. doi:10.1016/j.agwat.2009.10.004
- Langen, D. (1989). An (interactive) decision support system for bank asset liability management. *Decision Support Systems*, 5(4), pp. 389-401. doi:10.1016/0167-9236(89)90018-3.
- Laoudi, A., Tentes, G. & Damigos D. (2011). Groundwater damage: A cost-based valuation for Asopos River basin. *Proceedings of the 3rd International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMPE) & SECOTOX Conference, Skiathos island-Greece, June 19-24 2011*.
- Latinopoulos D. (2002). *The economic value of irrigation water: Analysis and critical assessment of valuation studies*. MSc dissertation, Department of Economics, UCL, London.
- Laurans, Y. (2001). *Economic evaluation of the environment in the context of justification conflicts: Development of concepts and methods through examples of water management in France*. *International Journal of Environment and Pollution*, 15(1), pp. 94. doi:10.1504/ijep.2001.000590.
- Laurans, Y., Bouni, C., Courtecuisse, A., Dubien, I. & Johannes, B. (2001). L'évaluation économique de la théorie à la pratique : l'exemple des SDAGE en France. *Natures, Sciences, Sociétés*, 9(2), pp. 17-28.
- Lee, J., De Gryze, S. & Six, J. (2011). Effect of climate change on field crop production in California's Central Valley. *Climatic Change*, 2011. 109(Suppl 1), pp. 335-353. DOI 10.1007/s10584-011-0305-4.
- Liefferink, D., Wiering, M. & Uitenboogaart, Y. (2011). The EU Water Framework Directive: a multi-dimensional analysis of implementation and domestic impact. *Land Use Policy* 28 (4), pp. 712-722.
- Lindhout, P.E. (2013). Application of the Cost Recovery Principle on Water Services in the Netherlands. *Journal for European Environmental & Planning Law*, 10(4), pp. 309-332. doi:10.1163/18760104-01004003.
- Lipton, D.W., Wellman, K., Sheifer, I.C. & Weiher, R.F. (1995). *Economic Valuation of Natural Resources: A Handbook for Coastal Resource Policymakers*. NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No.5. U.S. Department of Commerce, Washington, D.C. pp.144.
- Little, J.D.C. (1970). Models and Managers: The Concept of a Decision Calculus. *Management Science*, 16(8), pp. B466-485.
- Lobell, D.B., Burke M.B., Tebaldi C., Mastrandrea M.D., Falcon W.P. & Naylor R.L. (2008). Prioritizing climate change adaptation needs for food security in 2030, *Science*, (319), pp. 607-10.
- Lobell, D.B., Cahill, K.N. & Field, C.B. (2007). Historical effects of temperature and precipitation on California crop yields. *Climatic Change*, 2007 (81), pp. 187-203. DOI 10.1007/s10584-006-9141-3.

- Lobell, D.B., Schlenker, W. & Costa-Roberts, J. (2011). Climate Trends and Global Crop Production Since 1980. *Science* 333(616). DOI: 10.1126/science.1204531.
- Loukas, A. (2010). Surface water quantity and quality assessment in Pinios River, Thessaly, Greece, *Desalination*, 250(1), pp. 266-273. doi:10.1016/j.desal.2009.09.043.
- Loukas, A. (2010). Surface water quantity and quality assessment in Pinios River, Thessaly, Greece, *Desalination*, 250(1), pp. 266-273. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.043>.
- Loukas, A., Mylopoulos N. & Vasiliades L. (2007). A modeling system for the evaluation of water resources management strategies in Thessaly, Greece. *Water Resources Management*, 21(10), pp. 1673-1702. doi:10.1007/s11269-006-9120-5.
- Loukas, A., Tzabiras J., Spiliotopoulos M., Fafoutis C. & Mylopoulos N. (2014). Development of a District Information System for Water Management Planning and Strategic Decision Making. RSCy 2014, Second International Conference on Remote Sensing and Geoinformation 2014, 7-10 April 2014, Paphos, Cyprus.
- Loukas, A., Vasiliades L. & Tzabiras, J. (2008). Climate Change Impacts on Drought Severity, *Advances in Geosciences*, 17(8), pp. 23-29.
- Loukas, A., Zagoriti, K., Mylopoulos, N., Vasiliades, L. & Sidiropoulos, P. (2013). Lake Karla aquifer's response to climate variability and change and human intervention. CEST2013 – Athens, Greece.
- Loukas, A., Vasiliades, L. & Tzabiras J. (2007). Evaluation of climate change on drought impulses in Thessaly, Greece. *European Water* 17(18), pp. 17-28, 2007.
- Lund, J. R., Cai, X., & Characklis, G. W. (2006). Economic Engineering of Environmental and Water Resource Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 132(6), 399-402. doi:10.1061/(asce)0733-9496(2006)132:6(399).
- Lundmark, C., & Jonsson, G. (2013). Prospects for learning in river management: Exploring the initial implementation of the Water Framework Directive in a Swedish river basin. *Environmental Education Research*, 20(2), pp. 161-176. doi:10.1080/13504622.2013.780585.
- Macewan, D., Cayar, M., Taghavi, A., Mitchell, D., Hatchett, S., & Howitt, R. (2017). Hydroeconomic modeling of sustainable groundwater management. *Water Resources Research*, 53(3), pp. 2384-2403. doi:10.1002/2016wr019639.
- Machaira, S.A. (2001). Lake Karla Reconstruction – Cost Benefit Analysis – Environmental, Technical and Supplementary Reports. Greek Ministry of Environment, Planning and Public Works, Athens.
- Macknick, J. (2011). Energy and CO2 emission data uncertainties. *Carbon Management*, 2(2), pp. 189-205. DOI: 10.4155/cmt.11.10.
- Maia, R. (2017). The WFD implementation in the European member states. *Water Resources Management*, (31), pp. 3043–3060. doi:10.1007/s11269-017-1723-5.
- Mainuddin M., Gupta AD & Onta PR (1997). Optimal Cropping Planning Model for an Existing Groundwater Irrigation Project in Thailand. *Agric. Water Manage.* 33(1), pp. 43-62. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(96\)01278-4](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(96)01278-4).
- Maliva, R. (2014). Economics of Managed Aquifer Recharge, *Water* 2014, (6), pp. 1257-1279; doi:10.3390/w6051257.
- Malmsten, M., & Lekkas, D. F. (2010). Cost analysis of urban water supply and waste water treatment processes to support decisions and policy making: Application to a number of Swedish communities. *Desalination and Water Treatment*, 18(1-3), pp. 327-340. doi:10.5004/dwt.2010.1961.
- Mareschal B & Brans J.P. (1988). Geometrical representations for MCDA. *European Journal of Operational Research*, (34), pp. 69-77, 1988.

- Mareschal, B. & Mertens, D. (1992). Evaluation financière par la méthode multicritère GAIA: application au secteur de l'assurance. *Actualité Economique*, 68(4).
- Martin R. & Dillion P. (2002). Aquifer Storage and Recovery Future Directions for South Australia, Report DWLBC 2002/04, Department of Water, Land and Biodiversity Conservation CSIRO Land and Water.
- Martin T.J. (1980). Supply aspects of domestic rainwater tanks, South Australian Department for Environment.
- Martin-Ortega, J. (2012). Economic prescriptions and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy* (24), pp. 83-91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.002>.
- Martin-Ortega, J., Perni, A., Jackson-Blake, L., Balana, B. B., Mckee, A., Dunn, S., ... Slee, B. (2015). A transdisciplinary approach to the economic analysis of the European Water Framework Directive. *Ecological Economics*, (116), pp. 34-45. doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.026.
- Massarutto, A. (2003). Water pricing and irrigation water demand: economic efficiency versus environmental sustainability. *Environmental Policy and Governance*, 13(2), pp. 100-119, <https://doi.org/10.1002/eet.316>.
- Masui, T., Matsumoto, K., Hijioka, Y., Kinoshita T., Nozawa, T., Ishiwatari, S., Kato, E., Shukla, P.R., Yamagata, Y. & Kainuma, M. (2011). An emission pathway to stabilize at 6 W/m² of radiative forcing. *Climatic Change*. 109(1-2), pp. 59-76. doi:10.1007/s10584-011-0150-5.
- Matarazzo, B. (1986). Multicriterion Analysis of preferences by means of pairwise actions and criterion comparisons. *Applied Mathematics and Computation*, 18, pp. 119-141.
- Matarazzo, B. (1988). A more effective implementation of the MAPPAC and PRAGMA methods. *Foundations of Control Engineering*, 13, pp. 155-173.
- Matthei, V., De Paoli, G. & Strosser, P. (2012). Comparative study of pressures and measures in the major river basin management plans in the EU, Task 4 b: Costs & Benefits of WFD implementation. September 2012.
- McDonald, R.I., & Girvetz, E.H. (2013). Two Challenges for U.S. Irrigation Due to Climate Change: Increasing Irrigated Area in Wet States and Increasing Irrigation Rates in Dry States. *PLoS ONE* 8(6): e65589. doi:10.1371/journal.pone.0065589.
- Meams, L.O., Giorgi, F., Whetton, P., Pabon, D, Hulme, M. & Lai, M. (2003). Guidelines for use of climate scenarios developed from Regional Climate Model experiments. Data Distribution Centre of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Medeazza, G.M.V. (2010). Fresh water scarcities and desalination: Evidence from Morocco, Spain, the occupied Palestinian Territories and South India, in: *Desalination, Methods, Cost and Technology. Agricultural Issues and Policies*, Nova Science Publishers Inc., New York, NY, 2010, pp. 263–324.
- Medellin-Azuara, J., Howitt, R. E., Macewan, D. J., & Lund, J. R. (2011). Economic impacts of climate-related changes to California agriculture. *Climatic Change*, 109(S1), pp. 387-405. doi:10.1007/s10584-011-0314-3.
- Media Freeware (2015). Free Decision Maker v.1.0. <http://www.mediafreeware.com>.
- Mendoza, G.A. & Prabhu, R. (2000). Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. *Forest Ecology and Management*, 131(1–3), pp. 107–26.
- Merritt, M.L. & Konikow, L.F. (2000). Documentation of a Computer Program to Simulate Lake-Aquifer Interaction Using the MODFLOW Ground-Water Flow Model and the

- MOC3D Solute-Transport Model. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 00-4167, USA.
- Mervat, D. & Milne, G. (2001). Water as an Economic Good: An Approach to the Egyptian Economy, Beijer Workshop on “Property Rights Structures and Environmental Resource Management”.
- Milošević, D.D., Savic, S.M., Stojanovic, V. & Popov-Raljić, J. (2015). Effects of precipitation and temperatures on crop yield variability in Vojvodina (Serbia). *Italian Journal of Agrometeorology* (3), pp. 35-46.
- Ministry of Environment (2004). Study of the supplementary works for the water supply of the area of Volos. Athens, October 2004, pp. 72.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F. & Sala-Garrido, R. (2010). Economic feasibility study for wastewater treatment: A cost-benefit analysis. *Science of the Total Environment*, 408 (20), pp. 4396-4402.
- Molinos-Senante, M., Reif, R., Garrido-Baserba, M., Hernández-Sancho, F., Omil, F., Poch, M. & Sala-Garrido, R. (2013). Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation. *Sci.Total Environ.* 461–462:409–415. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.009>.
- Molle, F. & Berkoff, J. (2009). Cities vs. agriculture: A review of intersectoral water re-allocation. *Natural Resources Forum*, (33), pp. 6–18.
- Moore, M., Gollehon, N. & Carey, M. (1994). Multicrop Production Decisions in Western Irrigated Agriculture: The Role of Water Price. *American Journal of Agricultural Economics* (76), pp. 859-874.
- Moran, D., & Dann, S. (2008). The economic value of water use: Implications for implementing the Water Framework Directive in Scotland. *Journal of Environmental Management*, 87(3), pp. 484–496. doi:10.1016/j.jenvman.2007.01.043
- Moss, B., (2008). The Water Framework Directive: total environment or political compromise? *Science of the Total Environment*, 400 (1–3), pp. 32-41.
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., Vuuren, D. P., . . . Wilbanks, T. J. (2010). The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282), 747-756. doi:10.1038/nature08823.
- Moss, R., Babiker, M., Brinkman, S., Calvo, E., Carter, T., Edmonds, J., Elgizouli, I., Emori, S., Erda, L., K. Hibbard, R. Jones, M. Kainuma, J. Kelleher, J.F. Lamarque, M. Manning, B. Matthews, J. Meehl, L. Meyer, J. Mitchell, N. Nakicenovic, B. O'Neill, R. Pichs, K. Riahi, S. Rose, P. Runci, R. Stouffer, D. van Vuuren, J. Weyant, T. Wilbanks, J.P. van Ypersele & M. Zurek (2008). *Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Impacts, and Response Strategies*, Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2008.
- Moss, T. (2004). The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive. *Land Use Policy* 21 (1), pp. 85–94.
- Mougin, G. & Dejardin, J.M. (1972). Les Modèles déterministes de transformation précipitation - débit. *La Houille blanche*. no4 (in French).
- Mouratiadou, I., Russell, G., Topp, C., Louhichi, K., & Moran, D. (2010). Modelling common agricultural policy-Water Framework Directive interactions and cost-effectiveness of measures to reduce nitrogen pollution. *Water Science and Technology*, 61(10), pp. 2689–2697. doi:10.2166/wst.2010.216

- Mourato S., Moreira M. & J. Corte-Real (2015). Water Resources Impact Assessment Under Climate Change Scenarios in Mediterranean Watersheds, *Water Resources Management*, (29), pp. 2377–2391.
- Moutsopoulos K.N. & Petalas C.P. (2018). Water supply of Greek cities: the WFD and the principles of integrated water resources management, *European Planning Studies*, 26(4), pp. 687-705, DOI: 10.1080/09654313.2017.1421909.
- Moyer, C., Kretlow, W. & McGuigan J. (2011). *Contemporary Financial Management* (12 ed.). Winsted: South-Western Publishing Co, pp. 147–498. ISBN 9780538479172.
- Mpakalianos, D. & Loukas, A. (2012). Sustainable Planning of Agricultural Production with the Use of EMERGY Method for Water Resources Management and Crop Scenarios: Application in the Lake Karla Basin. 1st Environmental Conference of Thessaly, 8-10 September 2012, Skiathos, Greece.
- Munier, N. (2004). *Multicriteria environmental assessment – A practical guide*. Dordrecht: Kluwer.
- Munier, N. (2011). *A Strategy for Using Multicriteria Analysis in Decision-Making. A Guide for Simple and Complex Environmental Projects*, Springer Dordrecht Heidelberg London New York, 2011. ISBN 978-94-007-1511-0, e-ISBN 978-94-007-1512-7, DOI 10.1007/978-94-007-1512-7.
- Murphy, J.M. (1999). An evaluation of statistical and dynamical techniques for downscaling local climate. *Journal of Climate*, 12, pp. 2256-228.
- Murray, A. & Ray, I. (2009). Wastewater for agriculture: A reuse-oriented planning model and its application in peri-urban China. *Water Research* 44(2010), pp. 1667 – 1679.
- Musgrave, M.E. (1994). Waterlogging Effects on Yield and Photosynthesis in Eight Winter Wheat Cultivars, *Crop Science*, (34), pp. 1314-1318. doi:10.2135/cropsci1994.0011183X003400050032x
- Mylopoulos, N. (2015). Assessment of urban water full cost under the conditions of an economic crisis. *European Water Journal*, (49), pp. 89-105.
- Mylopoulos, N., Fafoutis, C., Sfyris, S. & Alamanos, A. (2017). Impact of water pricing policy and climate change on future water demand in Volos, Greece. *European Water Journal*, (58), pp. 473-479.
- Najeeb, U., Bange, M. P., Tan, D. K., & Atwell, B. J. (2015). Consequences of waterlogging in cotton and opportunities for mitigation of yield losses. *AoB Plants*, 7. doi:10.1093/aobpla/plv0.
- National SUDS Working Group, UK (2004). *Interim Code of Practice for Sustainable Drainage Systems*.
- Navrud, S. & Bergland, O. (2001). *Environmental Valuation in Europe (EVE), Policy Research Brief Value Transfer and Environmental Policy, Concerted Action funded by the EC DG-XII*, 2001.
- Neumann, J.V. & Morgenstern, O. (1953). *Theory of Games and Economic Behavior*. Princeton, NJ. Princeton University Press.
- Newell, A., Shaw, J.C. & Simon, H.A. (1958). Elements of a Theory of Human Problem Solving. *Psychological Review*. American Psychological Association. 65(3), pp. 151–166. doi:10.1037/h0048495.
- Nielsen, H.Ø., Frederiksen, P., Saarikoski, H., Rytkönen, A.M. & Pedersen, A.B. (2013). How different institutional arrangements promote integrated river basin management. Evidence from the Baltic Sea region. *Land Use Policy* 30(1), pp. 437–445.

