

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών: *Διαχείριση και
Προστασία Περιβάλλοντος*

Μεταπτυχιακή Διατριβή



Οικονομική Αποτίμηση Οικοσυστημικών Υπηρεσιών σε
Μεσογειακά Οικοσυστήματα

Κωνσταντίνα Σαμαρά

Επιβλέπων Καθηγητής
Δρ. Ιωάννης Βογιατζάκης

Δεκέμβριος 2023

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών *Διαχείριση και
Προστασία Περιβάλλοντος*

Μεταπτυχιακή Διατριβή

Οικονομική Αποτίμηση Οικοσυστημικών Υπηρεσιών σε
Μεσογειακά Οικοσυστήματα

Κωνσταντίνα Σαμαρά

Επιβλέπων Καθηγητής
Δρ. Ιωάννης Βογιατζάκης

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή υποβλήθηκε προς μερική εκπλήρωση
των απαιτήσεων για απόκτηση μεταπτυχιακού τίτλου σπουδών
Στη Διαχείριση και Προστασία Περιβάλλοντος
από τη Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών
του Ανοικτού Πανεπιστημίου Κύπρου.

Δεκέμβριος 2023

Περίληψη

Η λεκάνη της Μεσογείου χαρακτηρίζεται από μεγάλη ποικιλομορφία οικοσυστημάτων τα οποία παρέχουν πλήθος οικοσυστημικών υπηρεσιών προς τους ανθρώπους. Τα άμεσα οφέλη που προσφέρουν τα μεσογειακά οικοσυστήματα στην ανθρώπινη ευημερία και η σημασία υποστήριξης της υγιούς λειτουργίας τους, έχουν αναγνωρισθεί παγκοσμίως τόσο από την επιστημονική κοινότητα όσο και από την κοινωνία. Παρόλα αυτά, η διαταραχή των οικοσυστημάτων είναι αισθητή λόγω του ότι η Μεσόγειος είναι ένα από τα σημαντικότερα επίκεντρα της κλιματικής αλλαγής και οι ανθρωπογενείς πιέσεις που ασκούνται, εντείνουν την εμφάνιση των φαινομένων της και υποβαθμίζουν την ποιότητα των παρεχόμενων οικοσυστημικών υπηρεσιών.

Σκοπός της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής είναι να εξετάσει την παρουσία ποικίλων αναφορών που σχετίζονται με το αν υπάρχουν σημαντικές διαφορές στην οικονομική αποτίμηση όμοιων οικοσυστημικών υπηρεσιών μεταξύ διαφορετικών περιοχών και διαφορετικών μεθόδων και κατά πόσο σημαντική είναι η αποτίμηση τους στη λήψη αποφάσεων από τους υπεύθυνους χάραξης πολιτικής. Η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε επικεντρώθηκε στη χρήση της Βάσης Δεδομένων Αποτίμησης Οικοσυστημικών Υπηρεσιών (The Ecosystem Services Valuation Database, ESVD) και τα αποτελέσματα της μελέτης έδωσαν στοιχεία μόνο για τρεις επιλεγμένες κατηγορίες μεσογειακών οικοσυστημάτων. Σύμφωνα με τα πορίσματα της έρευνας προκύπτει ότι για α) τα Παράκτια Συστήματα και β) τους Υγρότοπους, η μέθοδος αποτίμησης που χρησιμοποιήθηκε τις περισσότερες φορές ήταν η Μέθοδος Ενδεχόμενης Αποτίμησης (Contingent Valuation) ενώ για γ) τους Θαμνώνες και τα Θαμνώδη δάση, η Μέθοδος της Μοντελοποίησης Επιλογής (Choice Modelling). Επίσης, οι οικοσυστημικές υπηρεσίες που μελετήθηκαν περισσότερο συνολικά και για τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων ήταν η παροχή τροφής και οι ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμό. Στη πρώτη βρέθηκε ότι στις πιο πολλές έρευνες προτιμήθηκε η χρήση της μεθόδου Προσέγγισης με βάση τις Τιμές (Market Prices), ενώ στη δεύτερη η χρήση της Ενδεχόμενης Αποτίμησης (Contingent Valuation). Τέλος, γίνεται αναφορά σε κάποιες βασικές διαφορές και κριτική

συζήτηση που αφορά την ευκολία και δυσκολία της χρήσης των μεθόδων αποτίμησης.

Λέξεις κλειδιά: Οικοσυστημικές Υπηρεσίες, Οικονομική Αποτίμηση, Μεσογειακά Οικοσυστήματα, Μέθοδοι Αποτίμησης, ESVD.

Abstract

The Mediterranean basin is characterised by a great diversity of ecosystems that provide a wide range of ecosystem services to humans. The direct benefits of Mediterranean ecosystems to human well-being and the importance of supporting their healthy functioning have been recognised worldwide by both the scientific community and society. However, ecosystem disturbance is being felt due to the fact that the Mediterranean is one of the major epicentres of climate change and the anthropogenic pressures exerted are intensifying its occurrence and degrading the quality of the ecosystem services provided.

The purpose of this master thesis is to examine the presence of diverse reports related to whether there are significant differences in the economic valuation of similar ecosystem services between different regions and different methods, and whether their valuation is important in decision making by policy makers. The methodology followed focused on the use of The Ecosystem Services Valuation Database (ESVD) and the results of the study provided data only for three selected categories of Mediterranean ecosystems. According to the findings of the study, the most frequently used valuation method for (a) Coastal Systems and (b) Wetlands was the Contingent Valuation Method, while for (c) Shrublands and Shrub Forests the Choice Modelling Method was used.) Also, the ecosystem services most studied overall for all three types of Mediterranean ecosystems were food provision and opportunities for recreation and tourism. In the former, it was found that the use of the Market Prices approach was preferred in most of the studies, while in the latter the use of Contingent Valuation was preferred. Finally, some key differences and a critical discussion concerning the ease and difficulty of using the valuation methods are discussed.

Keywords: Ecosystem Services, Economic Valuation, Mediterranean Ecosystems, Valuation Methods, ESVD.

Ευχαριστίες

Ευχαριστώ πάνω απ'όλα τον καθηγητή μου, Δρ. Ιωάννη Βογιατζάκη, για την αμέριστη συμπαράστασή του καθ' όλη τη διάρκεια της συγγραφής και τη δύναμη που μου έδινε να συνεχίσω. Επίσης, πολλά ευχαριστώ στους προηγούμενους καθηγητές μου για όλες τις γνώσεις που κατάφερα να αποκομίσω.

Δεν θα μπορούσα να μην ευχαριστήσω τον σύζυγο μου, Λεωνίδα που με στήριξε όλα αυτά τα χρόνια με αγάπη και υπομονή.

Τέλος, αφιερώνω την μεταπτυχιακή μου διατριβή στην μητέρα μου, Ελένη που χωρίς αυτήν δεν θα είχα καταφέρει να τελειώσω τις σπουδές μου και στην μνήμη του πατέρα μου, Δημήτρη, που χωρίς αυτόν δεν θα είχα ξεκινήσει αυτό το μεταπτυχιακό και πολλές φορές, υπήρξε ο λόγος που μου έδινε ώθηση να συνεχίσω.

Περιεχόμενα

1	Εισαγωγή	1
1.1	Καταγραφή του προβλήματος.....	1
1.2	Σημασία και αναγκαιότητα της μελέτης.....	1
1.3	Σκοποί και στόχοι.....	2
1.4	Οικοσυστημικές Υπηρεσίες.....	3
1.4.1	Κατηγοριοποίηση Οικοσυστημικών Υπηρεσιών.....	6
1.4.2	Σημασία των Οικοσυστημικών Υπηρεσιών.....	10
2	Βιβλιογραφική Ανασκόπηση	13
2.1	Οικονομικά του Περιβάλλοντος.....	13
2.2	Αποτίμηση Οικονομικών Υπηρεσιών	15
2.2.1	Έννοια της Αποτίμησης ΟΥ.....	15
2.2.2	Σημαντικότητα της Αποτίμησης ΟΥ.....	16
2.3	Μέθοδοι Αποτίμησης ΟΥ.....	21
2.4	Διεθνής Πραγματικότητα.....	24
2.4.1	ΟΥ: Ευκαιρίες για Αναψυχή και Τουρισμό.....	25
2.4.2	ΟΥ: Τροφή.....	29
2.4.3	ΟΥ: Πρόληψη της Διάβρωσης.....	34
2.5	Κυπριακή/Ελληνική Πραγματικότητα.....	37
2.5.1	Κύπρος.....	37
2.5.2	Ελλάδα.....	40
3	Μεθοδολογία	43
3.1	Περιοχή Μελέτης.....	43
3.2	Βάση Δεδομένων ESVD.....	45
3.3	Διαδικασία Συλλογής Δεδομένων.....	47
3.4	Τύποι Μεσογειακών Οικοσυστημάτων.....	50
4	Αποτελέσματα	54
4.1	Γεωγραφική κατανομή των μελετών.....	54
4.2	Σύγκριση των αποτιμήσεων ΟΥ μεταξύ όμοιων οικοσυστημάτων της Μεσογείου.....	55
4.2.1	Παράκτια Συστήματα.....	55
4.2.2	Υγρότοποι	59
4.2.3	Θαμνώνες και Θαμνώδη Δάση.....	62
4.3	Συνολικά Αποτελέσματα	65
4.3.1	Αποτελέσματα ΟΥ και Μεθόδων Αποτίμησης	66
5	Συζήτηση - Συμπεράσματα	71
Παραρτήματα		
A	Μέθοδοι Αποτίμησης	77
A.1	Μέθοδοι Άμεσης Αποτίμησης της Αγοράς.....	77
A.2	Μέθοδοι Έμμεσης Αποτίμησης της Αγοράς.....	83
A.3	Μέθοδοι μη Αγοραίας Αποτίμησης.....	88
B	Συγκεντρωτικοί πίνακες που ελήφθησαν από την ESVD	93
B.1	Πίνακες Παράκτιων Συστημάτων.....	93
B.2	Πίνακες Υγροτόπων.....	98
B.3	Πίνακες Θαμνώνων και Θαμνωδών Δασών.....	103
Βιβλιογραφία		106

Κεφάλαιο 1

Εισαγωγή

1.1 Καταγραφή προβλήματος

Η λεκάνη της Μεσογείου παρουσιάζει υψηλό πολιτισμικό πλούτο και θεωρείται μια από τις περιοχές με τη μεγαλύτερη βιοποικιλότητα στον κόσμο. Ωστόσο, είναι ιδιαίτερα ευάλωτη στη κλιματική αλλαγή τα αποτελέσματα της οποίας εντείνονται λόγω των πιέσεων που ασκούνται από τις ανθρώπινες δραστηριότητες (αστικοποίηση, διαχείριση των γαιών, κ.ά). Στα προβλήματα που προκύπτουν και που αναμένεται ότι θα επιδεινώσουν τις υπάρχουσες κρίσιμες καταστάσεις της περιοχής περιλαμβάνονται η ερημοποίηση, η υποβάθμιση του εδάφους, η άνοδος της στάθμης της θάλασσας, η διάβρωση των εδαφών και των ακτών, η αύξηση της συχνότητας, διάρκειας και έντασης των περιόδων ξηρασίας, η απώλεια των βιοτόπων των ειδών, ο κίνδυνος απώλειας καθαρού νερού και τροφής κ.ά. Τα προβλήματα και οι προκλήσεις που αναφέρθηκαν έχουν σοβαρό αντίκτυπο στην συνολική οικονομική ανάπτυξη των Ευρωπαϊκών χωρών. Προκειμένου να αντιμετωπιστούν προαπαιτείτε η συνεργασία των κυβερνήσεων για τη βιώσιμη παροχή των οικοσυστημικών υπηρεσιών μέσω της επιτυχούς υλοποίησης των στόχων της βιώσιμης ανάπτυξης.