- Nogueira, R., Brito, A.G., Machado, A.P., Janknecht, P., Salas, J.J., Vera, L. & Martel, G. (2009). Economic and Environmental Assessment of Small and Decentralized Wastewater Treatment Systems. *Desalination and Water Treatment*, (4), pp. 16-21.
- Olmstead, S., Hanemann, W. & Stavins, R. (2007). Water demand under alternative price structures, *Journal of Environmental Economics and Management* (54), pp. 181-198.
- OPEKEPE database, available at www.opekepe.gr
- OPENDECISIONMAK.SF.NET (2010). <https://open-decision-maker.soft112.com/>
- Organizations for Economic Co-operation and Development (OECD) (2015). Programme on Water Governance. <http://www.oecd.org/env/watergovernanceprogramme.htm>. Accessed in 23 Nov 2015.
- Ostrom, E. (2000). Reformulating the commons. *Swiss Political Science Review*, 6(1), pp. 29-52.
- Ostrom, E. (2008). The challenge of common-pool resources. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 50 (4), pp. 8-20.
- Ostrom, E. (2010). Analyzing collective action. *Agricultural Economics*, 41 (S1), pp.155-166.
- Ozelkan, E.C., Duckstein, L. (1996). Analysing water resource alternatives and handling criteria by multi criterion decision techniques. *Journal of Environmental Management*, (48), pp. 69–96.
- Palmer, M.A., Liermann, C.A.R., Nilsson, C., Florke, M., Alcamo J, et al. (2008). Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment* (6), pp. 81–89. doi: 10.1890/060148.
- Panda, S.N., Kaushal, M.P. & Kheper, S.D. (1983). Irrigation planning in a command area in a project: An application of deterministic linear programming. *Journal of Agricultural Engineering, ISAE*, 10(2), pp.47-60.
- Pearce, D. & Howarth, A. (2000). Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses, RIVM report 481505020, National Institute of Public Health And The Environment.
- Pearce, D. & Ozdemiröglu, E. (2002). Economic valuation and stated preference techniques. Department for Transport, Local Government and the Regions, London.
- Pearce, D. & Turner, R.K. (1990). Economics of natural resources and the environment. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire, U.K.
- Pearce, D. (1993). Blueprint 3: Measuring sustainable development, CSERGE, Earthscan Publications Ltd, London.
- Peat, D., & Briggs, J. (1999). Seven Life Lessons of Chaos: Timeless Wisdom from the Science of Change. Harper Collins Publishers, Inc.
- Peña-Haro, S., Pulido-Velazquez, M. & Sahuquillo, A. (2009). A hydro-economic modelling framework for optimal management of groundwater nitrate pollution from agriculture. *Journal of Hydrology* (373), pp. 193–203. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.04.024
- Perman, R. (2003). Natural resource and environmental economics. Harlow: Financial Times Prentice Hall.
- Perry, C.J. (2001). Water at Any Price? Issues and Options in Charging for Irrigation Water, *Irrigation and Drainage*, 50(1), pp. 1-7.
- Pilling, C. & Jones, J.A.A (1999). High resolution climate change scenarios: implications for British runoff. *Hydrological Processes*, (13), pp. 2877-2895
- Pirttioja N., T. R. Carter, S. Fronzek, M. Bindi, H. Hoffmann, T. Palosuo, M. Ruiz-Ramos, F. Tao, M. Trnka, M. Acutis, S. Asseng, P. Baranowski, B. Basso, P. Bodin, S. Buis, D. Cammarano, P. Deligios, M.-F. Destain, B. Dumont, F. Ewert, R. Ferrise, L. François, T. Gaiser, P. Hlavinka, I. Jacquemin, K. C. Kersebaum, C. Kollas, J. Krzyszczal, I. J. Lorite, J.

- Minet, M. I. Minguez, M. Montesino, M. Moriondo, C. Müller, C. Nendel, I. Öztürk, A. Perego, A. Rodríguez, A. C. Ruane, F. Ruget, M. Sanna, M. A. Semenov, C. Slawinski, P. Stratonovitch, I. Supit, K. Waha, E. Wang, L. Wu, Z. Zhao, R. & Rötter P. (2015) Temperature and precipitation effects on wheat yield across a European transect: a crop model ensemble analysis using impact response surfaces. *Climate Research* (65), pp. 87–105. doi: 10.3354/cr01322.
- Pohekar, SD & Ramachandran M (2004). Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning – a review. *Renewable and Sustainable Energy Revision* (8), pp. 365–381.
- Porter J. R. & Semenov M. A. (2005). Crop responses to climatic variation. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 2005(360), pp. 2021–2035. doi:10.1098/rstb.2005.1752.
- Pouta, E.M., Rekola, J., Kuuluvainen, C.Z., Li & Tahvonen O. (2002). Willingness to pay in different policy-planning methods: insights into respondents' decision making processes, *Ecological Economics*, 40(2002), pp. 295-311.
- Psomas, A., Vryzidis, I., Spyridakos, A., & Mimikou, M. (2018). MCDA approach for agricultural water management in the context of water–energy–land–food nexus. *Operational Research*. doi:10.1007/s12351-018-0436-8.
- Quevauviller, P., Balabanis, P., Fragakis, C., Weydert, M., Oliver, M., Kaschl, A., Arnold G., Kroll, A., Galbiati, L., Zaldivar, J.M. & Bidogli, G. (2005). Science-policy integration needs in support of the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy*, 8(3), pp. 203-211.
- Qureshi, N., Saha, B. C., Cotta, M. A. & Singh, V. (2013). An Economic Evaluation of Biological Conversion of Wheat Straw to Butanol: A Biofuel. *Energy Conversion Management*, 65, 456–462.
- Rabiner, L.R. & Juang, B.H. (1986). An introduction to hidden Markov models. *IEEE ASSP Magazine*, pp. 4-16.
- Rahm B.G., Vedachalam S., Shen J., Woodbury P.B. & Riha S.J. (2013). A watershed-scale goals approach to assessing and funding wastewater infrastructure. *Journal of Environmental Management* 129(2013), pp. 124-133.
- Razzaghia, F., Zhou, Z., Andersenc, M.N. & Plauborge F. (2017). Simulation of potato yield in temperate condition by the AquaCrop model. *Agricultural Water Management* 191(2017), pp. 113–123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2017.06.008>.
- Rebah, F.B., Prévost, D., Yezza, A. & Tyagi R.D. (2007). Agro-industrial waste materials and wastewater sludge for rhizobial inoculant production: A review. *Bioresource Technology* 98(2007), pp. 3535–3546.
- Redclift, M. (1993). Sustainable Development: Needs, Values, Rights, Environmental Values (2), pp. 3-20.
- Rehman, T. & Romero, C. (1993). The application of the MCDM paradigm to the management of agricultural systems: Some basic considerations. *Agricultural Systems* 1993(41), pp. 239–255.
- Renwick, M. (2001). Valuing water in a multiple-use system: Irrigated agriculture and reservoir fisheries. *Irrigation and Drainage Systems*, (15), pp. 149-171.
- Renzetti, S. & Kushner, J. (2004). Full Cost Accounting for Water Supply and Sewage Treatment: Concepts and Case Application. *Canadian Water Resources Journal* 29(1): 13-22.
- Renzetti, S. (1999). Municipal water supply and sewage treatment: Costs, prices and distortions. *Canadian Journal of Economics*, 32(3), pp. 688-704.

- Reznik, A., Feinerman, E., Finkelshtain, I., Fisher, F., Huber-Lee, A., Joyce, B. & Kana, I. (2017). Economic implications of agricultural reuse of treated wastewater in Israel: A statewide long-term perspective. *Ecological Economics* 135(2017), pp. 222–233.
- Riahi, K., Grübler, A. & Nakicenovic, N. (2007). Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. *Technological Forecast and Social Changes* (74), pp. 887–935.
- Riahi, K., Krey, V., Rao, S., Chirkov, V., Fischer, G., Kolp, P., Kindermann, G., Nakicenovic, N. & Rafai, P. (2011). RCP-8.5: exploring the consequence of high emission trajectories. *Climatic Change*. 109(-2), pp. 33-57. doi: 10.1007/s10584-011-0149-y.
- Riegels, N., Jensen, R., Bensasson, L., Banou, S., Møller, F., & Bauer-Gottwein, P. (2011). Estimating resource costs of compliance with EU WFD ecological status requirements at the river basin scale. *Journal of Hydrology*, 396(3-4), pp. 197-214. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.005.
- Roberts, M.J., Schlenker, W. & Eyer, J. (2012). Agronomic weather measures in econometric models of crop yield with implications for climate change. *American Journal of Agricultural Economics*, 95(2), pp. 236–243. doi: 10.1093/ajae/aas047.
- Rodriguez, M., Fernandez, F., Correa, J., Ferrer, E. & Ferrero, N. (2002). Evaluation of Irrigation Projects and Water Resource Management: A Methodological Proposal. *Sustainable Development*, (10), pp. 90-102.
- Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernandey-Sancho, F., Moreira, M.T. & Feijoo, G. (2011). Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research*, (45), pp. 5997-6010.
- Rodríguez-Miranda, J.P., García-Ubaque, C.A. & Penagos-Londoño, J.C. (2015). Analysis of the investment costs in municipal wastewater treatment plants in Cundinamarca. *DYNA* 82 (192), pp. 230-238. August, 2015 Medellín. ISSN 0012-7353 Printed, ISSN 2346-2183 Online DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v82n192.44699>.
- Rogers, M. & Bruen, M. (1998). Choosing realistic values of indifference, preference and veto thresholds for use with environmental criteria within ELECTRE. *European Journal of Operational Research*, 1998 (107), pp.542-551.
- Rogers, P., de Silva, R. & Bhatia, R. (2002). Water Is an Economic Good : How to Use Prices to Promote Equity, Efficiency, and Sustainability. *Water Policy* (4):1–17. doi: 10.1016/S1366-7017(02)00004-1.
- Romero, C. & Rehman, T. (1987). Natural resource management and the use of multiple criteria decision making techniques: a review. *European Revision of Agricultural Economics* 14(1), pp. 61–89.
- Rosegrant, M. (2005). Water Resources and Food Security to 2025: Challenges and Trade-offs. *World Bank Water Week* (March 2, 2005).
- Rosenberg, D.E., Tarawneh, T., Abdel-Khaleq, R. & Lund, J.R. (2007). Modeling integrated water user decisions in intermittent supply systems. *Water Resources Research* 43(7), doi: 10.1029/2006WR005340.
- Rosenberger, R.S. & Loomis J.B. (2000). Using Meta-Analysis for Benefit Transfer: In-sample Convergent Validity Tests of an Outdoor Recreation Database. *Water Resources Research* 36(4), pp. 1097–1107. DOI:10.1029/2000wr900006.
- Rosenthal, R.E.. (1998). A Gams tutorial. GAMS Development Corporation, Washington, USA.
- Rosenzweig, C., Strzepek, K. M., Major, D. C., Iglesias, A., Yates, D. N., Mccluskey, A., & Hillel, D. (2004). Water resources for agriculture in a changing climate: International case studies. *Global Environmental Change*, 14(4), pp. 345-360. doi:10.1016/j.gloenvcha.2004.09.003.

- Roy, B. & Bouyssou, D. (1993). Aide multicritère à la decision: Méthodes et cas, Economica, Collection Gestion; Paris.
- Roy, B. & Mousseau, V. (1996). A theoretical framework for analysing the notion of relative importance of criteria. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*; (5), pp.145-149.
- Roy, B. (1991). The outranking approach and the foundations of ELECTRE methods. *Theory and Decision*. (31), pp. 49-73.
- Roy, B. (1996). *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Roy, B., (1968). Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *La Revue d'Informatique et de Recherche Opérationnelle (RIRO)* (8), pp. 57–75.
- Roy, B., Present, M. & Silhol, D., (1986). A programming method for determining which Paris metro stations should be renovated. *European Journal of Operational Research*, 24 (2), pp. 318-334.
- Roy, Bernard (1968). Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *La Revue d'Informatique et de Recherche Opérationnelle (RIRO)* (8), pp. 57–75.
- Rozman, Č. & Pažek, K. (2012). Introduction to DEXi multi criteria decision models: What they are and how to use them in agriculture. *Agricultura* 2012(9), pp. 23–30. Available online: <http://www.agriculturaonline.com/portal/issues/50-issue-16/153-introduction-to-dexi-multi-criteria-decision-models-what-they-are-and-how-to-use-them-in-agriculture> (accessed on 23 November 2017).
- Rummukainen, M. (2010). State-of-the-art with regional climate models. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 1(1), pp. 82-96. doi:10.1002/wcc.8.
- Rummukainen, M. (2016). Added value in regional climate modeling. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 7(1), pp. 145-159. doi:10.1002/wcc.378.
- Russo, T., Alfredo, K. & Fisher, J. (2014). Sustainable Water Management in Urban, Agricultural, and Natural Systems. *Water* (6), pp. 3934 – 3956.
- Saaty, R.W. (1987). The Analytic Hierarchy Process-what it is and how it is used, *Mat/d Modelling*, 9(3-5), pp. 161-176. 1987, Printed in Great Britain.
- Saaty, T.L. (1990). How to Make a Decision: The Analytic Hierarchy Process, *European Journal of Operations Research*, 1990(48), pp. 9-26.
- Saaty, T.L. (2003). Decision-making with the AHP: Why is the Principal Eigenvector necessary? *European Journal of Operational Research* (145), pp. 85-91.
- Saaty, T.L., (1991). Some mathematical concepts of the analytic hierarchy process. *Behaviormetrika*, 18(29), pp.1-9.
- Sage, A. (2007a). Decision support system, in McGraw – Hill Encyclopedia of Science and Technology, (5), 10th Edition, pp. 301 – 302.
- Sage, A. (2007b). Decision Theory, in McGraw – Hill Encyclopedia of Science and Technology (5), 10th Edition. pp. 302 – 308.
- Sage, A.P. (1991). *Decision support systems engineering*. New York: Wiley
- Salman, A.Z., Al-Karablieh, E.K. & Fisher, F.M. (2001). An inter-seasonal agricultural water allocation system (SAWAS). *Agricultural Systems*, (68), pp. 233-252.
- Salvatici, L., Anania, G., Arfini, F., Conforti, P., De Muro, P., Londero, P. & Sckokai P. (2000). Recent developments in modelling the CAP: hype or hope? 65th EAAE Seminar “Agricultural Sector Modelling and Policy Information Systems”, Bonn.
- Sandel, J.M. (2000). It's immoral to buy the right to pollute (with replies), *Economics of the environment (selected readings)*, Stavins N.R, Harvard University, New York, W.W Norton & Company.

- Sartorius, C., Hillenbrand, T. & Walz, R. (2011). Impact and cost of measures to reduce nutrient emissions from wastewater and storm water treatment in the German Elbe river basin. *Regional Environmental Change*, 2011(11), pp.377–391. DOI 10.1007/s10113-010-0140-6.
- Savage, L. J. (1954). *The Foundations of Statistics*, Wiley, New York, 1954.
- Savenije, H.H.G. & van der Zaag, P. (2002). Water as an economic good and demand management - Paradigms with pitfalls. *Water International* (27), pp. 98–104. doi: 10.1080/02508060208686982.
- Schaafsma, M. & Brouwer, R. (2006). Overview of existing guidelines and manuals for the economic valuation of environmental and resource costs and benefits, *Aqua Money*, 30 June 2006.
- Schiermeier, Q. (2010). The real holes in climate science. *Nature*, 463(7279), pp. 284–287. doi:10.1038/463284a.
- Schlenker, W., Hanemann, M., Fisher, A.C. (2007). Water Availability, Degree Days, and the Potential Impact of Climate Change on Irrigated Agriculture in California. *Climatic Change* March 2007, 81(1), pp. 19–38. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-9008-z>.
- Schlenker, W., Hanemann, W. M., & Fisher, A. C. (2005). Will U.S. Agriculture Really Benefit from Global Warming? Accounting for Irrigation in the Hedonic Approach. *American Economic Review*, 95(1), pp. 395–406. doi:10.1257/0002828053828455.
- Schoengold, K., Sunding, D. L., & Moreno, G. (2006). Price elasticity reconsidered: Panel estimation of an agricultural water demand function. *Water Resources Research*, 42(9). doi:10.1029/2005wr004096.
- Schuman, H. (1996). The sensitivity of CV outcomes to CV survey methods. In: *The Contingent Valuation of Environmental Resources*. Bjornstad, D. and Kahn, R. (eds.). Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, pp. 75–96.
- Sechi, G.M., Zucca, R. & Zuddas P. (2013). Water Costs Allocation in Complex Systems Using a Cooperative Game Theory Approach. *Water Resour Manage* (2013)27, pp. 1781–1796. DOI 10.1007/s11269-012-0171-5.
- Serageldin, I. (1995). *Water Resources Management: A new Policy for a Sustainable Future*, *Water Resources Development*, 11(3), pp. 221–232.
- Shavell, S. (1993). Contingent Valuation of the nonuse value of natural resources: Implications for public policy and the liability system. In: *Contingent valuation: A critical assessment*. Hausman, J.A. (ed.). North-Holland, The Netherlands, pp. 371–388.
- Shih, H.S., Shyur H.J. & Lee E.S. (2007). An extension of TOPSIS for group decision making, *Elsevier, Mathematical and Computer Modelling* (45), pp. 801–813.
- Short, D., Libby, R., Libby, P. & Giullinian, M. (2011). *Financial Accounting*. Global Edition. New York: McGraw Hill.
- Sidiropoulos, P., Mylopoulos, N. & Loukas A. (2013). Optimal Management of an Overexploited Aquifer under Climate Change: The Lake Karla Case. *Water Resources Management* (2013)27, pp. 1635–1649. DOI 10.1007/s11269-012-0083-4.
- Sidiropoulos, P., Mylopoulos, N. & Loukas A. (2015) Stochastic simulation and management of an over-exploited aquifer using an integrated modeling system. *Water Resources Management*, 29(3), pp. 929–943. 10.1007/s11269-014-0852-3.
- Singh, A. (2010). Decision support for on-farm water management and long-term agricultural sustainability in a semi-arid region of India. *Journal of Hydrology* 2010, (391), pp. 63–76.
- Singh, D., Jaiswal, C., Reddy, K., Singh, R., & Bhandarkar, D. (2001). Optimal cropping pattern in a canal command area. *Agricultural Water Management*, 50(1), pp. 1–8. doi:10.1016/s0378-3774(01)00104-4.

- Sintonen, H. (1981). An approach to measuring and valuing health states. *Social Science & Medicine. Part C: Medical Economics*, 15(2), pp. 55-65. doi:10.1016/0160-7995(81)90019-8.
- Sipala, S., Mancini, G. & Vagliasindi, F.G.A. (2005). Development of a web-based tool for the calculation of costs of different wastewater treatment and reuse scenarios. *Water Science and Technology: Water Supply*, (3), pp. 89-96.
- Siskos, Y. & Matsatsinis, N.F. (1993). A DSS for market analysis and product design. *Journal of Decision Systems*, 2(1), pp. 35-60.
- Siskos, Y., Zopounidis, C. & Poliezios D. (1994). An integrated DSS for financing firms by industrial development bank in Greece. *Decision Support Systems*, 112(2), pp.151-168.
- Small, L.E. & Carruthers, I. (1991). *Farmer financed irrigation, the economics of reform*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Smid, M. & Costa, A.C. (2018). Climate projections and downscaling techniques: a discussion for impact studies in urban systems, *International Journal of Urban Sciences*, 22(3), pp. 277-307, DOI: 10.1080/12265934.2017.1409132.
- Sofroniou, A. & Bishop, S. (2014). Water Scarcity in Cyprus: A Review and Call for Integrated Policy. *Water* 2014, 6(10), pp. 2898-2928; doi:10.3390/w6102898
- SOGREAH – GRENOBLE, (1974). Μελέτη αναπτύξεως υπογείων υδάτων πεδιάδος Θεσσαλίας. Τελική έκθεση, R 11971. Υπουργείο Γεωργίας, Διεύθυνση Γεωργ. Αναπτ. & ΥΕΒ, Αθήνα.
- Solimini, A.G., Ptacnik, R. & Cardoso, A.C. (2009). Towards holistic assessment of the functioning of ecosystems under the Water Framework Directive. *TrAC Trends Anal. Chem.* 28 (2), pp. 143–149.
- Sørland, S.L., Schär, C., Lüthi, D. & Kjellström E. (2018). Bias patterns and climate change signals in GCM-RCM model chains. *Environmental Research Letters* 13(7), pp. 074017. DOI:10.1088/1748-9326/aacc77.
- Spiliotopoulos, M., Loukas, A. & Mylopoulos, N. (2015). A new remote sensing procedure for the estimation of crop water requirements. 3rd International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment 2015, 16-19 March 2015, Cyprus. doi:10.1117/12.2192688.
- Sprague, R. H., & Carlson E. D. (2001). *Building Effective Decision Support Systems*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, Inc., 1982. appeared in *DSS News*, February 11 2001, 2(4).
- Squintani, L., Plambeck, E. & van Rijswijk M. (2017). Strengths and Weaknesses of the Dutch Implementation of the Water Framework Directive. *Journal For European Environmental and Planning Law* 14(2017), pp. 269-293. doi 10.1163/18760104-01403002.
- Srinivasan, V. & Ruparel, B. (1990). CGX: An expert support system for credit granting. *European Journal of Operational Research*, 45(2–3), pp. 293-308. doi.org/10.1016/0377-2217(90)90194-G.
- Stefanou, S. & Tzouvelekas, V. (2014). Efficiency of Irrigation Water and Productivity Measurement. World Bank Group, International Workshop: Going Beyond Agricultural Water Productivity, Washington DC, 8-9 December, 2014.
- Steuer, R.E. & Na, P. (2003). Multiple criteria decision making combined with finance: a categorized bibliographic study. *European Journal of Operational Research*, 150(3), pp. 496–515. DOI: 10.1016/s0377-2217(02)00774-9.
- Stolowy H., Lebas M. & Ding Y. (2010). *Financial Accounting and Reporting: A Global Perspective*. Third Edition, Gengage Learning (SLD).

- Strandberg, G., Barring, L., & Hansson, U. (2014). CORDEX scenarios for Europe from the Rossby Centre regional climate model RCA4. Norrköping: SMHI.
- Strosser, P., & de Paoli, G. (2013). Background document for the Workshop ‘Supporting a better economic analysis for the 2nd RBMP and beyond’. Brussels, 1–2 October, 2013.
- Sulyman, M., Namiesnik, J. & Gierak, A. (2017). Low-cost Adsorbents Derived from Agricultural By-products/Wastes for Enhancing Contaminant Uptakes from Wastewater: A Review. *Policy Journal of Environmental Studies*. 26(2), pp. 479-510. DOI: 10.15244/pjoes/66769.
- Sun, G., McNulty, S.G., Myers, J.A.M. & Cohen, E.C. (2008). Impacts of Multiple Stresses on Water Demand and Supply across the Southeastern United States. *Journal of the American Water Resources Association* (44), pp. 1441–1457. doi: 10.1111/j.1752-1688.2008.00250.x.
- Tabieh, M.A.S. (2007). An optimal irrigation water allocation model: Management and Pricing Policy Implications for the Jordan Valley. PhD Thesis, Economics-Econometrics. University Sains Malaysia (USM).
- Tardieu, H. & Prefol, B. (2002). Full cost or “sustainability cost” pricing in irrigated agriculture. Charging for water can be effective, but is it sufficient? *Irrigation and Drainage* (51), pp. 97–107. doi: 10.1002/ird.44.
- Tarr, D. & Thomson, P. (2003). The Merits of Dual Pricing of Russian Natural Gas. The World Bank, 2003.
- Tate, D. (2001). An Overview of Water Demand Management and Conservation, Vision 21 synthesis paper, Water Supply and Sanitation Collaborative Council, 2001.
- Tecle, A. (1992). Selecting a multicriterion decision making technique for watershed resources management. *Water Resources Bulletin*, 1992, 28(1): pp. 129–140.
- Tentes, G., & Damigos, D. (2011). The Lost Value of Groundwater: The Case of Asopos River Basin in Central Greece. *Water Resources Management*, 26(1), pp. 147-164. doi:10.1007/s11269-011-9910-2.
- Tentes, G., Tsiotsia, A. & Damigos D. (2013). Environmental cost of groundwater pollution: a choice experiment in Asopos River basin. 1st EWaS International Conference, Thessaloniki-Greece, April 11-13 2013.
- The Dublin Statement on Water and Sustainable Development (1992). Adopted January 31, 1992 in Dublin, Ireland, International Conference on Water and the Environment.
- Thiemeßl, M., Gobiet A. & Leuprecht, A. (2011). Empirical-statistical downscaling and error correction of daily precipitation from regional climate models. *International Journal of Climatology*, 31(2011), pp. 1531-1544. DOI: 10.1002/joc.2168.
- Thiel, A. (2015). Constitutional state structure and scalar reorganization of natural resource governance: the transformation of polycentric water governance in Spain, Portugal and Germany. *Land Use Policy* (45), pp. 176-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.012>.
- Thomson, A.M., Rosenberg, N.J., Izaurralde, R.C. & Brown, R.A. (2005). Climate change impacts for the conterminous USA: An integrated assessment - Part 5. Irrigated agriculture and national grain crop production. *Climatic Change* (69), pp. 89–105. doi: 10.1007/s10584-005-3611-x.
- Tietenberg, T. & Lewis, L. (2010). Οικονομική του Περιβάλλοντος και των Φυσικών Πόρων, Όγδοη Έκδοση, Εκδόσεις Gutenberg.
- Tietenberg, T. & Lewis, L. (2011). *Environmental & Natural Resource Economics*. Boston: Pearson, (νέα Αγγλική έκδοση του Ελληνικού κύριου βοηθήματος).

- Tiwari, D.N. (1998). Determining Economic Value Of Irrigation Water: Comparison Of Willingness To Pay And Indirect Valuation Approaches As A Measure Of Sustainable Resource Use. CSERGE Working Paper No. 98-05, CSERGE, University College London.
- Toan, T.D. (2016). Water pricing policy and subsidies to irrigation: a Review. *Environmental Processes* (3), pp. 1081-1098.
- Todd, W.P. & Vittori, G. (1997). Texas Guide to Rainwater Harvesting, Texas Water Development Board in Cooperation with the Center for Maximum Potential Building Systems, Second Edition.
- Tran, Q.K., Schwabe, K.A. & Jassby, D. (2016). Wastewater Reuse for Agriculture: Development of a Regional Water Reuse Decision-Support Model (RWRM) for Cost-Effective Irrigation Sources. *Environmental Science and Technology*, 2016(50), pp. 9390–9399. DOI: 10.1021/acs.est.6b02073.
- Tsagarakis, K.P., Mara, D.D. & Angelakis, A.N. (2003). Application of costs criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. *Water, Air and Soil Pollution*, (142), pp. 187-210.
- Tsihrintzis, V.A. & Gikas G.D. (2010). Constructed wetlands for wastewater and activated sludge treatment in North Greece: a review, *Water Science and Technology*, 61(2010), pp. 2653–2672.
- Tsihrintzis, V.A., Akratos, C.S., Gikas, G.D., Karamouzis, D. & Angelakis, A.N. (2007). Performance and cost comparison of a FWS and a VSF constructed wetland system, *Environmental Technology*, 28(2007), pp. 621–628.
- Tsur, Y., Roe, T., Doukkali, R., & Dinar, A. (2004). Pricing irrigation water: Principles and cases from developing countries. *Resources for the Future*. Washington, DC, DOI: 10.4324/9781936331635.
- Tubiello, F.N. & Fischer, G.I. (2007). Reducing climate change impacts on agriculture: Global and regional effects of mitigation, 2000–2080. *Technological Forecasting and Social Change* (74), pp. 1030–1056. doi: 10.1016/j.techfore.2006.05.027.
- Turner, K., Georgiou, S., Clarke, R., Brouwer, R. & Burke J. (2004). Economic valuation of water resources in agriculture. From the sectoral to a functional perspective of water resources management. *FAO Water Reports No. 27*, FAO, Rome.
- Turner, R.K., Pearce, D.W. & Bateman, I. (1994). *Environmental economics. An elementary introduction*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- Tzabiras, J., Loukas, A. & Vasiliades, L. (2016a). A hybrid downscaling approach for the estimation of climate change effects on droughts using a geo-information tool. Case study: Thessaly, Central Greece. *Open Geosciences*, 2016(8), pp. 728–746. DOI 10.1515/geo-2016-0069.
- Tzabiras, J., Vasiliades, L., Loukas, A. & Mylopoulos N. (2015a). Climate change impacts on hydrometeorological variables using a bias correction method: The lake Karla watershed case. *Mathematics In Engineering, Science And Aerospace*, 6(4), pp. 683-700, 2015.
- Tzabiras, J., Vasiliades, L., Sidiropoulos, P., Loukas, A. & Mylopoulos N. (2016b). Evaluation of Water Resources Management Strategies to Overturn Climate Change Impacts on Lake Karla Watershed, *Water Resources Management*, (30), pp. 5819–5844.
- Tzabiras, J., Vasiliades, L., Sidiropoulos, P., Loukas, A. & Mylopoulos N. (2015b). Adaptation of Water Resources Management Strategies to Overturn Climate Change Impacts. *EWRA Conference*, 2015.
- U.S. E.P.A. (2000). *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, U.S. Environmental Protection Agency.

- U.S. E.P.A. (2000). Risk based Concentration Table. United States Environmental Protection Agency, Philadelphia, PA; Washington DC.
- U.S. E.P.A. (2002). List of Contaminants & their Maximum Contaminant Level (MCLs), United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at: <http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html#inorganic>. Accessed August 28, 2008.
- U.S. E.P.A. (2004). The use of best management practices in urban watersheds. United States Environmental Protection Agency Office of Research and Development Report No. EPA/600/R-04/184, Washington, DC, US.
- Uitenboogaart, Y., van Kempen, J.J.H., Wiering, M.A. & van Rijswijk, H.F.M.W. (2009). A comparison of the implementation process of the European Water Framework Directive in five member states. Dealing with complexity and policy discretion. Nijmegen/Utrecht, April 2009.
- UNESCO (2005). International Hydrological Program (IHP) (2005). Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in semi-arid areas. Published in 2005 by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 7 Place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP.
- UNESCO (2009a). IWRM Guidelines at River Basin Level—Part 2-1: The Guidelines for IWRM Coordination; unesco.org; UNESCO IHP Secretariat: Paris, France, 2009.
- UNESCO (2009b). IWRM Guidelines at River Basin Level—Part 2-4: The Guidelines for Managing Environmental Sustainability; unesco.org; UNESCO IHP Secretariat: Paris, France, 2009.
- USDA Soil Conservation Service (1970). Irrigation Water Requirements, Tech, Release No 21 (rev.), 92 p.
- van Eerd, M.C.J., Dieperink, C. & Wiering, M.A. (2018). Opening the black box of implementation feedback: An analysis of reloading strategies in EU water governance. *Environmental Policy Governance* (2018), pp. 1–15. DOI: 10.1002/eet.1803.
- van Kempen, J.J.H. (2012). Countering the Obscurity of Obligations in European Environmental Law: An Analysis of Article 4 of the European Water Framework Directive. *Journal of Environmental Law* 2012, 24(3), pp. 499-533. doi:10.1093/jel/eqs020.
- Van Minnen, J.G., Alcamo, J. & Haupt W. (2000). Deriving and applying response surface diagrams for evaluating climate change impacts on crop production. *Climatic Change* (46), pp. 317–338.
- van Vuuren et. al 2011, The representative concentration pathways: an overview *Climatic Change*, 2011(109), pp. 5–31. DOI 10.1007/s10584-011-0148-z.
- Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., Swartz, C.H. & Downing, T.E. (2011). Balancing groundwater conservation and rural livelihoods under water and climate uncertainties: An integrated hydro-economic modeling framework. *Global Environmental Change* (21), pp. 604–619. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2010.12.001.
- Vasiliades, L. & Loukas A. (2013). An Operational Drought Monitoring System Using Spatial Interpolation Methods for Pinios River Basin, Greece. 13th International Conference on Environmental Science and Technology (CEST 2013), 5-7 September 2013, Athens, Greece.
- Vasiliades, L., Loukas, A. & Patsonas, G. (2009). Evaluation of a statistical downscaling procedure for the estimation of climate change impacts on droughts. *Natural Hazards and Earth Systems Science*, (9), pp. 879-894.
- Venkatesh, G. & Brattebø H. (2011). Energy consumption, costs and environmental impacts for urban water cycle services: Case study of Oslo (Norway). *Energy*, 36(2), pp. 792-800.