1.2 Σημασία και αναγκαιότητα της μελέτης

Η οικονομική αποτίμηση των Οικοσυστημικών Υπηρεσιών έχει αρχίσει να γίνεται πολύ σημαντική τα τελευταία χρόνια, καθώς υπολογίζει την αξία των οικοσυστημάτων και διαφαίνεται η σπουδαιότητα του πλούτου της φύσης αλλά και η αναγκαιότητα διατήρησης της, λόγω της κλιματικής αλλαγής και του κατακερματισμού των ενδιαιτημάτων για κερδοσκοπικούς σκοπούς. Τέτοιες

αποτιμήσεις, τουλάχιστον για τα οικοσυστήματα της Μεσογείου, παραμένουν περιορισμένες παρόλη την πλούσια βιοποικιλότητα που την χαρακτηρίζει. Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή εστιάζει στην αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών της Μεσογείου, ώστε μέσω αυτής της μελέτης να γίνει εμβάθυνση στη παρουσίαση δεδομένων και πληροφοριών που αποδεικνύουν την σημασία της εκτίμησης της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών στη καλύτευση του βιοτικού επιπέδου τόσο των περιοχών της Μεσογείου αλλά και των γύρω περιοχών.

1.3 Σκοποί και στόχοι

Η παρούσα διατριβή στοχεύει στη διεξοδική μελέτη των παρακάτω ερωτημάτων:

- Υπάρχουν σημαντικές διαφορές στις αποτιμήσεις όμοιων οικοσυστημικών υπηρεσιών μεταξύ διαφορετικών περιοχών;
- Υπάρχουν σημαντικές διαφορές στις αποτιμήσεις όμοιων οικοσυστημικών υπηρεσιών μεταξύ διαφορετικών μεθόδων;

Για την απάντηση των παραπάνω ερωτημάτων κρίνεται σκόπιμη η εισαγωγή στις έννοιες των οικοσυστημικών υπηρεσιών και της σημαντικότητάς τους, η καταγραφή των διαφόρων κατηγοριών των οικοσυστημικών υπηρεσιών καθώς και των μεθόδων αποτίμησης που χρησιμοποιούνται. Επίσης, θα γίνει η σύγκριση των μελετών και δεδομένων που περιλαμβάνονται στην παγκόσμια βάση δεδομένων για την οικονομική αποτίμησης και τις οικοσυστημικές υπηρεσίες. Επιπλέον, μέσω της ESVD (Ecosystem Services Valuation Database) θα γίνει η σύγκριση των αποτιμήσεων των οικοσυστημικών υπηρεσιών συγκεκριμένων οικοσυστημάτων και θα αποτυπωθούν διάφορα αποτελέσματα από την ανάλυση των μελετών που έχουν διεξάγει τις παραπάνω αποτιμήσεις.

1.4 Οικοσυστημικές Υπηρεσίες

Η έννοια των «Οικοσυστημικών Υπηρεσιών (Ecosystem Services)» συναντάται αρχικά κατά τη δεκαετία του 1970 και από τότε μέχρι σήμερα χρησιμοποιείται ευρέως, διότι οι έρευνες για τα οικοσυστήματα και οι προβληματισμοί για το φυσικό περιβάλλον έχουν αυξηθεί (MA, 2003). Ωστόσο, μια από τις πρώτες καταγραφές της έννοιας, συναντάται πολύ παλαιότερα από τον Πλάτωνα (400 π.Χ.), ο οποίος αποτύπωσε το συσχετισμό μεταξύ της αποψίλωσης των δασών, της διάβρωσης του εδάφους και της στέρησης των πηγών (Daily, 1997; Huitric et al., 2009; Silvis and van der Heide, 2013). Μια νεότερη αντίληψη για τις οικοσυστημικές υπηρεσίες, γεννήθηκε πολύ αργότερα, πιθανότατα το 1864 από τον George Perkins Marsh, ο οποίος υποστήριζε ότι οι φυσικοί πόροι της Γης δεν ήταν απεριόριστοι. Οι παρατηρήσεις του Marsh που αφορούσαν τη σχέση μεταξύ των φυσικών οικοσυστημάτων και της ανθρώπινης ευημερίας, πέρασαν εν πολλοίς απαρατήρητες εκείνη την εποχή. Κατά τη διάρκεια του 20ού αιώνα και συγκεκριμένα στα τέλη της δεκαετίας του 1940, η έννοια των οικοσυστημικών υπηρεσιών τράβηξε ξανά το ενδιαφέρον της κοινωνίας κάτι που είχε ως αποτέλεσμα να γίνει γνωστή και η ιδέα του «φυσικού κεφαλαίου». Το 1970 σε μια έκθεση της Μελέτης των Κρίσιμων Περιβαλλοντικών Προβλημάτων (Study of Critical Environmental Problems) εμφανίστηκε ο όρος «περιβαλλοντικές υπηρεσίες». Τα μετέπειτα χρόνια και αφού έγιναν ποικίλες διαφοροποιήσεις του όρου, επικράτησε τελικά η έννοια των «οικοσυστημικών υπηρεσιών» (Ehrlich and Ehrlich, 1981; Huitric, M. et al., 2009; Silvis and van der Heide, 2013). Η σημερινή κατανόηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών, οφείλεται στο γεγονός ότι από τη δεκαετία του 1990 και μετά, σημειώθηκε η συγγραφή πληθώρας βιβλίων και άρθρων που πραγματεύονταν αυτή την έννοια (Costanza et al., 1997; Daily 1997a; Daily et al., 2000; de Groot et al. 2002; Huitric, M. et al., 2009; Silvis and van der Heide, 2013). Επίσης, η δημοσίευση της Αποτίμηση των Οικοσυστημάτων της Χιλιετηρίδας (Millenium Ecosystem Assessment, MA) το 2003, συνέσφερε στο να συμπεριληφθούν οι οικοσυστημικές υπηρεσίες στην πολιτική ατζέντα και στη συνέχεια να αυξηθούν ακόμα περισσότερα οι επιστημονικές έρευνες (Fisher et al., 2009; Gómez-Baggethun et al., 2010). Σε διάστημα τριών δεκαετιών ένας μεγάλος αριθμός οικοσυστημικών λειτουργιών ο οποίος εξακολουθεί να αυξάνεται, έχει

αναγνωρισθεί ως οικοσυστημικές υπηρεσίες. Επίσης, έχει αποτιμηθεί με νομισματικούς όρους και έχει συμπεριληφθεί στις αγορές και σε μηχανισμούς πληρωμής. Πλέον, η έννοια των οικοσυστημικών υπηρεσιών χρησιμοποιείται στην πολιτική πολλών κυβερνήσεων αλλά και σε πολλούς τομείς της οικονομίας (μη κερδοσκοπικοί, ιδιωτικοί και χρηματοοικονομικοί τομείς) (Bayon, 2004; EC, 2008; Gómez-Baggethun et al., 2010).

Στη βιβλιογραφία ως οικοσυστημικές υπηρεσίες (ΟΥ) νοούνται οι υπηρεσίες και τα αγαθά που προσφέρουν τα οικοσυστήματα. Επίσης, με τον όρο υπηρεσίες θεωρούνται τόσο οι αντιληπτές υπηρεσίες όπως η ανακύκλωση των υδάτων όσο και οι άυλες υπηρεσίες όπως η καλλιέργεια πολιτισμικών και αισθητικών αξιών (MA, 2003). Η έννοια των οικοσυστημικών υπηρεσιών εμφανίστηκε το 1999 από την Αποτίμηση των Οικοσυστημάτων της Χιλιετηρίδας (MA), μια παγκόσμια πρωτοβουλία, που είχε ως σκοπό την αξιολόγηση της αλλαγής του οικοσυστήματος ώστε να εξεταστεί κατά πόσο επηρεάζεται η ευημερία των ανθρώπων. Τα συμπεράσματα που προέκυψαν καταγράφηκαν στην αντίστοιχη έκθεση. Παρακάτω διατυπώνονται δύο αντιπροσωπευτικοί ορισμοί:

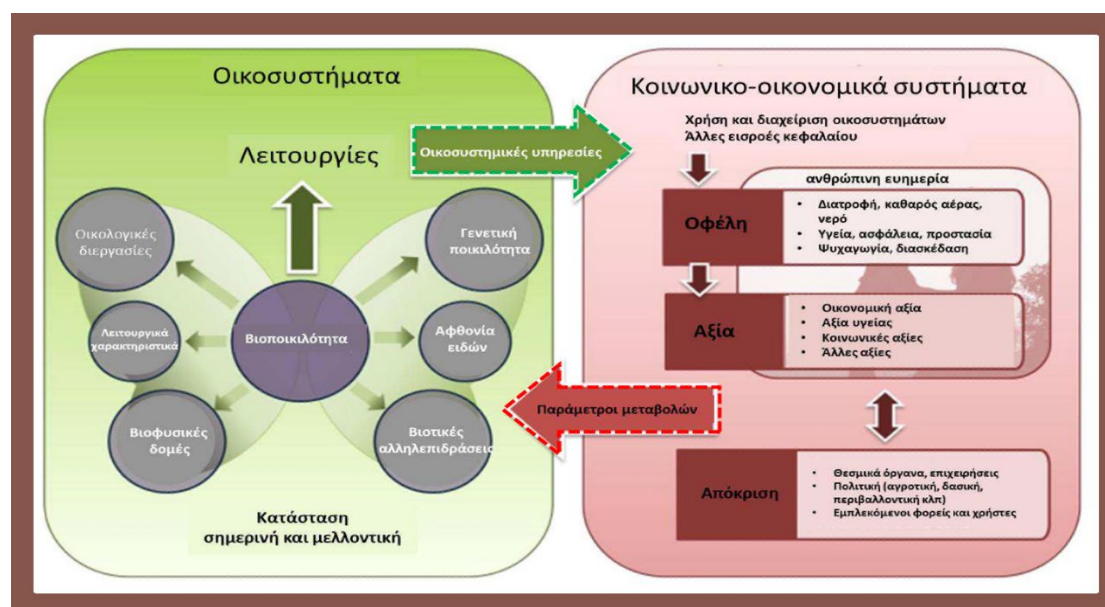
«Τα Οικοσυστημικά αγαθά (όπως η τροφή) και οι υπηρεσίες (όπως η αφομοίωση των λυμάτων) αντιπροσωπεύουν τα οφέλη που οι ανθρώπινοι πληθυσμοί αποκομίζουν άμεσα ή έμμεσα από τις λειτουργίες των Οικοσυστημάτων» (Costanza et al., 1997:253; MA, 2003).

Επίσης, «Οικοσυστημικές υπηρεσίες είναι οι συνθήκες και οι διαδικασίες μέσα από τις οποίες τα φυσικά οικοσυστήματα και τα είδη που τα απαρτίζουν, διατηρούν και ικανοποιούν την ανθρώπινη διαβίωση. Οι Οικοσυστημικές υπηρεσίες διατηρούν τη βιοποικιλότητα και την παραγωγή των οικοσυστημικών αγαθών όπως τα θαλασσινά, η δασική ξυλεία, καύσιμη βιομάζα, φυσικές ίνες, και πολλά φαρμακευτικά και βιομηχανικά προϊόντα καθώς και τα προϊόντα από τα οποία προέρχονται» (Daily 1997b:3; MA, 2003).

Ο πιο δημοφιλής και διαδεδομένος ορισμός των ΟΥ είναι αυτός που δόθηκε από τη MA και σύμφωνα με αυτόν οι ΟΥ προσδιορίζονται ως τα οφέλη που

προσλαμβάνει ο άνθρωπος από τα οικοσυστήματα (MA 2005; Lele et al., 2013; Varela and Robles-Cruz, 2016). Ο ορισμός που υιοθέτησε η MA, διαδέχεται τους Costanza et al. και Daily. Δηλαδή, αναφορικά με τους πρώτους, συμπεριλαμβάνει σε αυτόν τα φυσικά και ανθρωπογενώς τροποποιημένα οικοσυστήματα ως πηγές ΟΥ και αναφορικά με το δεύτερο, περιλαμβάνει τα υλικά και άυλα οφέλη που παρέχουν τα οικοσυστήματα προς την κοινωνία (Costanza et al. 1997; Daily, 1997; MA, 2003).