- Viola, F., Caracciolo, D., Pumo, D. & Noto L.V. (2013). Olive yield and future climate forcings. *Procedia Environmental Sciences* 19(2013), pp. 132 – 138.
- Vlachopoulou, M., Coughlin, D., Forrow, D., Kirk, S., Logan, P. & Voulvoulis, N. (2014). The potential of using the ecosystem approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 470(471), pp. 684–694.
- Voldoire, A., Sanchez-Gomez, E., Salas y Melia, D., Decharme, B., Cassou, C., Senesi, S., Valcke S., I. Beau , A. Alias , M. Chevallier , M. Deque , J. Deshayes , H. Douville , E. Fernandez , G. Madec , E. Maisonnave , M.-P. Moine , S. Planton , D. Saint-Martin , S. Szopa , S. Tyteca , R. Alkama , S. Belamari , A. Braun , L. Coquart & Chauvin, F. (2012). The CNRM-CM5.1 global climate model: description and basic evaluation. *Climate Dynamics*, 2013(40), pp. 2091–2121. DOI 10.1007/s00382-011-1259-y.
- Volk, M., Hirschfeld, J., Dehnhardt, A., et al. (2008). Integrated ecological-economic modelling of water pollution abatement management options in the Upper Ems River Basin. *Ecological Economics* (66), pp. 66–76. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.01.016.
- von Sperling, M. & de Lemos Chernicharo, C.A. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Brazil, Vol I, IWA Publishing.
- Von Storch, H. (1995). Inconsistencies at the interface of climate impact studies and global climate research. *Meteorology, Zeitschrift* (4), pp. 72-80.
- Von Storch, H. (1999). On the use of "inflation" in statistical downscaling. *Journal of Climate*, (12), pp. 3505-3506.
- Von Storch, H., Zorita, E. & Cubasch, U. (1993). Downscaling of global climate change estimates to regional scales: An application to Iberian rainfall in wintertime. *Journal of Climate*, (6), pp. 1161-1171.
- Voogd, H. (1983). *Multiple Criteria Evaluation for Urban and Regional Planning*, London: Pion.
- Voulvoulis, N., Arpon, K.D., Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575 (2017), pp. 358–366.
- Vraneš, S., Stanojević, M., Stevanović, V. & Lučin, M. (1996). INVEX: Investment Advisory Expert System. *Expert Systems*, (13), pp. 105-119. doi:10.1111/j.1468-0394.1996.tb00183.x.
- Wallnau, K. (1998). *Risk/Misfit*, Software Engineering Institute, THE 99 SOFTWARE ENGINEERING SYMPOSIUM, Carnegie Mellon University, http://www.sei.cmu.edu/cbs/cbs_slides/99symposium/056pr.pdf.
- Wang, X., Deng, Z., Zhang, W., Meng, Z., Chang, X., & Lu, M. (2017). Effect of Waterlogging Duration at Different Growth Stages on the Growth, Yield and Quality of Cotton. *PLOS ONE*, 12(1), e0169029. doi:10.1371/journal.pone.0169029.
- Ward, F.A. & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: concepts and policy implications, *Water Policy*, (4), pp. 423-446.
- Ward, F.A. & Pulido-Velazquez, M. (2009). Incentive pricing and cost recovery at the basin scale. *Journal of Environmental Management* 90 (2009), pp. 293-313. doi:10.1016/j.jenvman.2007.09.009.
- Ward, F.A. (2009). Economics in integrated water management. *Environ Model Softw* 24:948–958. doi: 10.1016/j.envsoft.2009.02.002
- WATECO (2002) “Economics and the Environment: The Implementation challenge of the Water Framework Directive, a Guidance Document”, Working Group 2.6, WATECO.
- WATECO (2002). *Common Implementation Strategy Working Group 2. EU Guidance Document: Economics and the Environment. The Implementation Challenge of the Water*

- Framework Directive. August 2002, available at <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>.
- Water Evaluation And Planning System, Stockholm Environment Institute (SEI) - weap21.org.
- Watson, E.R., Lapins P., Barron, R.J.W. (1976). Effect of waterlogging on the growth, grain and straw yield of wheat, barley and oats, *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 16(78), pp. 114 – 122.
- Watto, M.A. & Muger, A.W. (2015a). Econometric estimation of groundwater irrigation efficiency of cotton cultivation farms in Pakistan. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(Part A), pp. 193-211. September 2015.
- Watto, M.A. & Muger, A.W. (2015b). Irrigation water demand and implications for groundwater pricing in Pakistan. *Water Policy* 18(3), pp. 565-585. DOI: 10.2166/wp.2015.160.
- WCRP (2017) ‘Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment’ (cordex.org).
- Wen, C.G. & Lee, C.S. (1999). Development of a cost function for wastewater treatment systems with fuzzy regression. *Fuzzy Sets and Systems*, (106), pp. 143-153.
- wetlands treating wastewater, *Water Sci. Technol.* 70 (2014) 803–810.
- WFD Common Implementation Strategy – Progress and Work Programme (2003/2004). 17 June 2003.
- Whittington, D. & Hanemann W.M. (2006). The Economic Costs and Benefits of Investments in Municipal Water and Sanitation Infrastructure: A Global Perspective. CUDARE Working Papers, University of California, Berkeley, Paper 1027.
- Wiering, M., Liefferink, D., Kaufmann, M. & Kurstjens, N. (2018). Final report: The implementation of the Water Framework Directive a focused comparison of governance arrangements to improve water quality, “International Comparison of governance related to the WFD”, PBL- case number 31131142.
- Wilby, R. L., & Dessai, S. (2010). Robust adaptation to climate change. *Weather* (65), pp.180–185. doi: 10.1002/wea.543.
- Wilks, D.S. & Wilby, R.L. (1999). The weather generation game: A review of stochastic weather models. *Progress in Physical Geography*, (23), pp. 329-357.
- WISE (2008). Απειλούμενα υπόγεια ύδατα: Διαχείριση των υδάτων του υπεδάφους. Σημείωση σχετικά με την οδηγία για τα ύδατα 3, Ευρωπαϊκή Επιτροπή (ΓΔ Περιβάλλοντος), ISBN 978-92-79-14745-6-EL, Μάρτιος, 2008.
- WISE (2008). Καθαρίζοντας τα ευρωπαϊκά ύδατα: Προσδιορισμός και εκτίμηση των απειλούμενων συστημάτων επιφανειακών υδάτων. Σημείωση σχετικά με την οδηγία για τα ύδατα 2, Ευρωπαϊκή Επιτροπή (ΓΔ Περιβάλλοντος), ISBN 13978-92-79-14724-1-EL Μάρτιος 2008.
- WISE (2008). Σύμπραξη για τη διαχείριση των κοινών υδάτων της Ευρώπης. Συντονισμός στις διεθνείς περιοχές λεκάνης απορροής ποταμών. Σημείωση σχετικά με την οδηγία για τα ύδατα 1, Ευρωπαϊκή Επιτροπή (ΓΔ Περιβάλλοντος), ISBN 13978-92-79-14691-6-EL, Μάρτιος 2008.
- WISE (2008). Σύμπραξη για τη διαχείριση των κοινών υδάτων της Ευρώπης. Συντονισμός στις διεθνείς περιοχές λεκάνης απορροής ποταμών. Σημείωση σχετικά με την οδηγία για τα ύδατα 1, Ευρωπαϊκή Επιτροπή (ΓΔ Περιβάλλοντος), ISBN 13978-92-79-14691-6-EL, Μάρτιος 2008.
- WISE (2008). Τα οικονομικά της πολιτικής για τα ύδατα: η αξία των Ευρωπαϊκών υδάτων”, 5η ανακοίνωση για το νερό, Ευρωπαϊκή Επιτροπή (ΓΔ Περιβάλλοντος), EL-ISBN 978-92-79-14787-6, Ιούλιος 2009

- WISE (2008). Ταμειυτήρες, διώρυγες και λιμένες: Διαχείριση τεχνητών και ιδιαιτέρως τροποποιημένων. Σημείωση σχετικά με την οδηγία για τα ύδατα 4, Ευρωπαϊκή Επιτροπή (ΓΔ Περιβάλλοντος), ISBN 978-92-79-14766-1, Μάρτιος 2008.
- Wittrup-Jensen, K.U. & Pedersen, K.M. (2008). Modelling Danish Weights for the 15D Quality of Life Questionnaire by Applying Multi-Attribute Utility Theory (MAUT). Health Economics Papers, University of Southern Denmark, Odense, Denmark, 2008; Volume 7.
- Working Group 2B- Drafting Group ECO2 (2004). Common Implementation Strategy, Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive.
- World Bank (2003). A Review of the Valuation of Environmental Costs and Benefits in World Bank Projects, Paper no. 94, Environment Department Papers, World Bank.
- World Bank Group (2016). High and Dry: Climate Change, Water, and the Economy. World Bank, Washington, DC. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/23665> License: CC BY 3.0 IGO.
- World Health Organization (1993). Guidelines for Drinking-Water Quality, Volume 1: Recommendations, 2nd edition, WHO, Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (2002). Water and Health in Europe: A Joint Report from the European Environment Agency and the WHO Regional Office for Europe. WHO Regional Publications, European Series, no. 93. Available at: <http://www.euro.who.int/document/E76521.pdf>. Accessed August 28, 2008.
- Worrell, R. & Appleby, M.C. (2000). Stewardship of natural resources: Definition, ethical and practical aspects. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 12(3), pp. 263-277.
- Wright, S.A.L. & Fritsch, O. (2011). Operationalising active involvement in the EU water framework directive: why, when and how? *Ecological Economics*, 70(12), pp. 2268–2274. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.07.023.
- Wright, S.A.L. & Jacobsen, B.H. (2011). Participation in the implementation of the Water Framework Directive in Denmark: The prospects for active involvement. *Water Policy* 13 (2011), pp. 232–249. doi: 10.2166/wp.2010.081.
- Xu, F., Mittelhammer, R.C. & Barkley, P.W. (1993). Measuring the contributions of site characteristics to the value of agricultural land, *Land Economics* (69), pp. 356-369.
- Xu, H., Twine, T.E. & Girvetz, E. (2016b). Climate Change and Maize Yield in Iowa. *PLoS ONE* 11(5), e0156083. doi:10.1371/journal.pone.0156083.
- Xu, H., Yang, P.L., Ren, S.M., Li, Y.K., Jiang, G.Y. & Li, L.H. (2016). Quantitative response of oil sunflower yield to evapotranspiration and soil salinity with saline water irrigation. *International Journal of Agricultural & Biological Engineering*, 2016, 9(2), pp. 63–73.
- Xu, M., Bai, X., Pei, L. & Pan H. (2016a). A research on application of water treatment technology for reclaimed water irrigation. *International journal of hydrogen energy* 2016(41), pp. 15930-15937.
- Yadav, D., Kapur, M., Kumar, P. & Mondal, M.K. (2015). Adsorptive removal of phosphate from aqueous solution using rice husk and fruit juice residue. *Processes of Safe Environment* 94(2015), pp. 402–409.
- Yilmaz, B., & Yurdusev, M. (2011). Use of Data Envelopment Analysis as a Multi Criteria Decision Tool – A Case of Irrigation Management. *Mathematical and Computational Applications*, 16(3), 669-679. doi:10.3390/mca16030669.
- Yin, N., Huang, Q., Yang, Z. & Wan Y. (2016). Impacts of Off-Farm Employment on Irrigation Water Efficiency in North China. *Water*, 8(10), pp. 452. doi:10.3390/w8100452
- Yoon, K. (1987). A reconciliation among discrete compromise situations. *Journal of Operational Research Society* (38), pp. 277–286. doi:10.1057/jors.1987.44.

- Young, R. & Haveman, R. (2017). Economics of Water Resources: a Survey. In: A. Kneese and J. Sweeney, ed., *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, 2nd edition. Elsevier Science Publishers, pp. 465-529.
- Young, R.A. & Haveman, R.H. (1985). Economics of Water Resources: a Survey, in: Kneese A. and Sweeney J. (eds) *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, Vol II, pp. 465-529, Elsevier Science Publishers.
- Young, R.A. (1996). Measuring Economic Benefits for Water Investments and Policies, World Bank Technical Paper No. 338, Washington, D.C.
- Zachariah, O. (1999). Optimal economic management of groundwater quantity and quality: an integrated approach. PhD Thesis, Faculty of Graduate Studies of University of Guelph, 1999.
- Zalidis, G. & Gerakis, A. (1999). Research Evaluating Sustainability of Watershed Resources Management through Wetland Functional Analysis. *Environmental Management*, 24(2), pp.193-207. Doi:10.1007/s002679900226.
- Zanakis, S.H., Solomon, A., Wishart, N. & Dubish, S. (1998). Multi-attribute decision making: A simulation comparison of selection methods, *European Journal of Operational Research* (107), pp. 507-529.
- Zessner, M., Lampert, C., Kroiss, H. & Lindtner, S. (2010). Cost comparison of wastewater treatment in Danubian countries. *Water Science and Technology*, 62(2), pp. 223-230.
- Zhang, F., Tan, Q., Zhang, C., Guo, S. & Guo, P. (2017). A Regional Water Optimal Allocation Model Based on the Cobb-Douglas Production Function under Multiple Uncertainties. *Water* 2017(9), pp. 923.
- Zhang, P., Liu, Y., Pan, Y. & Yu, Z. (2013). Land use pattern optimization based on CLUES and SWAT models for agricultural non-point source pollution control. *Mathematical and Computer Modelling* 58(3-4), pp. 588-595. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2011.10.061>.
- Zopounidis, C. & Doumpos, M. (2002). Multicriteria classification and sorting methods: A literature review. *European Journal of Operational Research*, (138), pp. 229-246.
- Zopounidis, C. & Pardalos, P.M. (2010). *Handbook of Multicriteria Analysis*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, XXV, 455. DOI: 10.1007/978-3-540-92828-7.
- Zopounidis, C., Matsatsinis, N., & Doumpos, M. (1996). Developing a Multicriteria Knowledge-Based Decision Support System for the assessment of corporate performance and viability: The FINEVA system. *Fuzzy Economic Review*, 01(02). doi:10.25102/fer.1996.02.02.

ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Αναγνωστόπουλος, Κ. & Βαβάτσικος, Α. (2006). Πολυκριτηριακές μέθοδοι και ασαφείς επεκτάσεις σε χωρικά συστήματα στήριξης αποφάσεων. 4ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ελληνικής Εταιρείας Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών, Ηλεκτρονική Διακυβέρνηση: Ο ρόλος των Γ.Σ.Π., 4-5 Μαΐου, Αθήνα (CD).
- Αναστασάκης, Α. (2013). Περιφερειακή Ανάπτυξη και Περιβάλλον. Σημειώσεις Διδασκαλίας. Τμήμα Λογιστικής και Χρηματοοικονομικής, ΤΕΙ Κρήτης, Ηράκλειο Νοέμβριος 2013.
- Αρβανιτίδης, Π., Νασιώκα, Φ. & Δημογιάννη, Σ. (2015). Από την κρίση στα κοινά: Ζητήματα αυτοδιαχείρισης στον αγροτικό τομέα. *Αειχώρος*, (21), σελ. 55-77, Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Θεσσαλίας, Τμήμα Μηχανικών Χωροταξίας, Πολεοδομίας και Περιφερειακής Ανάπτυξης.

- Βασιλάκη, Α. (2014). Οικονομική ανάλυση των πιθανών επιπτώσεων από την εφαρμογή της οδηγίας πλαίσιο για τους υδάτινους πόρους, 2000/60. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Αγροτικής Οικονομίας και Ανάπτυξης. Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών.
- Βασιλειάδης, Λ. (2017). Σημειώσεις Διαχείρισης Υδατικών Πόρων, Υδραυλικός Τομέας και Περιβάλλον – Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών.
- Βαφειάδης, Μ. (2004). Σημειώσεις «Ταμειωτήρες», Εκδόσεις ΤΥΤΠ-ΑΠΘ, Θεσσαλονίκη.
- Βλάχου, Α. (2001). Περιβάλλον και φυσικοί πόροι, οικονομική θεωρία και πολιτική, Τόμος Α΄, Αθήνα, Κριτική.
- Γαϊτανάρος, Δ. (2017). Εφαρμογές διαφορετικών μεθόδων Πολυκριτηριακής Ανάλυσης για τη διαχείριση υδατικών πόρων: Η περίπτωση της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας. Διπλωματική εργασία, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών.
- Γάλλιου, Φ. (2009). Διευρέυνση πλαισίου αξιολόγησης συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων μικρής κλίμακας με Πολυκριτηριακή Ανάλυση Αποφάσεων, Μεταπτυχιακή Διατριβή. Γεωπονική Σχολή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.
- Γκράτζιου, Μ., Χαλάτση, Μ. & Κωτσοβίνος, Ν. (2006). Λίμνες Σταθεροποίησης στην περιοχή της Αν. Μακεδονίας, Πρακ. 1ου Συνεδρίου Μονάδες Επεξεργασίας Υγρών Απόβλητων Μικρής Κλίμακας, Πορταριά, σελ. 241-249.
- Δούμπος, Μ. και Ζοπουνίδης, Κ. (2001). Πολυκριτήριες Τεχνικές Ταξινόμησης: Θεωρία και Εφαρμογές. Κλειδάριθμος, Αθήνα.
- ENVECO AE, DRAXIS AE, IACO Ltd και Argyropoulos, D.& associates (2009). Οικονομική ανάλυση της χρήσης ύδατος, υπολογισμός του συνολικού κόστους των υπηρεσιών ύδατος, προσδιορισμός υφιστάμενων επιπέδων ανάκτησης κόστους. Ειδική Έκθεση 2.1 του Έργου: «Ανάπτυξη, Εγκατάσταση και Συντήρηση Μηχανογραφημένου Συστήματος που θα χρησιμοποιηθεί για την Οικονομική Ανάλυση της Χρήσης Ύδατος και την Εφαρμογή των Πολιτικών Τιμολόγησης Ύδατος» και «Ανάπτυξη Πολιτικών Τιμολόγησης Ύδατος» σύμφωνα με την Οδηγία Πλαίσιο περί Υδάτων 2000/60/EK. Κυπριακή Δημοκρατία, Υπουργείο Γεωργίας Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος, Τμήμα Αναπτύξεως Υδάτων.
- Ευθυμιάτος, Ι. & Δαούτης, Ι. (2008). Μεθοδολογία βέλτιστου σχεδιασμού Φραγμάτων – Εφαρμογή στη λεκάνη απορροής του φράγματος Νεοχωρίτη του Ν. Τρικάλων. 1ο Πανελλήνιο Συνέδριο Μεγάλων Φραγμάτων με Διεθνή Συμμετοχή, ΤΕΕ, Περιφερειακό Τμήμα Κεντρικής και Δυτικής Θεσσαλίας. Λάρισα 13-15/11/2008.
- Ευστρατιάδης, Α., Κοτσιέρης, Π. & Μακρόπουλος, Χ. (2017). Σημειώσεις Υδραυλικής και Υδραυλικών Έργων: Υδρεύσεις, 80 σελ., Τομέας Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος – Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Οκτώβριος 2017.
- Εφημερίδα Agrenda (2014). εβδομαδιαία έκδοση 09/09/2014.
- Ζησοπούλου, Α. & Παρλάντζα, Α. (2016). Ανάλυση του χρηματοοικονομικού κόστους αρδευτικού νερού στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας. Διπλωματική εργασία, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών.
- Καζαντζής, Κ. (2009). Κόστος εγκατάστασης Μονόκλωνου κερασεώνα, ΕΛ.Γ.Ο. «Δήμητρα», Ινστιτούτο Φυλλοβόλων Δένδρων Νάουσας, Ειδικά άρθρα, Γεωργία - Κτηνοτροφία, τεύχος 9/2011.
- Καλιαμπάκος, Δ. & Δαμίγος, Δ. (2008). Οικονομικά του περιβάλλοντος και Υδατικών Πόρων: Βασικές αρχές, μέθοδοι αποτίμησης, εφαρμογές. Σημειώσεις μαθήματος, Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών: Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.
- Καρβούνης, Σ. & Γεωργακέλλος, Δ. (2003). Διαχείριση του περιβάλλοντος, Επιχειρήσεις και βιώσιμη ανάπτυξη, Αθήνα, Σταμούλη.

- Κολοκυθά, Ε. (1999). Διαχείριση της ζήτησης στον τομέα της ύδρευσης στην Ελλάδα. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Α.Π.Θ.
- Κουντούρη, Φ. & συνεργάτες (2008). Εφαρμογή των οικονομικών πτυχών του άρθρου 5 της Κοινοτικής Οδηγίας περί υδάτων 2000/60/ΕΚ στην Ελλάδα. Υπουργείο Χωροταξίας, Περιβάλλοντος και Δημασίων Έργων, Αθήνα. Διαθέσιμο στην url: www2.aueb.gr/users/koundouri/resees/uploads/finalreportarticle5.doc
- Κουτσογιάννης, Δ. (1997). Στατιστική Υδρολογία, Έκδοση 4, 312 σελ., Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα.
- Κουτσογιάννης, Δ. (2007). Σημειώσεις Διαχείρισης Υδατικών Πόρων - Μέρος 1, Τομέας Υδατικών Πόρων, Υδραυλικών και Θαλάσσιων Έργων – Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, 2007.
- Κουτσογιάννης, Δ., & Ξανθόπουλος, Θ. (1999). Τεχνική Υδρολογία, Έκδοση 3, 418 σελ., Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα, 1999.
- Κώττης, Γ. (1994). Οικολογία και Οικονομία. Εκδόσεις Παπαζήση, Αθήνα.
- Λατινόπουλος, Δ. (2006). Εφαρμογή πολυκριτηριακής ανάλυσης για την οικονομική θεώρηση του νερού στη γεωργία, στο πλαίσιο της αειφορικής διαχείρισης των υδατικών πόρων. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Α.Π.Θ.
- Λατινόπουλος, Π., (1999). Οικονομική των φυσικών πόρων και του περιβάλλοντος, Διδακτικές Σημειώσεις, ΠΜΣ Προστασία περιβάλλοντος και βιώσιμη ανάπτυξη, ΤΠΜ-ΑΠΘ.
- Λιάπης, Ι.Κ. & Φίλος, Α.Γ. (2017). Λογιστική και Οικονομική των Επιχειρήσεων, Εκδόσεις Μπένου, ISBN13:9789603591351.
- Μάλλιος, Ζ. (2005). Αποτίμηση της αξίας του αρδευτικού νερού με τη μέθοδο της εξαρτημένης αξιολόγησης. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Α.Π.Θ.
- Μαυρονικολάου, Ν., Κάρκας, Δ. & Συνεργάτες Υδρετμε Ε.Ε. και άλλοι (2004). Μελέτη απαιτούμενων έργων για την τροφοδότηση της λίμνης Κάρλας από τον ποταμό Πηνειό. Γ.Γ.Δ.Ε., Δ.Ε.Ε. (Δ7) ΥΠΕΧΩΔΕ, Αθήνα.
- Μέργος, Γ. (1993). Περιβάλλον και δημόσια πολιτική: Πολιτικές για βιώσιμη ανάπτυξη, στο: Δημόσια πολιτική για το περιβάλλον, σελ 202-214, Κέρκυρα, Εθνικό Κέντρο Δημόσιας Διοίκησης, Ινστιτούτο Διαρκούς Επιμόρφωσης.
- Μπακοπούλου, Σ. (2009). Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για άρδευση: Διερεύνηση και αξιολόγηση οικονομικών, κοινωνικών και περιβαλλοντικών παραμέτρων για τη διαπίστωση της βιωσιμότητας των συστημάτων προχωρημένης επεξεργασίας δευτεροβάθμιων εκροών, Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Μηχανικών Χωροταξίας, Πολεοδομίας και Περιφερειακής Ανάπτυξης, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Βόλος.
- Μπίθας, Κ. (2006). Οικονομική θεώρηση περιβαλλοντικής προστασίας, Αθήνα, τυπωθήτω- Γ. Δαρδανός.
- Μπίθας, Κ.Π. (2011). Οικονομική του Περιβάλλοντος και των Φυσικών Πόρων. Αθήνα, Φεβρουάριος 2011.
- Μπουζούκης, Β. (2016). Κοινωνικοοικονομική ανάλυση της δυνατότητας χρήσης αυτοματοποιημένης στάγδην άρδευσης στη λεκάνη της λίμνης Κάρλας. Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία για το Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών Εφαρμοσμένη Μηχανική και Προσομοίωση Συστημάτων. Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών. Βόλος, 2016.
- Μυλόπουλος, Ν. (2006). Διαχείριση Υδατικών Πόρων, Διδακτικές σημειώσεις, Παν. Θεσσαλίας.
- Ξενάριος, Σ. (2009). Οικονομική αξιολόγηση περιβαλλοντικών επιπτώσεων σε υδατικούς πόρους, η ευρωπαϊκή εμπειρία. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Οικονομικής και Περιφερειακής Ανάπτυξης, Πάντειο Πανεπιστήμιο, Αθήνα.

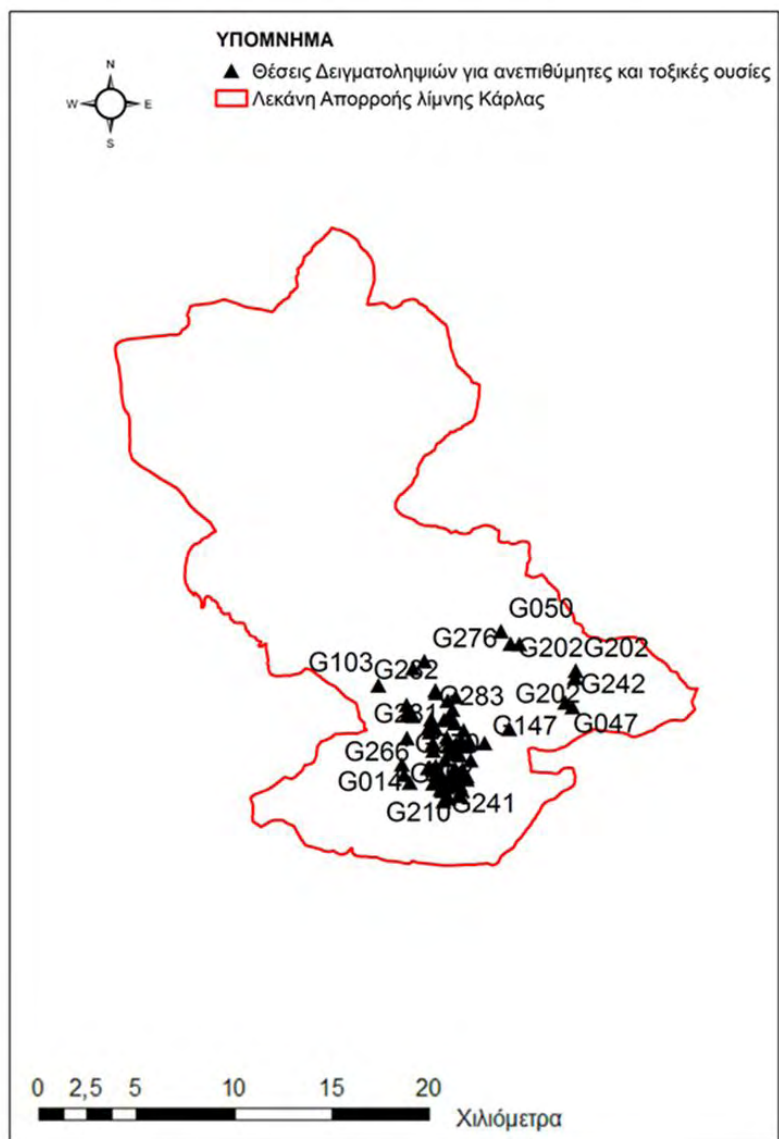
- Παληκαρίδου, Α. (1998). Οι παλαιοακτές της τέως λίμνης Κάρλας. Μεταπτυχιακή Διατριβή, Τμήμα Γεωλογίας, Α.Π.Θ., Θεσσαλονίκη.
- Παπαζαφειρίου, Ζ.Γ. (1999). Οι ανάγκες των καλλιεργειών σε νερό. Εκδόσεις Ζήτη Θεσσαλονίκη.
- Παππάς, Κ. (2017). Αξιολόγηση της ποιότητας των υδάτων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας. Διπλωματική εργασία, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών.
- Παρασκευόπουλος, Κ. (2008). Υλοποίηση Πολυκριτηριακής μεθόδου AHP, Διπλωματική Εργασία, Τμήμα Πληροφορικής, Σχολή Θετικών Επιστημών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.
- Παυλίδης, Β. (2015). Αξιολόγηση κλιματικών προσομοιώσεων κλιματικών μοντέλων για την περιοχή της Ευρώπης για την περίοδο 1990-2008. Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Σχολή Θετικών Επιστημών, Τμήμα Γεωλογίας, Τομέας Μετεωρολογίας και Κλιματολογίας, Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών «Μετεωρολογίας, Κλιματολογίας και Ατμοσφαιρικού Περιβάλλοντος». Θεσσαλονίκη, 2015.
- Περιφέρεια Ηπείρου, (2014). Καλλιεργητικό πλάνο Περιφέρειας Ηπείρου, 09/04/2014.
- Σαφαρίκας, Ν. (2009). Η τιμολόγηση του πόσιμου νερού στην Ελλάδα με πλήρη ανάκτηση του οικονομικού κόστους και του κόστους φυσικών πόρων σύμφωνα με τις απαιτήσεις της Κοινοτικής Οδηγίας 2000/60. Διδακτορική Διατριβή, Σχολή Περιβάλλοντος, Τμήμα Περιβάλλοντος Πανεπιστημίου Αιγαίου.
- Σιάρδος, Γ. (2000). Μέθοδοι Πολυμεταβλητής Στατιστικής Ανάλυσης: Με την επίλυση ασκήσεων μέσω του στατιστικού προγράμματος SPSS. Μέρος Δεύτερο, Εκδόσεις ΖΗΤΗ, Θεσσαλονίκη.
- Σιδηρόπουλος, Π. (2014). Διαχείριση υπόγειων υδατικών πόρων σε συνθήκες αβεβαιότητας: Η αξία της πληροφορίας σε περιβαλλοντικά υποβαθμισμένους υδροφορείς. Διδακτορική Διατριβή που υποβλήθηκε στο Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας. Βόλος, Νοέμβριος 2014.
- Σκόνδρας, Ν. (2015). Λήψη αποφάσεων στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων: Ανάπτυξη σύνθετου δείκτη αξιολόγησης των κοινωνικών – περιβαλλοντικών συστημάτων ως προς τις συνθήκες αντοχής και τρωτότητας στην έλλειψη ύδατος και την υδατοπόνηση. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Αξιοποίησης Φυσικών Πόρων και Γεωργικής Μηχανικής, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών.
- Σκούρτος, Μ.Σ. & Σοφούλης, Κ.Μ. (1995). Η περιβαλλοντική πολιτική στην Ελλάδα, Αθήνα, τυπωθήτω- Γ. Δαρδανός.
- Σπανός, Σ. (2004). Αναλυτική Μελέτη Πολυκριτηριακών Μεθόδων Λήψης Αποφάσεων, Διπλωματική Εργασία, Σχολή Ηλεκτρολόγων Μηχανικών και Μηχανικών Υπολογιστών, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.
- Στραβοδής, Β. (2013). Μεταβλητότητα των τιμών βασικών προϊόντων και τροφίμων στο νομό Αιτωλοακαρνανίας. Μεταπτυχιακή Διπλωματική Εργασία, Πανεπιστήμιο Δυτικής Ελλάδος, MBA στη Διοίκηση Επιχειρήσεων Τροφίμων.
- Τζαμπύρας, Ι. (2009). Ανάπτυξη υβριδικών μεθοδολογιών καταβιβασμού κλίμακας για την εκτίμηση των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής στην ξηρασία. Εφαρμογή στη Θεσσαλία. Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία, Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών «Εφαρμοσμένη Μηχανική και Προσομοίωση Συστημάτων», Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας.
- Τζαφόλια, Κ. (2018). Ο αντίκτυπος των αλλαγών των χρήσεων γης στη διαχείριση υδατικών πόρων. Διπλωματική εργασία, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών.

- Τουμάζης, Ι., Καραβοκύρης, Κ. & συνεργάτες (2009). Τεχνική Έκθεση Μελέτης διερεύνησης χρήσης όμβριων υδάτων, Κυπριακή Δημοκρατία, Υπουργείο Γεωργίας, Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος. Τμήμα Αναπτύξεως Υδάτων.
- Τράπεζα της Ελλάδος (2011). Οι περιβαλλοντικές, οικονομικές και κοινωνικές επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στην Ελλάδα. Επιτροπή Μελέτης Επιπτώσεων Κλιματικής Αλλαγής, Ιούνιος 2011. ISBN 978-960-7032-49-2.
- Τσακίρης, Γ. (1995): Υδατικοί πόροι: Ι. Τεχνική Υδρολογία-Εισαγωγή στη Διαχείριση Υδατικών Πόρων. Έκδοση «Συμμετρία», Συντονιστής έκδοσης Γ. Τσακίρης, κεφ. 19, σελ. 657-671.
- Τσιούστα, Π. (2015). Αποτίμηση των αρδευτικών αναγκών και προτάσεις για τη διαχείρισή τους στον ΤΟΕΒ Πηνειού, Διπλωματική εργασία, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών.
- Υδρομον Ε.Ε. (2004). Μελέτη απαιτούμενων έργων για την τροφοδότηση της λίμνης Κάρλας από τον ποταμό Πηνειό. Γ.Γ.Δ.Ε., Δ.Ε.Ε. (Δ7) ΥΠΕΧΩΔΕ, Αθήνα.
- ΥΠΕΚΑ (2009). Οικονομική Ανάλυση Χρήσεων Ύδατος και Προσδιορισμός Υφιστάμενου Βαθμού Ανάκτησης Υπηρεσιών Ύδατος στο Υδατικό Διαμέρισμα Θεσσαλίας. Κατάρτιση Σχεδίων Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών των Υδατικών Διαμερισμάτων Θεσσαλίας, Ηπείρου και Δυτικής Στερεάς Ελλάδας, σύμφωνα με τις προδιαγραφές της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ, Κατ' εφαρμογή του Ν. 3199/2003 και του Π.Δ. 51/2007. Αρ.έργου: 2010ΣΕ07580000.
- ΥΠΕΚΑ (2012). Ειδική Γραμματεία Υδάτων, Κατάρτιση Σχεδίων Διαχείρισης των λεκανών απορροής ποταμών των Υδατικών Διαμερισμάτων Θεσσαλίας, Ηπείρου και Δυτικής Στερεάς Ελλάδας, σύμφωνα με τις προδιαγραφές της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ, κατ' εφαρμογή του Ν. 3199/2003 και του Π.Δ. 51/2007. Παραδοτέο: Οικονομική ανάλυση των χρήσεων ύδατος και προσδιορισμός του υφιστάμενου βαθμού ανάκτησης κόστους για τις υπηρεσίες ύδατος: Υδατικό Διαμέρισμα Θεσσαλίας.
- ΥΠΕΚΑ (2013). Σχέδιο Διαχείρισης Λεκανών Απορροής του Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας. Ειδική Γραμματεία Υδάτων, Αθήνα. Διαθέσιμο στην url: http://dl.dropboxusercontent.com/u/50959275/RBMP_GR08.pdf
- ΥΠΕΚΑ (2017). 1η Αναθεώρηση Σχεδίου Διαχείρισης Λεκανών Απορροής Ποταμών του Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας (EL08). Ειδική Γραμματεία Υδάτων, Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας. Από την Ημερίδα με θέμα: Οικονομική Ανάλυση Χρήσεων Ύδατος και Προσδιορισμός Υφιστάμενου Βαθμού Ανάκτησης Υπηρεσιών Ύδατος στο Υδατικό Διαμέρισμα Θεσσαλίας. Κατάρτιση Σχεδίων Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών των Υδατικών Διαμερισμάτων Θεσσαλίας. Χατζηγιάννειο Πνευματικό Κέντρο, Λάρισα 26/9/2017. <http://wfdver.ypeka.gr/el/project/consultation-el08-11-1revision-economic-analysis-gr/>.
- ΥΠΕΧΩΔΕ (2009). Επαναδημιουργία Λίμνης Κάρλας – Αναθεωρημένη Μελέτη Κόστους Οφέλους. Γενική Γραμματεία Δημοσίων Έργων – Δ/ση Εγγειοβελτιωτικών Έργων, Αθήνα 2009.
- Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων (2012). Δ/ση Αγροτικής Πολιτικής και Τεκμηρίωσης, Τμήμα Αγροτικής Στατιστικής, Μέσες Αποδόσεις Φυτικών Καλλιεργειών στην Ελλάδα, 2012.
- Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων (2014). Κοινή Αγροτική Πολιτική (ΚΑΠ) 205-2020. Αθήνα, 2014.
- Φαφούτης, Χ. (2008). Ολοκληρωμένη προσέγγιση της διαχείρισης της ζήτησης του νερού στον οικιακό τομέα. Κοστολόγηση σύμφωνα με την πλήρη αξία του. Διδακτορική Διατριβή που

- υποβλήθηκε στο Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας. Βόλος, Μάιος 2008.
- Φύλλο Εφημερίδας της Κυβερνήσεως 1751, Τεύχος Β' (2017). Έγκριση γενικών κανόνων κοστολόγησης και τιμολόγησης υπηρεσιών ύδατος. Μέθοδος και διαδικασίες για την ανάκτηση κόστους των υπηρεσιών ύδατος στις διάφορες χρήσεις του. Αθήνα, 19 Μαΐου 2017.
- Χαϊνταρλής, Μ. (2008). Η πολιτική για την προστασία και διαχείριση του φυσικού και πολιτιστικού περιβάλλοντος στην Ευρώπη και την Ελλάδα, Αθήνα, ΕΣΤΑ.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Α: Περιβαλλοντικό κόστος

Για τους σκοπούς του υπολογισμού του περιβαλλοντικού κόστους, ως κόστος απορρύπανσης, απαιτούμενα δεδομένα ήταν η ποιοτική κατάσταση των Υδάτινων Σωμάτων (ΥΣ) της περιοχής μελέτης. Συλλέχθηκαν ετήσιες τιμές συγκεντρώσεων των ρύπων, κάθε ΥΣ και οι μετρήσεις παρουσιάζονται στους πίνακες που ακολουθούν.



Σχήμα Π.1. Θέσεις δειγματοληψίας από τον υπόγειο υδροφόρα (Πηγή: Υδρομέντωρ, 2015).

Πίνακας Π.1. Μετρήσεις για τη ρύπανση του υπόγειου υδροφορέα.

Παράμετρος (μονάδα)	Μέγεθος Δείγματος	Μέση Τιμή	Διάμεσος Τιμή	Μέγιστη Τιμή	Ελάχιστη Τιμή	Ανώτατο Όριο	Κατώτατο όριο
pH	72	7,75	7,76	8,38	4,97	8,4	6,5
Αγωγιμότητα ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	274	901,59	774,00	5671,00	1,02	2500	
Ca^{+2} (mg/l)	120	77,26	63,00	264,00	16,00	100	
Mg^{+2} (mg/l)	120	69,23	48,00	432,00	22,00	50	
Na^{+} (mg/l)	120	238,79	55,00	3900,00	13,00	250	
K^{+} (mg/l)	120	9,34	1,45	234,00	0,10	12	
Fe^{+3} (mg/l)	120	0,26	0,01	3,20	0,01	0,2	
Mn^{+2} (mg/l)	120	0,07	0,01	0,97	0,01	0,05	
CO_3^{-2} (mg/l)	7	43,17	31,5	150,00	20,00	100	1,00
HCO_3^{-} (mg/l)	120	388,18	388,00	730,00	231,00	400	200,00
Cl^{-} (mg/l)	275	155,04	55,00	2563,81	4,80	250	
SO_4^{-2} (mg/l)	238	106,61	29,00	1877,50	9,80	250	
PO_4^{-3} (mg/l)	120	0,01	0,00	0,20	0,10	5	
NO_3^{-} (mg/l)	283	17,00	16,72	136	0,22	50	
NO_2^{-} (mg/l)	120	0,01	0,00	0,10	0,10	0,1	
NH_4^{+} (mg/l)	180	1,26	0,00	23,76	0,01	0,5	
SAR	95	10,71	7,55	67,29	1,87		

Τα δεδομένα για την ποιότητα των υδάτων του ποταμού Πηνειού παρείχε το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης. Σε κάθε έτος υπήρχαν μετρήσεις σε διάφορες θέσεις δειγματοληψίας, κυρίως από τον υδατόπυργο της Δ.Ε.Υ.Α. Λάρισας.

Πίνακας Π.2. Μετρήσεις για τη ρύπανση των υδάτων του Πηνειού.

Παράμετρος	Μέγεθος Δείγματος	Μέση Τιμή	Διάμεσος Τιμή	Μέγιστη Τιμή	Ελάχιστη Τιμή	Ανώτατο Όριο
Ηλεκτρ.αγωγιμ/τα	638	1045,54	987,29	1423,12	888,52	2500,00
Ph	569	7,83	7,78	8,48	7,51	8,40
Χλωριόντα Cl^-	468	68,98	76,69	115,77	4,67	250,00
Ασβέστιο	397	51,50	56,37	68,96	13,05	100
Μαγνήσιο Mg^{++}	396	34,24	36,83	54,51	13,37	50
Νάτριο Na^+	373	62,15	76,66	129,07	5,50	175
Σύνθετη Αλκαλικότητα	211	0,02	0,00	0,09	0,00	
Ολική Αλκαλικότητα	210	4,34	4,50	4,97	2,62	
Υπολειπόμενο Νάτριο	351	3,76	3,40	8,50	0,00	
Βαθμός Αλκαλίωσης Na	362	25,06	23,42	37,86	5,07	
Βαθμός Αλκαλίωσης Mg	332	30,99	32,06	38,67	19,40	
SAR	350	1,75	1,94	3,20	0,17	
Σκληρ/τα Ολική $CaCO_3$	395	307,84	300,89	370,84	240,42	
Παροδική -//-	351	213,37	223,50	236,33	131,00	
Μόνιμη -//-	350	77,82	82,79	153,18	12,51	
Ασβεστίου -//-	154	195,97	137,74	566,53	9,00	
Μαγνησίου -//-	151	185,76	187,19	229,16	135,00	
Διαλυμένο Οξυγόνο O_2	278	78,06	79,80	102,79	60,39	100,00
Ποσοστό Κορεσμού	4	12,00	12,00	12,00	12,00	100,00
Νιτρικά NO_3^-	217	12,14	11,15	27,04	6,29	25,00
Νιτρώδη NO_2^-	2					
Αμμωνιακά NH_4^+	2					
Ολικός φωσφόρος P	2					

Οι μετρήσεις της ποιότητας του ταμιευτήρα της Κάρλας ελήφθησαν από το Φορέα Διαχείρισης της Προστατευόμενης Περιοχής Κάρλας - Μαυροβουνίου - Κεφαλόβρυσου - Βελεστίνου - Δέλτα Πηνειού (Κα.Μα.Κε.Βε.Δε.Πη.) (<http://www.fdkarlas.gr/Default.aspx>), από τους εξής σταθμούς παρακολούθησης:

- Σταθμός 1 : Τάφρος 2T
- Σταθμός 2 : Αριάνη
- Σταθμός 3 : Παρατηρητήριο
- Σταθμός 4 : Τάφρος 1T
- Σταθμός 5 : Πελαγικός

Συλλέχθηκαν επίσης στοιχεία από τη μελέτη των Augoustis et al. (2012), όπου εκτιμήθηκαν οι συγκεντρώσεις Ca, Na, Mg και K, καθώς και βαρέων μετάλλων σε 12 περιοχές της λεκάνης απορροής της λίμνης Κάρλας. Οι μετρήσεις αφορούν τη σήραγγα που αποστραγγίζει το νερό στον Παγασητικό κόλπο (δυτικά της λίμνης Κάρλας – S2, και συνεχίζει κοντά στο σφαγείο του χωριού Γυρτώνη – S11 και Ομορφοχώρι S12), καθώς και το Ασμάκι. Το Ασμάκι είναι ο κύριος αποδέκτης αποβλήτων από την βιομηχανική, γεωργική και αστική χρήση (Παππάς, 2017). Οι πηγές ρύπανσής του διακρίνονται σε σημειακές, μη σημειακές και καλύπτονται από πηγές που δημιουργούν οργανική ρύπανση μεγάλης κλίμακας και μικρή χημική ρύπανση (π.χ βαφές, απόβλητα

παραγωγής, χρήση λιπαντικών, σαπουνιών και απολυμαντικά). Οι βιομηχανικές μονάδες της περιοχής είναι ένα εργοστάσιο επεξεργασίας αλκοόλ (κοντά στον σταθμό S7) ένα κλωστοϋφαντουργικών βαφών (κοντά στο S8), ένα παραγωγής τροφίμων (κοντά στα σημεία S9 και S10) και τα σφαγεία Γυρτώνη (κοντά στο S11). Το σημείο δειγματοληψίας S12 είναι το μόνο που δέχεται νερό από τον ποταμό Πηνειό και το μόνο που έχει υπόστρωμα με τσιμέντο (Παππάς, 2017).

Πίνακας Π.3. Μετρήσεις για τη ρύπανση των υδάτων του ταμιευτήρα Κάρλας.