Ο τρόπος με τον οποίο δημιουργούνται οι ΟΥ, σχετίζεται με τις αλληλεπιδράσεις που συμβαίνουν στο εσωτερικό των οικοσυστημάτων και το είδος των διαφορετικών υπηρεσιών που παρέχονται προς την κοινωνία εξαρτώνται από τον τύπο αυτών (δάση, λιβάδια, μαγκρόβια κ.ά.) (Reid et al., 2005). Στα οφέλη που αποκομίζει ο άνθρωπος από το φυσικό περιβάλλον περιλαμβάνονται τόσο οι πρώτες ύλες που θεωρούνται απαραίτητες για την κοινωνική ευδαιμονία (διατροφή, νερό, ξυλεία) όσο και οι φυσικές διαδικασίες (φωτοσύνθεση, εδαφογένεση, βροχοπτώσεις, καθαρότητα του αέρα) αλλά και οι πολιτισμικές υπηρεσίες (αισθητική του τοπίου και η αναψυχή), που μπορούν να βελτιώσουν τη ζωή του (Reid et al., 2005; Probonas et al., 2017).



Εικόνα 1: Εννοιολογικό πλαίσιο αξιολόγησης και αποτίμησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών στην Ε.Ε. (Maes et al., 2013).

1.4.1 Κατηγοριοποίηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών

Οι πιο γνωστοί τρόποι κατηγοριοποίησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών που χρησιμοποιούνται στα πλαίσια της Ευρωπαϊκής Περιβαλλοντικής Πολιτικής είναι το Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005), το The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB 2010) και το «Common International Classification of Ecosystem Services (CICES 2013)». Τα συστήματα αυτά συσχετίζονται μεταξύ τους καθώς και τα τρία έχουν κοινές υπηρεσίες (MA, 2003; Reid et al., 2005; Balvanera et al., 2016).

Παρόλο που δεν υφίσταται μια ενιαία καθορισμένη μέθοδος κατηγοριοποίησης των ΟΥ, είναι γενικά αποδεκτό ότι η Millennium Ecosystem Assessment αποτελεί χρήσιμο ανακττήριο σημείο (DEFRA, 2007). Πιο συγκεκριμένα, η έννοια των ΟΥ έγινε ευρέως γνωστή από την Αποτίμηση των Οικοσυστημάτων της Χιλιετηρίδας (MA 2005) η οποία ήταν μια παγκόσμια πρωτοβουλία που συγκροτήθηκε το 1999 και είχε ως στόχο την αποτίμηση των οικοσυστημικών αλλαγών και την μελέτη της επίδρασης τους στην ανθρώπινη ευημερία (Science for Environment Policy, 2015). Στη συνέχεια, το 2005 η MA πρότεινε την κατηγοριοποίηση των ΟΥ κάτι που είχε ως αποτέλεσμα την αύξηση της προβολής τους από την πολιτική. Αν και τα επόμενα χρόνια αναπτύχθηκαν νέα συστήματα ταξινόμησης που βασίστηκαν στη MA (TEEB 2010; Haines-Young et al., 2018), μέχρι και σήμερα η αρχική ταξινόμηση εξακολουθεί να εφαρμόζεται και να χρησιμοποιείται ευρύτατα (Selivanov and Hlaváčková, 2021).

Το σύστημα ταξινόμησης MA είναι το πρώτο σύστημα αξιολόγησης των οικοσυστημάτων μεγάλης κλίμακας και παρέχει το πλαίσιο για να βασιστούν και τα υπόλοιπα. Σύμφωνα με αυτό (MA, 2003; Reid et al., 2005; Balvanera et al., 2016), οι οικοσυστημικές υπηρεσίες ταξινομούνται σε τέσσερις κατηγορίες όπως παρακάτω και αναλύονται στον πίνακα 1.

1. Προμηθευτικές υπηρεσίες (Provisioning services)
2. Ρυθμιστικές υπηρεσίες (Regulating services)
3. Πολιτισμικές υπηρεσίες (Cultural services)
4. Υποστηρικτικές υπηρεσίες (Supporting services)

Πίνακας 1. Οικοσυστημικές Υπηρεσίες στο σύστημα ταξινόμησης MA (MA, 2003; Reid et al., 2005; Balvanera et al., 2016).

1. Προμηθευτικές υπηρεσίες	Αγαθά που λαμβάνει ο άνθρωπος από τα οικοσυστήματα όπως οι ανανεώσιμοι πόροι, η τροφή, το νερό, οι πρώτες ύλες, τα φαρμακευτικά προϊόντα κ.α.
2. Ρυθμιστικές υπηρεσίες	Οφέλη που λαμβάνονται από τη ρύθμιση των λειτουργιών των οικοσυστημάτων, π.χ. η ρύθμιση του κλίματος, η ρύθμιση της διάβρωσης, ο καθαρισμός του νερού, η επεξεργασία των αποβλήτων κ.α.
3. Πολιτισμικές υπηρεσίες	Μη υλικά οφέλη όπως η θρησκευτική ικανοποίηση, η καλλιέργεια του πνεύματος, η γνωστική ανάπτυξη, η αναψυχή κ.α.
4. Υποστηρικτικές υπηρεσίες	Υπηρεσίες που θεωρούνται απαραίτητες για την παραγωγή και την στήριξη όλων των άλλων υπηρεσιών όπως η παραγωγή βιομάζας, φωτοσύνθεσης, ατμοσφαιρικού οξυγόνου, η συγκράτηση και ο σχηματισμός εδαφών κ.α.

Ένας άλλος τρόπος κατηγοριοποίησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών εμφανίστηκε το 2007 και ονομάζεται The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Αυτός είχε ως στόχο να συμβάλει στην αναγνώριση από τους υπεύθυνους λήψης αποφάσεων, των οικονομικών οφελών που προκύπτουν από τη διατήρηση της βιοποικιλότητας και του κόστους που προκύπτει από την απώλειά της, καθώς και την υποβάθμιση του οικοσυστήματος για την κοινωνία και για τη φύση (De Groot et al., 2010; TEEB, 2010). Σε αυτό το σύστημα στην ταξινόμηση δεν λαμβάνονται υπόψη οι υποστηρικτικές υπηρεσίες ως ξεχωριστή κατηγορία αλλά προστίθενται οι υπηρεσίες οικοτόπων έτσι ώστε να αναδεικνύεται η σημασία των οικοσυστημάτων τόσο για την παροχή κατάλληλων ενδιατημάτων για τα μεταναστευτικά είδη, όσο και για την προστασία της γονιδιακής δεξαμενής (Kokkoris et al., 2018). Με βάση αυτό το

σύστημα ταξινόμησης, οι οικοσυστημικές υπηρεσίες ταξινομούνται στις παρακάτω κατηγορίες:

1. Προμηθευτικές υπηρεσίες (Provisioning services)
2. Ρυθμιστικές υπηρεσίες (Regulating services)
3. Υπηρεσίες Οικοτόπων (Habitat or supporting services)
4. Πολιτισμικές υπηρεσίες και υπηρεσίες αναψυχής (Cultural services) (De Groot et al., 2010).

Η τρίτη κατηγορία (Υπηρεσίες οικοτόπων), ενεργεί υποστηρικτικά προς τις υπόλοιπες υπηρεσίες. Αναφέρεται στο γεγονός ότι τα οικοσυστήματα αποτελούν βιοτικούς χώρους (ενδιαιτήματα) τόσο για τα ζώα όσο και για τα φυτά, ενώ παράλληλα, υποστηρίζουν και έχουν πρωτεύοντα ρόλο στη διατήρηση της ποικιλομορφίας τους. Οι υπηρεσίες οικοτόπων αφορούν την ύπαρξη ενδιαιτημάτων που λειτουργούν ως καταφύγια για τα φυτά και τα ζώα. Ανάλογα με τον τύπο του οικοσυστήματος, παρέχονται σε αυτά νερό και τροφή, δηλαδή όλα όσα χρειάζεται ένα είδος ακόμα και ένα μεταναστευτικό (πτηνά, ψάρια, θηλαστικά), για να επιβιώσει και να μετακινηθεί.

Μια ακόμη λειτουργία τους σχετίζεται με την διατήρηση της γενετικής ποικιλομορφίας. Η διατήρηση της γενετικής ποικιλότητας είναι ιδιαίτερα σημαντική διότι εξασφαλίζει την διαφύλαξη της ποικιλίας εκείνων των γονιδίων που κάνουν τους ζωντανούς οργανισμούς τοπικά προσαρμοσμένους. Ειδικά για περιοχές που είναι το επίκεντρο της βιοποικιλότητας, η ιδιότητα αυτή είναι πολύτιμη για τη διασφάλιση ενός μεγάλου αριθμού ειδών (Berghöfer et al., 2011).

Το τρίτο σύστημα ταξινόμησης, The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), αναπτύχθηκε με σκοπό τη διευκόλυνση των διαπραγματεύσεων που αναπτύχθηκαν γύρω από την έννοια των οικοσυστημικών υπηρεσιών. Παρουσιάστηκε για πρώτη φορά το 2009, αναθεωρήθηκε λίγο αργότερα το 2013 και πλέον είναι διαθέσιμη η πλήρως αναθεωρημένη έκδοση (V5.1) (Haines-Young and Potschin-Young, 2018). Αρχικά χρησιμοποίησε την κατηγοριοποίηση των ΟΥ που είχε προταθεί από το MA το 2005 και στη συνέχεια την επεξεργάστηκε και την βελτίωσε λαμβάνοντας υπόψη

τα κυριότερα ζητήματα που είχαν αποτυπωθεί στη σχετική βιβλιογραφία. Οι τρεις κατηγορίες του CICES διαρθρώθηκαν και διαμορφώθηκαν κατά τρόπο που να εξασφαλίζει ότι δεν θα επικαλύπτονται μεταξύ τους αλλά ούτε και θα υπάρχουν πλεονασμοί. Σύμφωνα με αυτό το σύστημα οι οικοσυστημικές υπηρεσίες ταξινομούνται σε τρεις κατηγορίες:

1. Προμηθευτικές υπηρεσίες (Provisioning)
2. Ρυθμιστικές υπηρεσίες (Regulation and Maintenance)
3. Πολιτιστικές Υπηρεσίες (Cultural), οι οποίες ορίζονται με τον ίδιο τρόπο όπως στην ταξινόμηση MA και TEEB. Στη συνέχεια γίνεται διάκριση μεταξύ των περιβαλλόντων που βοηθούν στην ενίσχυση αλληλεπιδράσεων που αφορούν τις σωματικές δραστηριότητες (πεζοπορία, ψάρεμα κ.ά.) και εκείνων που χρησιμεύουν σε διανοητικές αλληλεπιδράσεις. Αυτό το σύστημα ταξινόμησης λαμβάνει υπόψη τα πιστεύω και τις αντιλήψεις των ανθρώπων και έτσι περιλαμβάνει και τις δομές που προκύπτουν; τις αξίες ύπαρξης (existence) και των κληροδοτημάτων (bequest) (Haines-Young and Potschin, 2013; Haines-Young and Potschin-Young, 2018).

Τέλος μία άλλη κατηγοριοποίηση σύμφωνα με τους Hobbs et al. (1995) οι οποίοι διαχώρισαν τις οικοσυστημικές λειτουργίες ιεραρχικά είναι η παρακάτω:

1. Κύριες οικοσυστημικές λειτουργίες, όπως η δέσμευση, η αποθήκευση ή η μεταβίβαση της ενέργειας των θρεπτικών στοιχείων, του διοξειδίου του άνθρακα και του νερού.
2. Δευτερεύουσες οικοσυστημικές λειτουργίες, όπου ο ρόλος τους είναι συμπληρωματικός και βοηθούν στη διατήρηση της σωστής λειτουργίας του οικοσυστήματος. Σε αυτές ανήκουν: η αποδόμηση, η φωτοσύνθεση, η επικοινωνία, το σύνολο των βιοτικών σχέσεων που αναπτύσσονται στο οικοσύστημα καθώς και ο τρόπος αντίδρασης σε μια πιθανή διαταραχή (Hobbs et al., 1995:33-34).

1.4.2 Σημασία των Οικοσυστημικών υπηρεσιών

Οι τρόποι με τους οποίους τα οικοσυστήματα μπορούν σταδιακά να υποβαθμιστούν είναι πολλοί. Μερικοί από αυτούς σχετίζονται με την υπερεκμετάλλευση, την εισαγωγή χωροκατακτητικών ξενικών ειδών, την ρύπανση και τη κλιματική αλλαγή. Η έκθεση που συντάχθηκε για την Ευρωπαϊκή Επιτροπή το 2015, παρείχε σημαντικά δεδομένα από έγκυρες πηγές που αφορούσαν τις οικοσυστημικές υπηρεσίες και το περιβάλλον. Συγκεκριμένα, αναφέρεται ότι σύμφωνα με εκτιμήσεις, το 60% των παγκόσμιων οικοσυστημάτων έχει υποβαθμιστεί ή δεν χρησιμοποιείται με αειφορικό τρόπο. Επίσης, το 75% των αποθεμάτων σε ψάρια υφίσταται υπερεκμετάλλευση ή έχει μειωθεί σε σημαντικό βαθμό. Επιπλέον, σημαντική επιφάνεια των τροπικών δασικών εκτάσεων (13 εκατομμύρια ανά έτος) αποψιλώνεται (MA, 2005; UN FAO, 2011; Science for Environment Policy, 2015).

Τα οικοσυστήματα παρέχουν πλήθος ωφελειών προς τους ανθρώπους, μεταξύ των οποίων συμπεριλαμβάνονται όλες εκείνες που σύμφωνα με τη κατηγοριοποίηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών, διακρίνονται σε υπηρεσίες παροχής (υλικά αγαθά), σε ρυθμιστικές υπηρεσίες (προστασία από πλημμύρες κ.ά.), σε πολιτιστικές υπηρεσίες (αναψυχή, αισθητική του τοπίου κ.ά.) και σε υποστηρικτικές υπηρεσίες. Χωρίς αυτές, η εξέλιξη του ανθρώπινου πολιτισμού θα ήταν αδύνατο να συνεχιστεί (Daily, 1997; MA, 2005; Wittmer, 2014; Jordan et al., 2010; Science for Environment Policy, 2015; Johnston et al., 2017; Summers et al., 2018; Legesse et al., 2022), διότι ο άνθρωπος προμηθεύεται με αυτό τον τρόπο υλικά αγαθά τα οποία δύσκολα μπορεί να βρει από άλλες πηγές. Τα αγαθά αυτά ο άνθρωπος έχει την δυνατότητα να τα διακινήσει, να τα καταναλώσει ή να τα ανταλλάξει (<https://dasarxeio.com/2018/06/14/57627/>).

Οι οικοσυστημικές υπηρεσίες στο παρελθόν θεωρούνταν για το περιβάλλον και για τον άνθρωπο δεδομένες, ασήμαντες, δωρεάν, ανεξάντλητες όπως οι φυσικοί πόροι και χωρίς άμεση οικονομική αξία (Daily, 1997; Jordan et al., 2010; Johnston et al., 2017; Summers et al., 2018). Η υποβάθμιση των οικοσυστημάτων επέρχεται από την λήψη καθημερινών αποφάσεων από τους πολίτες και τις κοινότητες που

αποβλέπουν στην υπέρ εκμετάλλευση των φυσικών πόρων. Οι επιλογές αυτές επιδρούν με αρνητικό τρόπο στην ποιότητα και ποσότητα των υπηρεσιών που προσφέρονται για τον άνθρωπο. Οι συνέπειες αυτής της υποβάθμισης και της απώλειάς των οικοσυστημικών υπηρεσιών, έχουν ως αποτέλεσμα τη μείωση των πληθυσμών, την εξαφάνιση των ειδών και την έμμεση αύξηση του κόστους αντικατάστασής τους (Science for Environment Policy, 2015; Johnston et al., 2017; Summers et al., 2018).

Η κοινωνική ευημερία καθώς και οικονομία εξαρτώνται άμεσα από τα προσφερόμενα οικοσυστημικά αγαθά και τις υπηρεσίες που παρέχουν τα οικοσυστήματα (Daily, 1997; Summers et al., 2018). Μια από τις σημαντικότερες προκλήσεις που έρχεται να αντιμετωπίσει η ανθρώπινη κοινότητα, αφορά την εξέλιξη της οικονομίας με την παράλληλη ανάπτυξη της ποιότητας ζωής (Jordan et al., 2010; Summers et al., 2018). Οι οικοσυστημικές υπηρεσίες στηρίζουν την οικονομία μιας χώρας, αλλά πολλές φορές στο πλαίσιο της οικονομικής ανάπτυξης, οι άνθρωποι επιβαρύνουν το περιβάλλον, προκαλώντας τη διατάραξη της ισορροπίας του και άρα της φυσικής παροχής αυτών των υπηρεσιών (Summers et al., 2018; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EL/TXT/HTML/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>). Η υποβάθμισή τους θέτει σε κίνδυνο την παροχή των υπηρεσιών: χάνονται είδη και ενδιαιτήματα, οι άνθρωποι στερούνται τον πλούτο και την ψυχαγώγηση που προκύπτει από την ενασχόληση με τη φύση και συνολικά βρίσκεται σε κίνδυνο η κοινωνική ευημερία (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EL/TXT/HTML/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>).

Παρόλο που σήμερα αναγνωρίζεται η σημασία της βιοποικιλότητας για την διασφάλιση της παροχής ΟΥ, πολλές από αυτές τις υπηρεσίες συνεχίζουν να απειλούνται και να δέχονται ανθρωπογενείς πιέσεις και η έννοια των ΟΥ είναι ανεπαρκώς κατανοητή από τις οικονομικές αγορές και τις κυβερνήσεις (MA, 2005; Harrison et al., 2014; Science for Environment Policy, 2015; Legesse et al., 2022). Για την αντιμετώπιση των παραπάνω, είναι ζωτικής σημασίας οι υπεύθυνοι λήψης αποφάσεων να λάβουν σαφείς πληροφορίες και να ενημερωθούν για τον τρόπο με τον οποίο η βιοποικιλότητα ενισχύει και

τροφοδοτεί την ποσότητα και ποιότητα των υπηρεσιών, τη ζήτησή τους, τη δυνατότητα παροχής τους καθώς και τις εν λόγω πιέσεις που οδηγούν στην υποβάθμισή τους (Limburg et al., 1997; Science for Environment Policy, 2015; Legesse et al., 2022). Παράλληλα, για να επιτευχθεί και να είναι αποτελεσματική η προστασία των οικοσυστημάτων είναι αναγκαίο σε παγκόσμιο επίπεδο τα κράτη να μεριμνήσουν για την εξασφάλιση της βιωσιμότητας των ανθρωπίνων δραστηριοτήτων καθώς και για την δίκαια κατανομή των πόρων. Η αξιολόγηση των ΟΥ μπορεί να θεωρηθεί ένα χρήσιμο εργαλείο για την καλύτερη αντίληψη των οφελών που παρέχουν, τη προστασία της βιοποικιλότητας, τη βελτίωση της ανθρώπινης διαβίωσης αλλά και για τη διαχείριση των οικοσυστημάτων βάσει των αρχών της αειφορίας (Hauck et al., 2013; Costanza et al., 2014; Science for Environment Policy, 2015; Legesse et al., 2022).

Κεφάλαιο 2

Βιβλιογραφική Ανασκόπηση

2.1 Οικονομικά του Περιβάλλοντος

Οι αρχές της οικονομίας του περιβάλλοντος εντοπίζονται στη δεκαετία του 1950, όταν στις Ηνωμένες Πολιτείες ιδρύθηκε η οργάνωση Πόροι για το Μέλλον (Resources for the Future, RFF). Το πρωταρχικό ενδιαφέρον αυτού του ερευνητικού οργανισμού ήταν να εξετάσει το ζήτημα της σπανιότητας των φυσικών πόρων που προέκυψε έπειτα από την αυξημένη ζήτηση που υπήρχε για αυτούς κατά τον Β' Παγκόσμιο Πόλεμο (Pearce, 2002).

Τη δεκαετία του 1960, τα περιβαλλοντικά οικονομικά ως επιμέρους κλάδος της οικονομικής επιστήμης παρουσίασαν αυξημένη δημοτικότητα. Η μεγάλη απήχηση που είχε αυτό το πεδίο έρευνας συνάδει με την αναγνώριση του σημαντικού ρόλου που διαδραματίζει η φύση στην οικονομία και συγκεκριμένα στη διαμόρφωση της οικονομικής αξίας. Σημαντικό ρόλο στη συνειδητοποίηση της σημαντικότητας του περιβάλλοντος, είχε η έναρξη του σύγχρονου περιβαλλοντικού κινήματος (Howe, 1979; Hussien, 2004). Εμπνεύστρια αυτού του κινήματος θα μπορούσε να θεωρηθεί η Rachel Carson που με την δημοσίευση του τελευταίου βιβλίου της (Σιωπηλή άνοιξη) (Carson, 1962; Pearce, 2002), διατύπωσε τους προβληματισμούς της για τις επιπτώσεις των αγροχημικών στο περιβάλλον. Οι περιβαλλοντικές ανησυχίες που έθεσε η Carson είχαν μεγάλη απήχηση και υπέδειξαν την προφανή σχέση που έχουν τα οικονομικά με το περιβάλλον. Αν και οι οικονομολόγοι γνώριζαν ήδη για την πιθανότητα του να υπάρχουν κόστη και οφέλη από κάθε μορφή δραστηριότητας, τα παραπάνω έθεσαν τις βάσεις για να συνδέσουν τη θεωρία των εξωτερικών επιδράσεων με μια οικονομική ερμηνεία του αυξανόμενου ρεύματος του περιβαλλοντισμού (Pearce, 2002).

Ανακεφαλαιώνοντας, τη δεκαετία του 1960 τα τρία κύρια κοινωνικά γεγονότα που συνέβησαν ήταν: η δημοσίευση του βιβλίου της Rachel Carson το 1962, η ψήφιση του νόμου για καθαρό αέρα το 1970 και η δημιουργία της Υπηρεσίας Προστασίας του Περιβάλλοντος των ΗΠΑ (EPA) το 1970 (Crocker, 1999; Liu et al., 2010).

Παρακάτω αναφέρονται ενδεικτικά μερικά από τα θέματα που εξετάζονται στο πεδίο μελέτης της οικονομικής του περιβάλλοντος. Με αυτό τον τρόπο γίνονται γνωστοί οι θεμελιώδεις τρόποι με τους οποίους η μελέτη των περιβαλλοντικών οικονομικών διαφέρει από άλλες υποδιαιρέσεις των οικονομικών. Επομένως, μερικά από τα θέματα που μπορούν να αντιμετωπιστούν από την οικονομική του περιβάλλοντος είναι:

- Τα αίτια της περιβαλλοντικής υποβάθμισης
- Η αντιστάθμιση μεταξύ της περιβαλλοντικής υποβάθμισης και των οικονομικών αγαθών και υπηρεσιών
- Η εκτίμηση της νομισματικής αξίας της περιβαλλοντικής καταστροφής
- Τα μέσα δημόσιας πολιτικής που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την επιβράδυνση, την ανάσχεση και την αντιστροφή της υποβάθμισης των περιβαλλοντικών πόρων ή/και της υπερεκμετάλλευσης των ανανεώσιμων και μη ανανεώσιμων πόρων
- Η αναγκαιότητα για βιώσιμη ανάπτυξη

Οι λόγοι για τους οποίους η μελέτη των περιβαλλοντικών οικονομικών διαφέρει από άλλες υποδιαιρέσεις των οικονομικών είναι οι εξής:

α) Η φύση καθορίζει τα ανώτερα όρια στη διαθεσιμότητα των περιβαλλοντικών πόρων. Αυτό σημαίνει ότι η προέλευση, οι αλληλεπιδράσεις και η αναπαραγωγική τους ικανότητα εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τη φύση

β) Οι περισσότεροι πόροι δεν έχουν άμεσα διαθέσιμες αγορές (καθαρός αέρας, όζον, γενετική δεξαμενή των ειδών, κ.ά.)