Παράμετρος (μονάδα)	Μέγεθος Δείγματος	Μέση Τιμή	Λιάμεσος Τιμή	Μέγιστη Τιμή	Ελάχιστη Τιμή	Ανώτατο Όριο
Θερμοκρασία	65	17,75	15,8	34,8	4,8	25
Αγωγιμότητα (μS/cm)	65	5090	4750	11500	219	2500
Διαλυμένο οξυγόνο (mg/l)	65	10,23	10,56	19,19	3,15	-
pH	65	8,53	8,48	10	7,22	8,4
NO₃ (mg/l)	65	0,69	0,523	1,98	0,281	50
NH₄ (mg/l)	65	0,08	0,071	0,299	0,015	0,5
Ολικός φώσφορος (mg/l)	65	0,21	0,241	0,467	0,024	0,03
Χλωροφύλλη-α (μg/l)	65	178,32	182	365,4	42	2,21
Φυκοκυανίνη (mg/l)	65	2548,02	2181,5	6600	928	-
ΕΝΔΟΚΥΤΤΑΡΙΕΣ						
ΜΙΚΡΟΚΥΣΤΙΝΕΣ(mg/l)	65	0,003737	0,00265	0,033	0,0011	-
ΕΞΩΚΥΤΤΑΡΙΕΣ						
ΜΙΚΡΟΚΥΣΤΙΝΕΣ (mg/l)	65	0,001466	0,00115	0,004816	0,00011	-
ΒΑΘΟΣ SECCHI (m)	13	0,18	0,15	0,32	0,12	4

Σύμφωνα με μετρήσεις του ΙΓΜΕ (<http://www.igme.gr/index.php>) στα υδατοουστήματα της μελετώμενης λεκάνης απορροής έχουν ανιχνευθεί έστω και μία φορά 63 διαφορετικά γεωργικά φάρμακα. Μετρήσεις αυτών των συγκεντρώσεων χρησιμοποιήθηκαν και για τον υπόγειο υδροφόρο, και για τον Πηνειό και τον ταμιευτήρα Κάρλας. Τα φυτοφάρμακα αυτά είναι τα εξής: 2,4-D, acetochlor, alachlor, alphamethrin, atrazine, azoxystrobin, bentazone, bitertanol, boscalid, captan, carbaryl, carbendazim, lindane, chloridazone, chloropropylate, chlorpyrifos ethyl, chlorpyrifos methyl, chlorthal dimethyl, coumaphos, cyfluthrin, cyproconazole, diazinon, difenoconazole, dimethenamid, dimethoate, diphenylamine, endosulfan I, II και endosulfan sulphate, ethalfluralin, erthofumesate, ethoprophos, etridiazole, fluazifop-butyl, fluometuron, flutriafol, folpet, HCB, imazalil, imidacloprid, mecoprop, methomyl, metalaxyl, metribuzin, molinate, PCNB, pendimethalin, pentachlorophenol, phosmet, pirimiphos methyl, prometon, prometryne, propamocarb, propazine, propyzamide, proquinazide, pyraclostrobin, quizalofop, S-metolachlor, spinomesifen, tebuconazole, tebuconazide, terbuthylazine, thiamethoxam, triclopyr και trifluralin.

Μεταξύ των ανωτέρω φαρμάκων, υψηλότερες συγκεντρώσεις είχε το fluometuron (από ίχνη μέχρι 0,005311mg/l), η prometryne (από ίχνη μέχρι 0,001791 mg/l), το S-metolachlor (μέχρι 0,001126 mg/l), το lindane (μέχρι 0,001065 mg/l), το trifluralin

(μέχρι 0,000819 mg/l), το alachlor (μέχρι 0,00052 mg/l), και το tebuconazole (μέχρι 0,000516 mg/l).

Αναφορικά με τις κατευθυντήριες γραμμές, τα πρότυπα και τους κανονισμοί σχετικά με το αστικό νερό, την άρδευση, τη βιομηχανική, οικολογική χρήση κλπ., που χρησιμοποιήθηκαν, ακολουθήθηκαν οι τιμές που έχουν θεσπιστεί από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας και την Ευρωπαϊκή Ένωση (Loukas, 2010).

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Β: Πολυκριτηριακή Ανάλυση

Για τους σκοπούς της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης που πραγματοποιήθηκε στο τελευταίο τμήμα της διατριβής (βλ. 7^ο Κεφάλαιο), ήταν απαραίτητη η λήψη βαρυτήτων σημαντικότητας από το δείγμα ειδικών ιθυνόντων.

Ακολουθεί το ερωτηματολόγιο, για κάθε μέθοδο που χρησιμοποιήθηκε.

1. Ερωτηματολόγιο

ΥΠΗΡΕΣΙΑ/ ΕΡΩΤΩΜΕΝΟΣ:

Εξετάζεται το πρόβλημα της καλύτερης κάλυψης των υδατικών αναγκών και αποδοτικότερης λειτουργίας της οικονομίας στη λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας. Πιο συγκεκριμένα η μέθοδος αυτή στοχεύει στην αξιολόγηση επτά διαφορετικών εναλλακτικών λύσεων, υπό 3 διαφορετικά κριτήρια.

Τα 3 διαφορετικά κριτήρια υπό τα οποία θα αξιολογηθούν στη συνέχεια οι επιπτώσεις των παραπάνω εναλλακτικών είναι τα ακόλουθα:

- Κριτήριο 1: Το υδατικό ισοζύγιο.
Με δεδομένη την προσφορά νερού, γίνεται εκτίμηση των υδατικών αναγκών και εξαγωγή του υδατικού ισοζυγίου (έλλειμμα νερού).
- Κριτήριο 2: Το καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα.
Δηλαδή η ακαθάριστη πρόσοδος των αγροτών (το γινόμενο της παραγωγής με την αντίστοιχη τιμή προϊόντων), συν τις επιδοτήσεις, πλην το κόστος παραγωγής.
- Κριτήριο 3: Η αξία του νερού ως άθροισμα χρηματοοικονομικού κόστους, περιβαλλοντικού κόστους και κόστους πόρου.
Το χρηματοοικονομικό κόστος είναι το κόστος της επιχείρησης παροχής νερού, το κόστος πόρου αντιμετωπίζεται ως κόστος σπανιότητας, ανά πηγή προσφοράς νερού, το περιβαλλοντικό κόστος θεωρείται ίσο με το κόστος απορρύπανσης ανά πηγή προσφοράς νερού.

1. Για την επιλογή της καλύτερης εναλλακτικής, τι βαρύτητα έχει για εσάς το υδατικό ισοζύγιο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Για την επιλογή της καλύτερης εναλλακτικής, τι βαρύτητα έχει για εσάς το καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Για την επιλογή της καλύτερης εναλλακτικής, τι βαρύτητα έχει για εσάς η αξία του νερού ως άθροισμα χρηματοοικονομικού κόστους, περιβαλλοντικού κόστους και κόστους πόρου από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)



Το ερωτηματολόγιο αυτό έχει ως σκοπό την συμπλήρωση των τιμών βαρύτητας των υποκριτήριων για κάθε εναλλακτική λύση, καθώς και τις τιμές βαρύτητας των εναλλακτικών λύσεων. Πιο συγκεκριμένα η μέθοδος αυτή στοχεύει στην αξιολόγησης διαφορετικών εναλλακτικών λύσεων, υπό 3 διαφορετικά κριτήρια, τα οποία χωρίζονται σε υποκριτήρια.

Οι επτά εναλλακτικές προτάσεις που πρόκειται να αξιολογηθούν είναι οι εξής:

- Η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση
- Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση
- Η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας
- Η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα
- Η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα
- Η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα
- Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

1. Πως αξιολογείτε τη μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Πως αξιολογείτε την εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Πως αξιολογείτε τη λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας, στην υφιστάμενη κατάσταση σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Πως αξιολογείτε την αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Πως αξιολογείτε την αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Πως αξιολογείτε τη μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Πως αξιολογείτε την εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα σαν διαχειριστικό μέτρο προς εφαρμογή στη περιοχή από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Στην συνέχεια παρουσιάζονται τα κριτήρια και τα υποκριτήρια

- Κριτήριο 1: Το υδατικό ισοζύγιο.
Υποκριτήριο 1.1: Εξυπηρετούμενων εκτάσεων από Πηνειό
Υποκριτήριο 1.2: Εξυπηρετούμενων εκτάσεων από υπόγειο υδροφορέα
Υποκριτήριο 1.3: Εξυπηρετούμενων εκτάσεων από ταμιευτήρα Κάρλας
- Κριτήριο 2: Το καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα.
Υποκριτήριο 2.1: Ακαθάριστη Πρόσοδος
Υποκριτήριο 2.2: Κόστος Παραγωγής
- Κριτήριο 3: Πλήρες κόστος νερού
Υποκριτήριο 3.1: Χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης)
Υποκριτήριο 3.2: Κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού)
Υποκριτήριο 3.3: Περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της μείωσης των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ,

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηνειό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της εφαρμογής στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση.

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηγειό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της λειτουργίας του ταμιευτήρα της Κάρλας.

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηγεϊό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της αντικατάστασης του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα.

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηνειό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της αντικατάστασης του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα,

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηνειό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της μείωσης των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα.

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηνειό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Ποια πιστεύετε θα είναι η συνεισφορά της εφαρμογής στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα.

1. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον Πηγεϊό από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

2. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον υπόγειο υδροφορέα από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

3. Στο υδατικό ισοζύγιο εξυπηρετούμενων εκτάσεων από τον ταμιευτήρα της Κάρλας από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

4. Στην ακαθάριστη πρόσοδο από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

5. Στο κόστος παραγωγής από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

6. Στο χρηματοοικονομικό κόστος (της επιχείρησης) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

7. Στο κόστος φυσικού πόρου (σπανιότητα νερού) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

8. Στο περιβαλλοντικό κόστος (ποιοτική υποβάθμιση) από 0 έως 10 (0 χειρότερο-10 καλύτερο)

Στο τελευταίο μέρος του ερωτηματολογίου καλείστε να βαθμολογήσετε τα κριτήρια και τις εναλλακτικές συγκριτικά, για τους πιθανούς συνδυασμούς τους. Οι αρνητικές τιμές που βρίσκονται στα αριστερά κάθε πίνακα δηλώνουν το βαθμό προτίμησης του κριτηρίου ή εναλλακτικής που βρίσκεται στα αριστερά, έναντι αυτού που βρίσκεται στο δεξί μέρος του πίνακα. Αντίστοιχα, οι θετικές τιμές που βρίσκονται στα δεξιά κάθε πίνακα δηλώνουν το βαθμό προτίμησης του κριτηρίου ή εναλλακτικής που βρίσκεται στο δεξί μέρος του πίνακα, έναντι αυτού που βρίσκεται στο αριστερό μέρος του πίνακα.

1. Ποιο είναι σημαντικότερο είναι για εσάς το καθαρό κέρδος ή το υδατικό ισοζύγιο

Καθαρό κέρδος

Υδατικό ισοζύγιο

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

2. Ποιο είναι σημαντικότερο είναι για εσάς το κόστος νερού ή το υδατικό ισοζύγιο

Κόστος νερού

Υδατικό ισοζύγιο

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

3. Ποιο είναι σημαντικότερο είναι για εσάς το κόστος νερού ή το καθαρό κέρδος

Κόστος νερού

Καθαρό κέρδος

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

1. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας

Ταμιευτήρας Κάρλας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

2. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας

Ταμιευτήρας Κάρλας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

3. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Μείωση απωλειών & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

4. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Στάγδην άρδευση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

5. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Μείωση των απωλειών								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

6. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Στάγδην άρδευση								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

7. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Αντικατάσταση α & Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση β & Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

8. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

9. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

10. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών								Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

11. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

12. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

13. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

14. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

15. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

16. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση & Ταμιευτήρας

Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

17. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

18. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση					Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας											
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

19. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

20. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση					Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας Κάρλας											
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

21. Ως προς το υδατικό ισοζύγιο είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική
Στάγδην άρδευση								Μείωση των απωλειών								

1. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

2. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

3. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Μείωση απωλειών & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

4. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Στάγδην άρδευση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

5. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Μείωση των απωλειών								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

6. Προς το καθαρό κέρδος είναι η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Στάγδην άρδευση								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

7. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Αντικατάσταση α & Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση β & Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

8. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

9. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

10. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών								Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

11. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

12. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

13. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

14. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

15. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση					Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας Κάρλας											
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

16. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας							Μείωση των απωλειών &Ταμιευτήρας									
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

17. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

18. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση					Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας											
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

19. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

20. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση						Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

21. Ως προς το καθαρό κέρδος είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση

Στάγδην άρδευση								Μείωση των απωλειών								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

1. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

2. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

3. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική
Μείωση απωλειών & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								

4. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική
Στάγδην άρδευση & Ταμιευτήρας Κάρλας								Ταμιευτήρας Κάρλας								

5. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Μείωση των απωλειών								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

6. Ως προς το κόστος νερού είναι η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η λειτουργία του ταμιευτήρα της Κάρλας

Στάγδην άρδευση								Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

7. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Αντικατάσταση α & Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση β & Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

8. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

9. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική
Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								

10. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

11. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 25% της έκτασης βαμβακιού με σιτάρι, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

12. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική
Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας								

13. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

14. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών						Αντικατάσταση & Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

15. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η αντικατάσταση του 20% του βαμβακιού από 10% σιτάρι και 10% αραβόσιτο, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση								Αντικατάσταση &Ταμιευτήρας Κάρλας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

16. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας								Μείωση των απωλειών &Ταμιευτήρας								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

17. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Μείωση των απωλειών							Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας									
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

18. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών από την άρδευση, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση					Μείωση των απωλειών & Ταμιευτήρας											
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

19. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

Μείωση των απωλειών

Στάγδην άρδευση & Ταμιευτήρας Κάρλας

20. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η εφαρμογή στάγδην άρδευσης, σε συνδυασμό με τη λειτουργία ταμιευτήρα

Στάγδην άρδευση						Στάγδην άρδευση &Ταμιευτήρας Κάρλας										
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

21. Ως προς το κόστος νερού είναι καλύτερη Η εφαρμογή στάγδην άρδευσης αντί καταιονισμού, στην υφιστάμενη κατάσταση ή η μείωση των απωλειών λόγω άρδευσης, στην υφιστάμενη κατάσταση

Στάγδην άρδευση								Μείωση των απωλειών								
-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Εξαιρετικά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Αρκετά πιο σημαντική		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Ίσης σημασίας		Ελάχιστα πιο σημαντικό		Αρκετά πιο σημαντική		Πολύ πιο σημαντική		Εξαιρετικά πιο σημαντική

2. Ανεξαρτησία κριτηρίων

Όπως γίνεται αντιληπτό, τα κριτήρια που λήφθηκαν υπόψη στη διαδικασία ήταν το υδατικό ισοζύγιο, το καθαρό κέρδος από την αγροτική δραστηριότητα και το κόστος νερού, δηλαδή οι παράγοντες που εκτιμήθηκαν στα προηγούμενα στάδια της διατριβής (βλ. 5^ο Κεφάλαιο), στα πλαίσια της υδρο-οικονομικής μοντελοποίησης που αναπτύχθηκε. Πέραν του ότι οι επιδόσεις των εναλλακτικών υπό αυτά τα κριτήρια ήταν ήδη γνωστές και βοήθησε στην αξιολόγηση των αποτελεσμάτων, ο λόγος που χρησιμοποιήθηκαν ήταν ότι η συσχέτισή τους ήταν ικανοποιητική, έπειτα από τους αντίστοιχους ελέγχους. Πιο αναλυτικά, εξετάστηκε η συσχέτιση των τριών κριτηρίων, αλλά και των υποκριτηρίων, ώστε να ελεγχθεί αν μπορεί να παραληφθεί κάποιο, διευκολύνοντας έτσι την ανάλυση.

Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι τα κριτήρια 1-2 και 2-3 είναι ανεξάρτητα, ενώ το 1-3 έχουν εξάρτηση, κάτι αναμενόμενο, καθώς το ισοζύγιο μπορεί να επηρεάσει κατά πολύ το πλήρες κόστος νερού, μέσω του κόστους φυσικού πόρου και κατ'επέκταση του περιβαλλοντικού κόστους. Παρόλα αυτά, το κριτήριο 3 επιλέχθηκε να μελετηθεί καθώς η έννοια του πλήρους κόστους νερού και των συνιστωσών του δεν είναι ακόμα ξεκάθαρη από την πλειοψηφία των ερωτώμενων και κρίθηκε ενδιαφέρον να ζητηθούν οι απόψεις τους.