γ) Μία μελέτη των οικονομικών του περιβάλλοντος δεν μπορεί να είναι εξ ολοκλήρου περιγραφική, καθώς ρυθμίζεται από συστήματα που είναι πολύ σημαντικά (διαγενεαλογική δικαιοσύνη, κατανομή των πόρων μεταξύ φτωχών και πλούσιων εθνών)

δ) Είναι αναπόφευκτο να υπάρχουν αβεβαιότητες στις εκτιμήσεις μιας μελέτης των περιβαλλοντικών ζητημάτων και των φυσικών πόρων. Οι εν λόγω αβεβαιότητες μπορούν να πάρουν διάφορες μορφές όπως: οι τιμές, οι μη αναστρέψιμες περιβαλλοντικές ζημιές, η απροσδόκητη και ξαφνική εξαφάνιση ειδών.

Όπως προκύπτει από τα παραπάνω, η οικονομική του περιβάλλοντος εξετάζει ένα ευρύ φάσμα ζητημάτων (Howe, 1979; Hussen, 2004). Εν κατακλείδι, τα οικονομικά του περιβάλλοντος κατέχουν κεντρικό ρόλο στον προσδιορισμό επιλογών για αποτελεσματική διαχείριση των φυσικών πόρων που προάγουν τη βιώσιμη ανάπτυξη (Munasinghe, 1993).

2.2 Αποτίμηση Οικοσυστημικών Υπηρεσιών

Η αποτίμηση των ΟΥ είναι ένας από τους πλέον ταχύτερα αναπτυσσόμενους τομείς της περιβαλλοντικής έρευνας (Turner et al., 2003; Costanza and Kubiszewski, 2012; Costanza and Liu, 2014). Οι πιο πρόσφατες προσπάθειες που αφορούσαν την αναγνώριση του κρίσιμου ρόλου που έχει η αποτίμηση των ΟΥ για την βιώσιμη ανάπτυξη, έγιναν από το Millennium Ecosystem Assessment (MA 2003; MA, 2005) και από το TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (Sukhdev 2008; Costanza and Liu, 2014).

2.2.1 Η έννοια της Αποτίμησης ΟΥ

Η αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών (Ecosystem services valuation, ESV), είναι “η διαδικασία εκτίμησης της συμβολής των ΟΥ στη βιώσιμη ανθρώπινη ευημερία”(Costanza and Liu, 2014). Με αυτό τον όρο νοείται η

διαδικασία ποσοτικοποίησης της αξίας των οφελών των ΟΥ (που παρέχονται από ένα τοπίο ή από έναν τύπο οικοτόπου σε καθορισμένη τοποθεσία) για τους ανθρώπους (Schuster and Doerr, 2015). Με άλλα λόγια, είναι το μέσο για να αντιληφθεί η κοινωνία τη σημασία της αξίας τους για την αντιμετώπιση του περιβάλλοντος ως φυσικού κεφαλαίου (Costanza and Folke 1997; Liu et al., 2010).

2.2.2 Η Σημαντικότητα της Αποτίμησης ΟΥ

Η αποτίμηση των οικοσυστημάτων μπορεί να είναι δύσκολη, αμφιλεγόμενη, να υπόκειται σε παρερμηνείες και η “τιμολόγηση” της φύσης από τους οικονομολόγους, συχνά επικρίνεται. Πολλές φορές ωστόσο, η οικονομική αποτίμηση είναι απολύτως απαραίτητη στη λήψη αποφάσεων που σχετίζονται με πολιτικές ή δράσεις που πρόκειται να προστατεύσουν ή να αποκαταστήσουν τα οικοσυστήματα και τις υπηρεσίες που αυτά παρέχουν (ecosystemvaluation.org).

Τα οικοσυστήματα μπορούν να περιγραφούν ως περιβαλλοντικά περιουσιακά στοιχεία του φυσικού κεφαλαίου που παρέχουν υπηρεσίες. Υπάρχουν όμως πολλές ενδείξεις που φανερώνουν ότι η εκμετάλλευση του φυσικού περιβάλλοντος κυρίως τις τελευταίες δεκαετίες δεν γίνεται με βιώσιμο τρόπο. Συγκεκριμένα, η ΜΑ αναφέρει ότι τα δύο τρίτα των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχονται παγκοσμίως, βρίσκονται σε ύφεση (DEFRA, U., 2007; Assessment, M.E., 2008). Έτσι, οι υπηρεσίες που προσφέρουν τα οικοσυστήματα ολοένα και μειώνονται κάτι που οφείλεται εν μέρει στην έλλειψη αποτίμησης αλλά και εκτίμησης τους από τους ανθρώπους (Sukhdev, 2008; Liu et al., 2010). Η χρήση λέξεων όπως “ανεκτίμητης αξίας” και “πολύτιμο” όταν αναφερόμαστε στο περιβάλλον, δεν είναι αρκετή για να μειωθεί ή να σταματήσει η υποβάθμιση του (Ehrlich and Pringle, 2008; Liu et al., 2010).

Μέσω της διαδικασίας αποτίμησης των ΟΥ, αξιολογείται η συμβολή των οικοσυστημικών υπηρεσιών στη βιώσιμη κλίμακα, τη δίκαιη κατανομή και τον

αποτελεσματικό καταμερισμό (Costanza and Folke 1997; Liu et al. 2010). Η αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών λειτουργεί ως ένα εργαλείο που:

α) παρέχει τη δυνατότητα σύγκρισης του φυσικού κεφαλαίου με το υλικό και ανθρώπινο κεφάλαιο ως προς τη συμβολή τους στην ανθρώπινη ευημερία

β) καταγράφει την ποσότητα και ποιότητα του φυσικού κεφαλαίου με την πάροδο του χρόνου σε σχέση με τη συμβολή τους στην ανθρώπινη ευημερία

γ) παρέχει τη δυνατότητα αξιολόγησης των έργων που θα επηρεάσουν τα αποθέματα φυσικού κεφαλαίου (Liu et al., 2010).

Παρότι είναι συνηθισμένο να αποτιμάται το όφελος, σε ότι αφορά την αξία του σε δολάρια, στην περίπτωση της αποτίμησης των ΟΥ, μπορούν να χρησιμοποιηθούν και άλλες μονάδες μέτρησης όπως είναι οι μετρήσεις της ανθρώπινης ευημερίας που παρέχεται από ένα όφελος (Ehrlich and Pringle, 2008). Αυτό συμβαίνει επειδή η οικονομική θεώρηση της αξίας περιλαμβάνει πολλές παραμέτρους που δεν έχουν εμπορική ή αγοραία βάση (Freeman, 1993a; Krutilla, 1967; National Research Council, 2005). Για παράδειγμα, κάποια άτομα μπορούν να δώσουν αξία στην ομορφιά ενός φυσικού τοπίου ή στην ύπαρξη ενός είδους μολονότι αυτά δεν έχουν εμπορική αξία. Με άλλα λόγια, παρόλο που η οικονομική αποτίμηση δεν περιλαμβάνει όλες τις πηγές αξίας που έχουν αναγνωρισθεί, καλύπτει ένα ευρύ φάσμα αξιών καθώς και παρέχει έναν αποτελεσματικό τρόπο με τον οποίο οι αξίες αυτές μπορούν να συμπεριληφθούν στις αποφάσεις της περιβαλλοντικής πολιτικής (National Research Council, 2005).

Σύμφωνα με τον Callicott (2004), η βιβλιογραφία που αφορά την περιβαλλοντική φιλοσοφία και ηθική διακρίνει τις πηγές αξίας σε: α) οργανικές και εγγενείς αξίες β) ανθρωποκεντρικές και βιοκεντρικές αξίες γ) ωφελμιστικές και ηθικές αξίες (Callicott, 2004; National Research Council, 2005). Η συσχέτιση που υπάρχει μεταξύ των οικοσυστημάτων και της ανθρώπινης ευημερίας είναι φανερή, καθώς

η οικονομική αξία ενός περιουσιακού στοιχείου βασίζεται στον ρόλο που έχει αυτό στην επίτευξη των ανθρωπίνων στόχων (Barbier et al., 2009).

Ο σκοπός της αποτίμησης των ΟΥ με νομισματικές μονάδες είναι να καταστήσει επιτρεπτή την δυνατότητα μέτρησης του κόστους ή των οφελών που σχετίζονται με αλλαγές στις ΟΥ μέσω του υπολογισμού μιας σκιώδης τιμής (Daly, H. 2007; Liu et al., 2010). Η αξία που αποδίδεται μέσω της αποτίμησης σε ένα περιουσιακό στοιχείο, ένα αγαθό ή και μια υπηρεσία αντικατοπτρίζει τις προτιμήσεις, επιθυμίες ή και τη προθυμία πληρωμής που εκφράζει ένα άτομο. Οι ατομικές προτιμήσεις μπορούν να επηρεαστούν ανά πάσα στιγμή από πλήθος παραγόντων όπως είναι: οι αντικειμενικές ιδιότητες ενός περιουσιακού στοιχείου, η κουλτούρα, η πληροφόρηση, οι θεσμοί κ.ά. Επίσης, η προθυμία που παρουσιάζει ένα άτομο να ανταλλάξει ένα αγαθό με κάποιο άλλο δίνει σημαντικές πληροφορίες που σχετίζονται με: το τρέχον επίπεδο κατανάλωσης αγαθών, τις παρούσες προτιμήσεις των ατόμων, το εισόδημα, τη παρούσα κατάσταση του περιβάλλοντος κ.ά. Είναι φανερό ότι εάν κάποιο από τα παραπάνω μεταβληθεί τότε θα μεταβληθεί και η αξία που αποδίδει ένα άτομο σε ένα αγαθό ή μια υπηρεσία (Goulder and Kennedy, 1997; Nunes and van den Bergh, 2001; National Research Council, 2005; Baumgärtner, 2006; Barbier et al., 2009).

Συνήθως οι στρατηγικές λήψης αποφάσεων λαμβάνουν υπόψη μόνο τα εμπορεύσιμα αγαθά (αγοραστική τιμή της γης) και όχι την αξία των περισσότερων οικοσυστημικών υπηρεσιών που μπορούν να μεταβληθούν εξαιτίας των αλλαγών χρήσεων γης. Μέσω της αποτίμησης των οφελών που παρέχουν τα οικοσυστήματα, δίνεται η ευκαιρία στους αρμόδιους φορείς λήψης αποφάσεων, να αποδώσουν μία τιμή σε εκείνες τις μεταβολές των υπηρεσιών που δεν καταγράφονται από τις αγορές (The Parliamentary Office of Science and Technology).

Η έννοια της Συνολικής Οικονομικής Αξίας (Total Economic Value, TEV) προσεγγίζει τα αγαθά και τις υπηρεσίες που προκύπτουν από τα οικοσυστήματα, ως ροές ωφελειών προς τους ανθρώπους. Οι αξίες των παραπάνω παροχών διακρίνονται σε αξίες χρήσης (use values) και σε αξίες μη χρήσης (non-use

values). Στη πρώτη κατηγορία περιλαμβάνονται οι αξίες που στηρίζουν την κατανάλωση των ανθρώπων και στη δεύτερη περιλαμβάνονται οι αξίες που παρέχουν άυλα οφέλη σε αυτούς.

- Οι Αξίες χρήσης (use values) διακρίνονται σε: Αξίες άμεσης χρήσης (Direct use value), Αξίες έμμεσης χρήσης (Indirect-use value) και την Αξία επιλογής (Option value). Στον πίνακα που ακολουθεί (Πίνακας 2) γίνεται επεξήγηση των αξιών χρήσεως.

Πίνακας 2. Αξίες χρήσης (The Parliamentary Office of Science and Technology; Conner, 2014; Selivanov and Hlaváčková, 2021).

Αξίες άμεσης χρήσης	Αξίες που μπορούν να καταναλωθούν άμεσα (π.χ. ξυλεία, αλιεία, τουρισμός, αναψυχή κ.ά.)
Αξίες έμμεσης χρήσης	Αξίες που είναι αποτέλεσμα των ρυθμιστικών ή υποστηρικτικών οικολογικών διαδικασιών (π.χ. η απομάκρυνση των περιττών θρεπτικών συστατικών ενός υγροβιότοπου μέσω διεργασιών που βελτιώνουν την ποιότητα του νερού και παράλληλα παρέχουν προστασία κατά των πλημμυρών, επικοινωνία, δέσμευση άνθρακα κ.ά.)

- Οι Αξίες μη χρήσης δεν απαιτούν την άμεση διάδραση μεταξύ των ανθρώπων και των οικοσυστημάτων. Ειδικότερα περιλαμβάνουν τις παρακάτω τέσσερις κατηγορίες και αναλύονται στον πίνακα 3:

α) Αλτρουιστικές αξίες (altruistic values)

β) Αξίες κληρονομιάς (bequest values)

γ) Αξίες ύπαρξης (existence values)

δ) Αξίες επιλογής (option values).

Πίνακας 3. Αξίες μη χρήσης (The Parliamentary Office of Science and Technology; Conner, 2014; Selivanov and Hlaváčková, 2021).

Αλτρουιστικές αξίες	Πηγάζουν από τη συνειδητοποίηση των ανθρώπων ότι και άλλα άτομα μπορούν να επωφεληθούν από τις οικοσυστημικές υπηρεσίες και τα αγαθά που παρέχονται.
Αξίες κληρονομιάς	Σχετίζονται με τη διαπίστωση ότι τα οικοσυστήματα θα μεταβιβαστούν ακέραια στις επόμενες γενιές.
Αξίες ύπαρξης	Δημιουργούνται λόγω γνώσης της συνέχειας ύπαρξης των οικοσυστημάτων και των υπηρεσιών που αυτά παρέχουν.
Αξίες επιλογής	Προκύπτουν από το όφελος του να είναι γνωστό με βεβαιότητα ότι ένα οικοσύστημα προστατεύεται για πιθανές αλλά απρόβλεπτες μελλοντικές χρήσεις.

Αξίζει να αναφερθεί, ότι για τη χάραξη πολιτικής, η πιο σημαντική εφαρμογή της αποτίμησης των ΟΥ, αφορά τις οριακές μεταβολές. Εκείνες δηλαδή που υποδεικνύουν ποιες θα είναι τα τρέχοντα και μελλοντικά οφέλη που θα προκύψουν από την αξιοποίηση του φυσικού κεφαλαίου (DEFRA, U., 2007). Για παράδειγμα, η χρήση της αποτίμησης των ΟΥ κατά την αξιολόγηση και ανάλυση μιας πολιτικής, μπορεί να παρέχει χρήσιμες πληροφορίες σχετικά με:

α) την εκτίμηση των οφελών ή των απωλειών που θα αποφέρει στην κοινωνία μια δικαιολογημένη πολιτική παρέμβαση που θα επιφέρει αλλαγές στην κατάσταση του οικοσυστήματος

β) την ιεράρχηση της χρηματοδότησης μεταξύ ανταγωνιστικών χρήσεων-εκμεταλλεύσεων ώστε μπορεί να δικαιολογηθεί η ανάγκη για τη διατήρηση, αποκατάσταση ή και την ενίσχυση των ΟΥ

γ) τον τρόπο με τον οποίο οι πολιτικές διατήρησης μπορούν μελλοντικά να εστιάσουν στην επίτευξη των περιβαλλοντικών προτεραιοτήτων

δ) τη δημιουργία αγορών υπηρεσίας που περιλαμβάνουν τις πληρωμές για τις οικοσυστημικές υπηρεσίες

ε) την κατανόηση της συνεισφοράς ενός οικοσυστήματος σε μια περιοχή καθώς και την αλληλεξάρτηση των υπηρεσιών που πηγάζουν από αυτό

ζ) το κόστος και τα οφέλη που προκύπτουν από έναν επιλεγμένο τρόπο διαχείρισης ενός οικοσυστήματος και αφορούν τα ενδιαφερόμενα άτομα (DEFRA, 2007; Graves et al., 2009; The Parliamentary Office of Science and Technology).

Συμπερασματικά, η αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών είναι το μέσο για τη λήψη καλύτερων αποφάσεων που διασφαλίζουν ότι λαμβάνονται υπόψη τόσο τα κόστη όσο και τα οφέλη που προκύπτουν για το φυσικό περιβάλλον. Με αυτό τον τρόπο καταδεικνύεται η απεριόριστη σημασία και συμβολή του φυσικού περιβάλλοντος στην κάλυψη των ανθρωπίνων αναγκών και δραστηριοτήτων που οδηγούν στην κοινωνική ευημερία (DEFRA, 2007).

2.3 Μέθοδοι Αποτίμησης

Οι Οικοσυστημικές Υπηρεσίες λογίζονται ως εισροές στην παραγωγική διαδικασία και η αξία τους προκύπτει μέσω της εκτίμησης των μεταβολών που προέρχονται από μια αλλαγή του περιβάλλοντος που είναι ικανή να επηρεάσει τη διαδικασία παραγωγής των αγαθών της αγοράς. Η εν λόγω προσέγγιση μπορεί να αποτυπώσει και τις έμμεσες αξίες χρήσης των ΟΥ (DEFRA, U., 2007).

Σημαντικό ρόλο στη βελτίωση των μεθοδολογιών αποτίμησης των ΟΥ είχε η συνεργασία των οικονομολόγων με τους οικολόγους και άλλους ειδικούς που ασχολούνται με τις φυσικές επιστήμες (Barbier et al., 2009). Πολλές φορές όμως, κατά την αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών παρουσιάζεται δυσκολία στον καθορισμό μιας τιμής στην αγορά που να αντιστοιχεί με επαρκή τρόπο στην αξία της παροχής τους (Farley, 2008; Liu et al., 2010).

Πλέον, για την αποτίμηση των ΟΥ έχει αναπτυχθεί ένα ευρύ φάσμα μεθόδων που δεν βασίζονται στην αγορά και περιλαμβάνουν τόσο τις μη νομισματικές μεθόδους αποτίμησης όσο και τις περιβαλλοντικές οικονομικές τεχνικές που βασίζονται σε μια νομισματική μέτρηση. Κρίνεται σκόπιμο να αναφερθεί ότι προκειμένου να χρησιμοποιηθεί μια νομισματική μέτρηση, βασική προϋπόθεση είναι ότι τα άτομα είναι πρόθυμα να ανταλλάξουν την αποτιμώμενη ΟΥ με κάποια άλλη υπηρεσία που αντιπροσωπεύει η μέτρηση (Daly, H.E., 2007; Liu et al., 2010).

Το ολοένα αυξανόμενο ενδιαφέρον που παρατηρήθηκε τα τελευταία χρόνια για τη μέτρηση, τη δημιουργία ενός προτύπου και την εκτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών, είχε ως αποτέλεσμα τη συγκρότηση πληθώρας εργαλείων και μέσων που στοχεύουν στην αξιολόγηση των ΟΥ (Legesse et al., 2022). Παρόλο που υπάρχει πλήθος μεθόδων αποτίμησης, εξακολουθούν να υπάρχουν διαφωνίες που σχετίζονται με τη σωστή επιλογή μιας μεθόδου. Για την επιλογή της κατάλληλης μεθόδου αποτίμησης που θα είναι ικανή να προσδιορίσει την αξία της αποτιμώμενης υπηρεσίας, θα πρέπει να ληφθεί υπόψη τόσο ο τύπος του οικοσυστήματος (υγρότοποι, παράκτιες εκτάσεις, δάση κ.ά.) όσο και υπό μελέτη οικοσυστημική υπηρεσία (Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2002; Costanza et al., 2014; Kindu et al., 2016; Legesse et al., 2022).

Οι τρόποι αποτίμησης της αξίας των ΟΥ είναι οι εξής: α) ποιοτική ανάλυση β) ποσοτική ανάλυση και γ) νομισματική ανάλυση (TEEB, 2011; Legesse et al., 2022). Πιο συγκεκριμένα, η ποιοτική ανάλυση εστιάζει σε δείκτες αξίας που είναι μη αριθμητικοί (π.χ. ψυχικά, σωματικά και κοινωνικά οφέλη που προσφέρει η αναψυχή κ.ά.). Η ποσοτική ανάλυση εστιάζει σε αριθμητικά δεδομένα (π.χ.

ποσότητα δεσμευμένου άνθρακα κ.ά.) (Legesse et al., 2022). Τέλος, η νομισματική ανάλυση η οποία είναι αυτή που χρησιμοποιείται περισσότερο στην αποτίμηση των ΟΥ, εστιάζει στη μετατροπή ποιοτικών και ποσοτικών παραμέτρων σε ένα συγκεκριμένο νόμισμα (Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022). Οι παραπάνω μέθοδοι περιλαμβάνουν:

α) *Μεθόδους άμεσης αποτίμησης της αγοράς (Direct market valuation methods)*

- i. Προσέγγιση με βάση τις τιμές της αγοράς (market price-based methods)
- ii. Προσέγγιση αποτίμησης με βάση το κόστος (cost-based methods)
- iii. Προσέγγιση αποτίμησης συναρτήσεων παραγωγής (production function-based methods) (Koetse et al., 2015; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

β) *Μεθόδους έμμεσης αποτίμησης της αγοράς / αποκαλυπτόμενης προτίμησης (Indirect market valuation method / Revealed preference approach)*

- i. Μέθοδος του κόστους ταξιδιού (Travel cost method)
- ii. Μέθοδος ηδονικής τιμολόγησης (Hedoning pricing method) (Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

γ) *Μεθόδους αποτίμησης της αγοράς χωρίς αγορά / δηλωμένες προτιμήσεις (Non-market valuation methods / Stated preference)*

- i. Μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης (Contingent valuation method)
- ii. Μοντελοποίηση Επιλογής (Choice modelling)
- iii. Ομαδική Αποτίμηση (Group valuation) (Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

Στο Παράρτημα Α αναλύονται και οι τρεις κατηγορίες μεθόδων καθώς και οι υποκατηγορίες τους. Επίσης τα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματά τους.

Μολονότι υπάρχουν διάφορες μέθοδοι που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αποτίμηση των ΟΥ, υπάρχουν κάποιοι λόγοι που δυσχεραίνουν τη θεώρηση μιας

μεθόδου ως τη πιο κατάλληλη. Αρχικά, σε πολλές περιπτώσεις προκύπτουν αντιπαραθέσεις μεταξύ των ερευνητών για το ποια μεθοδολογία θα μπορούσε να είναι αποτελεσματικότερη κατά την αποτίμηση μιας συγκεκριμένης οικοσυστημικής υπηρεσίας. Επίσης, κατά τη διεξαγωγή μιας έρευνας που αφορά ένα τύπο οικοσυστήματος συχνά προτείνεται η χρήση μιας ορισμένης μεθόδου αποτίμησης που θεωρείται ότι είναι ικανή να αποδώσει την αξία της υπο μελέτης ΟΥ. Επειδή όμως δεν υπάρχει κάποια κοινά αποδεκτή μεθοδολογία, η επιλογή και στη συνέχεια η εφαρμογή μιας μεθόδου εξαρτάται κυρίως από τις προτιμήσεις των μελετητών (Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2002; Costanza et al., 2014; Kindu et al., 2016; Legesse et al., 2022).