Η συζήτηση περί ανεξαρτησίας κριτηρίων είναι ένα ευρύτερο θέμα, κυρίως της MAUT, και αποτέλεσε προβληματισμό και κατά το σχεδιασμό της παρούσας έρευνας. Πολλοί ερευνητές διαφωνούν και επιχειρηματολογούν στο κατά πόσο είναι ρεαλιστικό να επιτευχθεί η παραδοχή προτιμησιακής ανεξαρτησίας κριτηρίων (π.χ. Rehman and Romero, 1993; Beinat, 1997; Climaco, 1997; De Montis et al., 2000; 2005) και συχνά χρησιμοποιούν μη αντισταθμιστικές μεθόδους ως υποκατάστατα (Hayashi, 2000). Πριν την τελική διαμόρφωση της έρευνας εξετάστηκε μία δοκιμαστική εφαρμογή της MAUT στο πρόβλημα, χωρίς όμως τα υπο-κριτήρια που παρουσιάζουν σημαντική συσχέτιση, και τα αποτελέσματα ήταν σχεδόν ίδια. Τα αποτελέσματα φαίνονται στον ακόλουθο Πίνακα.

Πίνακας Π.4. Αποτελέσματα με και χωρίς τα υπο-κριτήρια που φάνηκαν να συσχετίζονται.

Τελικές τιμές Χρησιμότητας	Εναλλακτικές						
	1A	1B	2	2A	2B	2C	2D
Με όλα τα υποκριτήρια	31,77	27,13	55,05	33,07	36,14	74,86	59,02
Χωρίς τα υποκριτήρια 2.2 και 3.2	32,00	27,20	54,56	33,51	35,89	74,36	58,65

Προτιμήθηκε συνεπώς να παρουσιαστεί το πλήρες σετ των υπο-κριτηρίων, χάρη πληρότητας, καθώς δεν είναι απαγορευτικό (Munier, 2011).

3. Μέθοδος TOPSIS

Στην περίπτωση της TOPSIS, ενδιαφέρον παρουσιάζει το γεγονός ότι είτε η μέθοδος επιλυθεί κάνοντας χρήση όλων των υπο-κριτηρίων, όπως παρουσιάστηκε στην παράγραφο 7.8.4, είτε αθροιστικά για τα τρία μόνο κριτήρια, τα αποτελέσματα είναι ίδια. Αυτό φαίνεται από τους αντίστοιχους Πίνακες των 7.7 και 7.8 των βέλτιστων και χειρίστων λύσεων και δεικτών εγγύτητας, ως προς τα κριτήρια.

Πίνακας Π.5. Πίνακας στάθμισης βαρυτήτων για το σύνολο του δείγματος.

Κριτήρια	Εναλλακτικές							Βέλτιστη λύση (A) ⁺	Δράση (μεγ. ή ελαχ.)	Χειρότερη λύση (A) ⁻
	1A	1B	2	2A	2B	2C	2D			
Κριτ. 1	-0.056	-0.113	-0.079	-0.062	-0.071	-0.008	-0.065	-0.008	max	-0.113
Κριτ. 2	0.044	0.044	0.046	0.044	0.046	0.046	0.046	0.046	max	0.044
Κριτ. 3	0.034	0.042	0.032	0.029	0.030	0.028	0.032	0.028	min	0.042

Στη συνέχεια υπολογίζονται οι αποστάσεις (Ευκλείδειες Μετρικές) R^+ και R^- για κάθε εναλλακτική, βάση των οποίων εξάγονται οι τελικοί δείκτες εγγύτητας $CI.I.$

Πίνακας Π.6. Δείκτες εγγύτητας και τελικά αποτελέσματα για το σύνολο του δείγματος.

Εγγύτητες	Εναλλακτικές						
	1A	1B	2	2A	2B	2C	2D
Απόσταση εναλλακτικής από ιδανικό (R^+)	0,049	0,106	0,071	0,054	0,063	0,000	0,057
Απόσταση εναλλακτικής από χειρίστο (R^-)	0,057	0,000	0,036	0,053	0,043	0,106	0,049
Αποτελέσματα ($CI.I.$)	0,540	0,000	0,335	0,495	0,405	1,000	0,465

Η ομοιότητα στην κατάταξη των εφτά εναλλακτικών αποδεικνύει ότι σε παρόμοια προβλήματα όπου τα κριτήρια μπορούν να μειωθούν μέσω μεταξύ τους σχέσεων, μπορούν να παραληφθούν με ασφάλεια για απλοποίηση της διαδικασίας.

4. Ανάλυση αξιολόγησης μεθόδων

Επιπλέον, όπως αναφέρθηκε και στο 7^ο Κεφάλαιο, εξετάστηκαν και άλλες μέθοδοι που δεν παρουσιάστηκαν, αναλύονται όμως συνοπτικά στη συνέχεια. Η μέθοδος PROMETHEE (Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations)

αποτελεί μία εκ των βασικότερων μεθόδων που ανήκουν στη θεωρία σχέσεων υπεροχής και έχει πέντε εκδοχές (PROMETHEE I,II,III,IV,V). Οι μέθοδοι PROMETHEE απαιτούν τον καθορισμό μίας ορισμένης συνάρτησης προτίμησης για κάθε κριτήριο, βάση της οποίας υπολογίζεται ο βαθμός προτίμησης μεταξύ των εναλλακτικών στις μεταξύ τους συγκρίσεις (Brans and Vincke, 1985). Οι συναρτήσεις της PROMETHEE χρησιμοποιούν δείκτες (κριτήρια) που εκφράζουν την προτίμηση (υπεροχή) και αδιαφορία σε κάθε σύγκριση ζευγών εναλλακτικών (Munier, 2011). Η μέθοδος MAPPAC (Multicriterion Analysis of Preferences by means of Pairwise Actions and Criterion comparisons) χρησιμοποιεί συγκρίσεις ζευγών εναλλακτικών, στις οποίες λαμβάνονται υπόψη όχι όλα τα κριτήρια, αλλά μόνο όσα θεωρούνται συγκρίσιμα. Τα αποτελέσματα κάθε ζεύγους συγκρίσεων (Matarazzo, 1986; 1988). Η μέθοδος MAVT (Multiattribute Value Theory) είναι παρόμοια με τη μέθοδο MAUT, καθώς βασίζεται στην προσθετική συνάρτηση χρησιμότητας, συνδυασμένη με βαρύτητες κριτηρίων που δίνονται. Παρόμοια είναι και η προσέγγιση της μεθόδου UTA (Utility Theory Additive) που προτάθηκε από τους Jacquet-Lagrange and Siskin (1982). Η προσθετική της συνάρτηση όμως είναι μη γραμμική. Η μέθοδος STEM είναι μία απλή επαναληπτική αλληλεπιδραστική μεθοδολογία για την επίλυση προβλημάτων πολυκριτηριακού γραμμικού προγραμματισμού (Benayoun et al., 1971). Οι επαναλήψεις της συνεχίζονται μέχρις ότου ικανοποιηθεί ο αποφασίζων, ενώ σε κάθε φάση μη-ικανοποίησης, ο λήπτης αποφάσεων δίνει μία παραχώρηση σε ένα στόχο, ώστε να βελτιωθούν οι υπόλοιποι. Η μέθοδος SMART είναι ένα απλό γραμμικό μοντέλο που βασίζεται στη θεωρία χρησιμότητας, χρησιμοποιώντας σταθμισμένο άθροισμα. Παρόμοια λογική προσθετικής «αξίας» χρησιμοποιεί η μέθοδος SAW (Simple Additive Weighting). Η μέθοδος δημιουργεί κλίμακα σκορ ώστε να είναι συγκρίσιμες οι εναλλακτικές, δίνονται βάρη και οι εναλλακτικές κατατάσσονται στο διάστημα [0,1] (Hwang and Yoon, 1981). Από τις παραπάνω μεθόδους οι σημαντικότερες που ήταν δυνατό να εφαρμοστούν κάνοντας χρήση του ίδιου ερωτηματολογίου, ήταν οι PROMETHEE και MAPPAC.

Βασίζόμενοι στο σκεπτικό αξιολόγησης και των διαφορετικών μεθόδων που δοκιμάστηκαν (βλ. Συμπεράσματα 7^{ου} Κεφαλαίου), έγινε χρήση του δείκτη καταλληλότητας (suitability index). Σύμφωνα με την προσέγγιση των Guarini et al. (2018a; 2018b), για την ακριβέστερη αξιολόγηση διαφορετικών μεθόδων, κατασκευάζεται ένας πίνακας με κριτήρια αξιολόγησης, (evaluation matrix), τα οποία επιλέγονται από τους μελετητές με σκοπό την αντικειμενικότερη και πιο ολοκληρωμένη αξιολόγηση των διαφορετικών τεχνικών. Έπειτα, γίνεται επεξεργασία των στοιχείων αυτού του πίνακα προκειμένου να αξιολογηθούν οι εναλλακτικές ως προς τα προβλεπόμενα κριτήρια. Στην παρούσα εργασία εφαρμόστηκε η προσέγγιση των Guarini et al. (2018a; 2018b) για το πρόβλημα που μελετήθηκε και τις μεθόδους που ελέγχθηκαν. Τα κοινά κριτήρια αξιολόγησης αναφέρονται στις παρακάτω εξωγενείς και ενδογενείς μεταβλητές του προβλήματος:

- Εξωγενείς: αριθμός στοιχείων αξιολόγησης (κριτήρια και υποκριτήρια, εναλλακτικές λύσεις), αριθμός ενδιαφερομένων που θα συμπεριληφθούν στη διαδικασία λήψης αποφάσεων, κατηγοριοποίηση αναμενόμενων λύσεων, κατά

πόσο είναι απαραίτητη η τεχνική υποστήριξη ενός εξειδικευμένου συστήματος αναφορικά με τη λήψη αποφάσεων.

- Ενδογενείς: κατηγοριοποίηση του προβλήματος λήψης αποφάσεων, προσέγγιση του τρόπου επίλυσης, επίπεδο τροφοδοσίας δεδομένων (input levels), κατηγοριοποίηση αποτελεσμάτων, επίλυση.

Ο πίνακας αξιολόγησης περιλαμβάνει τόσες στήλες όσες και οι μέθοδοι που εξετάστηκαν και τόσες γραμμές όσες τα χαρακτηριστικά τους που εξετάστηκαν ως προς κάθε μεταβλητή. Στο σημείο τομής κάθε στήλης με μία γραμμή, χρησιμοποιείται το δυαδικό σύστημα προκειμένου να υποδείξει το εάν η συγκεκριμένη ιδιότητα είναι παρούσα (1), ή απύσα (0) στη συγκεκριμένη μέθοδο (Guarini et al., 2018a). Η επιλογή της καταλληλότερης μεθόδου προκύπτει συγκρίνοντας τις ιδιότητες που χαρακτηρίζουν την κάθε μέθοδο με τις ιδιότητες που η μέθοδος αναμένεται να έχει με βάση το ίδιο το πρόβλημα και λαμβάνοντας υπ'όψιν τόσο τις εξωγενείς, όσο και τις ενδογενείς μεταβλητές (Guarini et al., 2018b). Έτσι προκύπτει ο ακόλουθος πίνακας αξιολόγησης για τις μεθόδους που έδωσαν αποτελέσματα στο μελετώμενο πρόβλημα.

Πίνακας Π. 7. Πίνακας καταλληλότητας μεθόδων βάση suitability index.

Είδος μεταβλητών	Μεταβλητές	Κριτήρια αξιολόγησης	Τελικός πίνακας αξιολόγησης (suitability index)					
			MAUT	AHP	TOPSIS	ELECTRE	PROMETHEE	MAPPAC
Εξωγενείς	Αριθμός στοιχείων αξιολόγησης	Περιορισμένος αριθμός κριτηρίων και εναλλακτικών	0	0	0	0	0	0
		Περιορισμένος αριθμός κριτηρίων και μεγάλος αριθμός εναλλακτικών	0	0	0	0	0	0
		Μεγάλος αριθμός κριτηρίων και περιορισμένος αριθμός εναλλακτικών	0	0	0	0	0	0
		Μεγάλος αριθμός κριτηρίων και μεγάλος αριθμός εναλλακτικών	0	0	1	0	1	0
	Κατηγοριοποίηση δεικτών	Ποσοτικοί	0	0	0	0	0	0
		Ποιοτικοί	0	0	0	0	0	0
		Μικτά	0	1	1	1	1	1
	Αριθμός ενδιαφερομένων	Όχι δημόσια Συμμετοχή (P.P.)	0	0	0	0	0	0
		Περιορισμένη P.P.	0	0	0	0	0	0
		Σημαντική P.P. Με ομάδες χρηστών	1	1	1	1	1	1
	Αναμενόμενες λύσεις	Καθορισμός η καλύτερων εναλλακτικών	0	0	0	0	0	0
		Μία εναλλακτική	1	1	0	0	1	1
		Η θεωρητικά ιδανική λύση	0	0	0	0	0	0
	Τεχνική υποστήριξη	Ναι (συνίσταται)	1	0	0	1	0	1
		Όχι (όχι απαραίτητα)	0	0	0	0	0	0
Ενδογενείς	Τύπος προβλήματος	Ταξινόμηση	0	0	0	0	0	0
		Περιγραφή	0	0	0	0	0	0
		Κατάταξη επιλογών	1	1	1	1	1	1
		Προσέγγιση επίλυσης	Σχέσεις υπεροχής	0	0	0	0	0
	Αθροιστικές αξίες (χρησιμότητα)		1	1	0	0	0	1
	Προσέγγιση στόχου		0	0	1	0	0	0
	Εφαρμογή	Σχέσεις προτίμησης	0	0	0	0	0	0
		Σχέσεις σύγκρισης	0	0	0	0	1	0
		Συναρτήσεις χρησιμότητας	0	0	0	0	0	0
		Συγκρίσεις ζευγών σε διαφορετική κλίμακα	0	0	0	0	0	0
		Συγκρίσεις ζευγών σε ορθοκανονική κλίμακα	0	0	0	0	0	0
		Συγκρίσεις ζευγών σε λογική κλίμακα	0	0	0	0	0	0
		Βέλτιστη και χειρίστη επιλογή	0	0	1	0	0	0
	Δεδομένα	Πολλά	1	1	0	0	0	0
		Μέτρια	0	0	0	0	0	0
		Λίγα	0	0	0	0	0	0
	Αποτελέσματα	Μερική διάταξη με βάση το βαθμό προτίμησης της σύγκρισης ζευγών	0	0	0	0	0	0
		Πλήρης διάταξη με βάση το βαθμό προτίμησης της σύγκρισης ζευγών	0	0	0	0	0	0
		Πλήρης διάταξη των εναλλακτικών ανάλογα με τις επιδόσεις τους	1	1	0	0	0	0
		Πλήρης διάταξη των εναλλακτικών ανάλογα με την εγγύτητα στην ιδανικότερη λύση	0	0	1	0	0	0
	Επίλυση	η κατηγορίες εναλλακτικών ισότιμων αλλά με διαφορετική συμπεριφορά	0	0	0	0	0	0
		Διάταξη εναλλακτικών σε σχέση με το ποια έχει τον υψηλότερο γενικό βαθμό	1	1	0	0	0	1
		Διάταξη εναλλακτικών σε σχέση με το ποια πλησίασε περισσότερο στο βέλτιστο	0	0	1	0	0	0
		Overall suitability index (IS)	0.730	0.727	0.720	0.636	0.545	0.364

Ο πίνακας της προσέγγισης των Guarini et al. (2018a; 2018b) ενισχύει τα ποιοτικά συμπεράσματα που αναφέρθηκαν στα συμπεράσματα του 7^{ου} Κεφαλαίου περί καταλληλότητας των μεθόδων. Η MAUT αξιολογείται υψηλότερα, και ακολουθούν οι AHP, TOPSIS, ELECTRE I, PROMETHEE και MAPPAC. Επομένως το συμπέρασμα ότι σε παρόμοια προβλήματα διαχείρισης υδατικών πόρων η μέθοδος MAUT μπορεί να χρησιμοποιηθεί αντιπροσωπευτικά, είναι ασφαλές.