Παρά την ύπαρξη δυσκολιών κατά την αξιολόγηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών (Whitham et al., 2015; Kornatowska and Sienkiewicz, 2018; Mengist and Soromessa, 2019; Legesse et al., 2022), παρατηρείται αύξηση των δημοσιευμένων άρθρων που σχετίζονται με αυτές (McDonough et al., 2017; Acharya et al., 2019; Legesse et al., 2022). Κάθε μέθοδος αποτίμησης των ΟΥ διαθέτει πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα. Επιπλέον, πολλές φορές ενδέχεται να είναι απαραίτητη η χρήση ενός συνδυασμού τεχνικών προκειμένου να γίνει η αποτίμηση ορισμένων υπηρεσιών (Farber et al., 2002).

2.4 Διεθνής πραγματικότητα

Για την συγγραφή της παρούσας ανασκόπησης επιλέχθηκε να γίνει παρουσίαση των ερευνών που αφορούσαν στην οικονομική αποτίμηση οικοσυστημικών υπηρεσιών σε μεσογειακά οικοσυστήματα. Προκειμένου να επιτευχθεί μία πιο ολοκληρωμένη παρουσίαση των δεδομένων, διενεργήθηκε θεματική οργάνωση της βιβλιογραφίας. Για αυτό τον σκοπό, οι εργασίες που συλλέχθηκαν και αφορούσαν τους δύο ευρύτερους τύπους οικοσυστημάτων (τα χερσαία και υδάτινα οικοσυστήματα), ομαδοποιήθηκαν ανάλογα με το περιεχόμενό τους και τις ΟΥ που εξέτασαν.

Στις περισσότερες μελέτες οι ερευνητές (Font, 2000; Perni et al., 2011 κ.ά.) αξιολογούν και παρουσιάζουν στο σύνολό τους τις οικοσυστημικές υπηρεσίες που παρέχονται από μία τοποθεσία οικολογικού και πολιτισμικού ενδιαφέροντος. Σε ορισμένες περιπτώσεις όμως (Signorello, 1998; Nunes et al., 2004 κ.ά.), επιλέγουν να αποτιμήσουν και να μελετήσουν τις ωφέλειες που απορρέουν από μία μόνο οικοσυστημική υπηρεσία. Επειδή τα οικοσυστήματα παρέχουν πολυάριθμες ΟΥ σε κάθε κοινωνία, παρακάτω θα αναφερθούν αυτές για τις οποίες έγιναν οι περισσότερες αναφορές, και θα παρουσιαστούν οι διάφορες μέθοδοι που χρησιμοποιήθηκαν για την αποτίμησή τους.

Οι τιμές που προέκυψαν μέσω της αποτίμησης των ΟΥ, όπου ήταν δυνατό, τυποποιήθηκαν σε ένα κοινό έτος επιπέδου τιμών όπως προτείνει η Βάση Δεδομένων Αποτίμησης Οικοσυστημικών Υπηρεσιών (ESVD). Το επιλεγμένο έτος βάσης είναι το 2020 και όλες οι τιμές τυποποιούνται σε 2020\$/ha/yr ώστε να μπορούν να συγκριθούν οι αξίες των ΟΥ που προέκυψαν σε διαφορετικά έτη (De Groot et al., 2020).

2.4.1 ΟΥ: Ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμό

Οι υγρότοποι παρέχουν έναν μεγάλο αριθμό βιολογικών και περιβαλλοντικών λειτουργιών των οποίων οι ωφέλειες είναι ποικίλες για τους κατοίκους κάθε χώρας (Folke, 1991; Signorello, 1998). Ωστόσο, η μέτρηση της χρηματικής αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχονται από τους υγροτόπους είναι ένα δύσκολο και δαπανηρό έργο. Μερικά από τα οφέλη που παρέχουν οι υγρότοποι και που πηγάζουν από την ψυχαγωγική τους χρήση (ψάρεμα, κυνήγι, κάμπινγκ, ιστιοπλοΐα, παρατήρηση πουλιών κ.ά.), διακινούνται μέσω της αγοράς, πολλά άλλα όμως δεν τιμολογούνται επειδή αποτελούν δημόσια αγαθά. Για την αποτίμηση των υπηρεσιών αυτών σε χρήματα, συνήθως εφαρμόζονται μέθοδοι αποτίμησης μη αγοραίας αξίας όπως οι μέθοδοι κόστους ταξιδιού (Travel Cost, TC) και Ενδεχόμενης αποτίμησης (Contingent Valuation, CV) (Gren and Söderqvist, 1994; Signorello, 1998; Spurgeon, 2002). Οι Mehmet and Türker (2006) υποστηρίζουν τη χρήση αυτών των δύο μεθόδων, καθώς ισχυρίζονται ότι είναι οι πιο συνηθισμένες και ευρέως διαδεδομένες για την εκτίμηση της ψυχαγωγικής αξίας των δασών και των προστατευόμενων περιοχών (Mehmet

and Türker, 2006). Ο Hassen (2016) αναφερόμενος στα αγαθά και τις υπηρεσίες που παρέχονται από τα δασικά οικοσυστήματα, επισημαίνει ότι είναι προτιμότερο να χρησιμοποιείται η μέθοδος Ενδεχόμενης αποτίμησης σε περιπτώσεις όπου η πλειονότητα των επισκεπτών έχει μικρό έως και μηδαμινό κόστος μετακίνησης. Με αυτόν τον τρόπο μπορεί να προβλεφθεί η συμπεριφορά των ατόμων και να διεξαχθεί έρευνα ώστε να βρεθεί πόσο πρόθυμοι είναι οι επισκέπτες να πληρώσουν για μια επίσκεψη αναψυχής στο δάσος. Ωστόσο, προκειμένου να υπολογιστεί η αξία της αναψυχής πρέπει να έχει προηγηθεί η απογραφή του αριθμού των επισκεπτών για ένα δεδομένο έτος καθώς και να υπάρχει ένα τέλος εισόδου στην υπό επίσκεψη περιοχή (Hassen, 2016).

Ο Signorello (1998) χρησιμοποίησε τη μέθοδο CV για να υπολογίσει τα οφέλη που προκύπτουν για τους παρατηρητές πουλιών μέσω της χρήσης του υγροτόπου Vendicari (Ιταλία) ως μέσω αναψυχής. Η προθυμία πληρωμής για την ψυχαγωγική υπηρεσία που προσφερόταν, υπολογίστηκε μέσω της συμπλήρωσης 293 ερωτηματολογίων από ενήλικες παρατηρητές πουλιών. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν, έδειξαν ότι η αξία της συγκεκριμένης υπηρεσίας ανά εκτάριο κυμάνθηκε μεταξύ Lit 3,195,585 και Lit 3,784,628 (Lit, Lira italiana). Σύμφωνα με τον Signorello (1998) οι παραπάνω εκτιμήσεις συμφωνούν με τα αποτελέσματα άλλων μελετών που διερεύνησαν την αξία της υπαίθριας αναψυχής στην Ιταλία (Signorello, 1998).

Ο Font (2000) διεξήγαγε το 1997 μια μελέτη που αφορούσε 16 προστατευόμενες φυσικές περιοχές στην Μαγιόρκα (Ισπανία), οι οποίες αποτελούν πόλο έλξης μεγάλου αριθμού τουριστών. Περιέγραψε ένα μοντέλο τουριστικής συμπεριφοράς το οποίο μπορεί να προβλέψει την πιθανότητα συμμετοχής ενός τουρίστα σε δραστηριότητες αναψυχής, τη συχνότητα συμμετοχής ανάλογα με τα γνωρίσματα της κάθε περιοχής και το κόστος της παραγωγής εναλλακτικών λύσεων. Για τον υπολογισμό της αξίας που έδιναν οι τουρίστες στις υπηρεσίες αναψυχής που παρέχουν αυτές οι περιοχές, χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος κόστους ταξιδιού. Τα αποτελέσματα της μελέτης απέδειξαν ότι αυτή η μέθοδος μπορεί να εφαρμοστεί για τη μοντελοποίηση της λήψης αποφάσεων αναψυχής από τους τοπικούς επισκέπτες αλλά και από τους τουρίστες. Επίσης, αναφέρει ότι με τη χρήση αυτού του μοντέλου μπορούν να εκτιμηθούν τα χρηματικά ποσά που

σχετίζονται με τη δημιουργία, τη βελτίωση ή υποβάθμιση και την εξάλειψη μιας περιοχής τουριστικού ενδιαφέροντος. Έτσι, εκτιμήθηκε ότι όλοι οι τουρίστες που επισκέφτηκαν την Μαγιόρκα κατά τη διάρκεια του έτους, θα πλήρωναν 30,21 δισεκατομμύρια pesetas (πρώην νομισματική μονάδα της Ισπανίας) για την επιλογή του να μπορούν να επισκέπτονται τις φυσικές περιοχές εάν αυτές είχαν χαθεί (Font, 2000).

Η αξιολόγηση που πραγματοποιήθηκε από τον Spurgeon (2002), αφορούσε την κοινωνικοοικονομική αξιολόγηση και οικονομική αποτίμηση των μακρόβιων δασών της Αιγύπτου. Συγκεκριμένα, υπολογίστηκαν οι αξίες για αναψυχή και τουρισμό σε δύο τοποθεσίες που είναι δημοφιλείς για τους ντόπιους επισκέπτες και τους τουρίστες; το Εθνικό Πάρκο Ras Mohammed και τη Προστατευόμενη Περιοχή Διαχειριζόμενων Πόρων Nabq. Μετά τη συλλογή διαφόρων πληροφοριών, η τιμή της αξίας της υπό μελέτης ΟΥ, υπολογίστηκε στα 130.000 US\$/ha/έτος (199.993,6682 σε τιμές 2020\$/ha/yr) για το Εθνικό Πάρκο Ras Mohammed και στα 1,100 US\$/ha/έτος (1.741,4833 6682 σε τιμές 2020\$/ha/yr) για τα μαγγρόβια της περιοχής Nabq (Spurgeon J., 2002).

Μια πιο πρόσφατη έρευνα των El-Bekkay et al. (2010) χρησιμοποίησε τις μεθόδους Ενδεχόμενης αποτίμησης και Κόστους ταξιδιού για την εκτίμηση της αξίας αναψυχής του Εθνικού Πάρκου Souss Massa (SMNP, Μαρόκο). Κατά τη διάρκεια του 2010 πραγματοποιήθηκαν 480 συνεντεύξεις με τη χρήση των δύο παραπάνω μεθόδων ώστε να εκτιμηθούν τα οφέλη της αναψυχής της δημοφιλούς περιοχής RAMSAR, που βρίσκεται στις εκβολές του ποταμού Massa. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα, μέσω της μεθόδου Κόστους ταξιδιού υπολογίστηκε η αξία της αναψυχής σε 14,7 εκατομμύρια dirhams (νόμισμα του Μαρόκου), δηλαδή σε 1,96 εκατομμύρια US\$ (αναλογούν σε 3.168,6435 σε τιμές 2020\$/ha/yr). Επίσης, η μέγιστη τιμή που θα ήταν πρόθυμοι να πληρώσουν οι ερωτώμενοι για την βελτίωση της ποιότητας του χώρου αναψυχής υπολογίστηκε μέσω της μεθόδου Ενδεχόμενης αποτίμησης στα 46.523 dirhams, δηλαδή σε 6,2 US\$ (El-Bekkay et al., 2010).

Οι Perni et al. (2011) και οι Martín-López et al. (2011) ασχολήθηκαν με την αποτίμηση της οικοσυστημικής υπηρεσίας που αναφέρθηκε παραπάνω

(ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμό). Οι μελέτες έγιναν σε διαφορετικές περιοχές της Ισπανίας; την παράκτια λιμνοθάλασσα Mar Menor και το Κοινωνικό-οικολογικό σύστημα Doñana, αντίστοιχα. Και στις δύο περιπτώσεις χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος Ενδεχόμενης αποτίμησης (Martín-López et al., 2011; Perni et al., 2011). Οι Perni et al. εκτίμησαν την προθυμία πληρωμής για δύο διαφορετικά σενάρια αποκατάστασης της οικολογικής κατάστασης του Mar Menor (σενάριο μέτριας και καλής αποκατάστασης). Οι τιμές που προέκυψαν ήταν 5,3 ευρώ/άτομο/χρόνο (μέτρια αποκατάσταση) και 13,65 ευρώ/άτομο/χρόνο (καλή αποκατάσταση). Η αξία των παραπάνω τιμών σε τιμές 2020\$/ha/yr είναι 511,8847 και 1318,3444 αντίστοιχα (Perni et al., 2011). Οι Martín-López et al. βρήκαν ότι η αξία της ΟΥ ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμό ήταν 413.423.502 ευρώ συνολικά τον χρόνο. Η αξία της παραπάνω τιμής υπολογίζεται στα 2688,5748 σε τιμές 2020\$/ha/yr (Martín-López et al., 2011).

Οι Liqueete et al. (2016) μελέτησαν τις οικοσυστημικές υπηρεσίες που παρέχουν τα θαλάσσια και παράκτια οικοσυστήματα της Μεσογείου. Χρησιμοποιήθηκαν μοντέλα ώστε να αξιολογηθεί η βιώσιμη χρήση και προσφορά της αναψυχής χωρίς όμως να λαμβάνεται υπόψη ο τουρισμός και η ζήτηση της αναψυχής. Σύμφωνα με τις αναλύσεις που έγιναν χρησιμοποιώντας δείκτες, παρατηρήθηκε ότι σε όλες τις υπολεκάνες της Μεσογείου, η ικανότητα αναψυχής με βάση τη φύση παρουσιάζει ελαφρές τάσεις επιδείνωσης κυρίως τα τελευταία έτη. Αυτή, οφείλεται στη θαλάσσια συνιστώσα δηλαδή στη γεωμορφολογία των παράκτιων περιοχών καθώς και στις αλλαγές της διαφάνειας των υδάτων. Επίσης, φθίνουσες αλλά σχεδόν μηδαμινές τάσεις παρατηρήθηκαν και στην χερσαία συνιστώσα του δείκτη, οι οποίες οφείλονται στις αλλαγές κάλυψης και χρήσης των γαιών. Οι ερευνητές αναφέρουν ότι η ροή της χρήσης αναψυχής για τις παράκτιες κοινότητες φαίνεται να είναι σταθερή σε όλη την περιοχή της Μεσογείου, καθώς ήταν πολύ μικρές οι μεταβολές που παρατηρήθηκαν στον δείκτη ικανότητας παράκτιας αναψυχής. Οι ερευνητές υποθέτουν ότι η αυξημένη ζήτηση του παράκτιου πληθυσμού για προστασία των παραθαλάσσιων περιοχών, θα μπορούσε να οδηγήσει σε αυξημένη ζήτηση αναψυχής τόσο από τους τουρίστες όσο και από τον τοπικό πληθυσμό (Liqueete et al., 2016).

Τόσο οι παλαιότερες όσο οι πιο πρόσφατες έρευνες, έχουν αντικρουόμενα αποτελέσματα. Σε μερικές περιπτώσεις, αυτό μπορεί να οφείλεται στο γεγονός ότι μελετήθηκε μόνο ένας παράγοντας στον οποίο αποδίδεται η αξία της αναψυχής. Για παράδειγμα, στη περίπτωση του Signorello (1998) μελετήθηκε μόνο η αξία της παρατήρησης πουλιών. Οι διαφορές όμως θα μπορούσαν να αποδοθούν και στις υπό μελέτη τοποθεσίες που είναι διαφορετικές για κάθε έρευνα και εμφανίζουν διαφορετικά χαρακτηριστικά. Ακόμη, διαφορετικά συμπεράσματα εξάγονται κάθε φορά διότι οι μελέτες διεξήχθησαν σε διαφορετικές χρονολογίες και αφορούσαν διαφορετικό αριθμό και κατηγορίες ατόμων. Επίσης, η αξία της ΟΥ μερικές φορές υπολογίστηκε σε διαφορετικό νόμισμα χωρίς να μπορέσει να γίνει τυποποίηση και σύγκριση των τιμών σε 2020\$/ha/yr όπως έγινε στη περίπτωση των Signorello, G. (1998) και Font, A. R. (2000). Όσο αφορά τις παράκτιες και θαλάσσιες περιοχές, η ροή χρήσης της αναψυχής φαίνεται να είναι σταθερή σε όλη την περιοχή της Μεσογείου (Liquete et al., 2016). Συνολικά, παρατηρήθηκε ότι τα άτομα που πήραν μέρος στις έρευνες έδειξαν προθυμία στην πληρωμή ενός ποσού που αντιστοιχούσε στις ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμού που παρέχονται από τα οικοσυστήματα. Λαμβάνοντας υπόψη την μελέτη των Perni et al. (2011), μπορεί να εξαχθεί το συμπέρασμα ότι σε μερικές περιπτώσεις τα άτομα προτιμούν να πληρώσουν περισσότερα χρήματα για την καλή αποκατάσταση μιας περιοχής από ότι για μια μέτρια αποκατάσταση. Αυτό δείχνει ότι το κοινωνικό σύνολο είναι πρόθυμο να πληρώσει ένα ποσό προκειμένου να αυξηθούν τα περιβαλλοντικά οφέλη που μπορεί να απολαμβάνει.

2.4.2 ΟΥ: Τροφή

Οι πολυάριθμες οικοσυστημικές υπηρεσίες που παρέχουν τα πολυμορφικά τοπία της Μεσογείου, συμβάλλουν στη βελτίωση της ανθρώπινης ευημερίας. Ωστόσο, οι ΟΥ επηρεάζονται από πολλούς άμεσους και έμμεσους παράγοντες αλλαγής οι οποίοι μεταβάλλουν τις χρήσεις γης (Tzanopoulos and Vogiatzakis, 2011; Rodríguez-Loiñaz et al., 2015; Balzan et al., 2018). Ένα καίριο πρόβλημα που απασχολεί την παγκόσμια κοινότητα αφορά την εξάλειψη της φτώχειας. Για να αντιμετωπιστεί και να διασφαλιστεί αυτό, είναι σημαντικό οι τοπικές κοινότητες

να γίνουν αυτάρκειες σε τρόφιμα και νερό με βιώσιμο τρόπο (Spurgeon, 2002). Όμως, η παροχή των ΟΥ εξαρτάται από τη σωστή λειτουργία ενός οικοσυστήματος (Barbier et al., 2011; Tuya et al., 2014) και άρα από το εάν αυτό είναι σε θέση να παρέχει οφέλη ανάλογα των ανθρώπινων αναγκών (Haines-Young and Potschin, 2013; Campagne et al., 2015).

Οι Nunes et al. (2004) ασχολήθηκαν με την οικονομική αποτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων που σχετίζονταν με την εισαγωγή ενός εξωτικού είδους αχιβάδας στη λιμνοθάλασσα της Βενετίας. Αναφέρουν χαρακτηριστικά ότι η χρήση εξοπλισμού υψηλής τεχνολογίας για την αλιεία των αχιβάδων, σε συνδυασμό με την υπεραλίευση και την αυξημένη ρύπανση της λιμνοθάλασσας που οφείλεται στη κοινωνικοοικονομική ανάπτυξη της περιοχής, έχουν προκαλέσει πρωτοφανείς καταστροφές στο θαλάσσιο σύστημα. Προκειμένου να γίνει η οικονομική αποτίμηση των εναλλακτικών πρακτικών διαχείρισης των αχιβάδων, αναπτύχθηκε ένα ερωτηματολόγιο ενδεχόμενης επιλογής (CV). Τα αποτελέσματα που προέκυψαν, έδειξαν ότι οι αλιείς ήταν πρόθυμοι να πληρώσουν για μια μεγαλύτερη αλιευτική περιοχή 568 ευρώ/ετησίως (αντιστοιχούν σε 1.017,8827 τιμές 2020\$/ha/yr). Επίσης, οι αλιείς που δραστηριοποιούνται συνεταιριστικά, σε αντίθεση με τους αλιείς που δρουν ατομικά, έδειξαν μεγαλύτερη προθυμία πληρωμής για τη χρήση χειροκίνητων συστημάτων τσουγκράνας που είναι πιο φιλικά προς το οικοσύστημα. Μια τέτοια όμως πολιτική διαχείρισης των αχιβάδων, σχετίζεται με απώλεια ευημερίας (χαμηλότερα ποσοστά αλίευσης) που ανέρχεται σε 11,8 εκατομμύρια ευρώ/ετησίως. Το συμπέρασμα που προκύπτει σύμφωνα με τα παραπάνω, είναι ότι κάθε μέτρο προστασίας της περιβαλλοντικής πολιτικής δικαιολογείται εάν τα οφέλη που προκύπτουν από την αποφυγή περιβαλλοντικών καταστροφών αντιστοιχούν σε 11,8 εκατομμύρια ευρώ ή περισσότερα ετησίως (Nunes et al., 2004).

Η έκθεση που πραγματοποιήθηκε από τους Martín-López et al. (2011) αφορούσε την αποτίμηση των σημαντικότερων οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχονται από το κοινωνικό-οικολογικό σύστημα της Doñana τόσο εντός όσο και εκτός της προστατευόμενης περιοχής. Πιο συγκεκριμένα, στις υπηρεσίες παροχής αναφέρονται καταναλωτικές αξίες χρήσης όπως είναι η γεωργία, η

αλιεία στα έλη, η παράκτια αλιεία, η κτηνοτροφία και οι δασικοί πόροι. Αν και παρέχεται πλήθος προϊόντων που σχετίζονται με την τροφή (φράουλες, ρύζι, σταφύλια, ελιές κ.ά.) τα οποία συμβάλλουν στην οικονομική ανάπτυξη της χώρας, υπάρχουν ορισμένες επιζήμιες επιπτώσεις στις ρυθμιστικές υπηρεσίες εντός και εκτός της προστατευόμενης περιοχής. Συγκεκριμένα, οι ερευνητές αναφέρουν ότι η μη βιώσιμη χρήση των εδαφικών εκτάσεων που περιβάλλουν την προστατευόμενη περιοχή, επηρεάζει την ικανότητα του οικοσυστήματος να παρέχει άλλες οικοσυστημικές υπηρεσίες. Τέλος, καταλήγουν στο συμπέρασμα ότι η διατήρηση μιας προστατευόμενης περιοχής προστατεύει την πολυλειτουργικότητα ενός τοπίου αφού δεν επιτρέπει την αλλαγή χρήσεων γης (De Groot, 2006; Martín-López et al., 2011). Έτσι, ενθαρρύνεται ένα μοντέλο διατήρησης ενάντια στην ανάπτυξη (Folke, 2006; Martín-López et al., 2011), όπου δίνεται έμφαση στην προστασία της βιοποικιλότητας εντός των προστατευόμενων περιοχών, ενώ εκτός αυτών προωθείται η οικονομική ανάπτυξη μέσω της αλιείας, της γεωργίας και του τουρισμού (West et al., 2006; Martín-López et al., 2011).

Οι Zander et al. (2013) εξέτασαν μέσω ενός πειράματος επιλογής (choice modelling) τη συνολική οικονομική αξία (TEV) δύο απειλούμενων ιταλικών φυλών βοοειδών. Όσον αφορά την οικοσυστημική υπηρεσία παροχής τροφής, εκφράζεται μια συσχέτιση μεταξύ της διατήρησης των γενετικών πόρων των δύο φυλών και της παραγωγής τροφίμων ανώτερης ποιότητας. Επίσης, οι ερευνητές παρατήρησαν σύμφωνα με τα αποτελέσματα του ερωτηματολογίου, ότι οι ερωτηθέντες που απέχουν μεγαλύτερη απόσταση από τον τόπο παραγωγής αυτών των τροφίμων, ήταν λιγότερο πιθανό να τα επιλέξουν από ότι οι ερωτηθέντες που διένεμαν σε κοντινότερη απόσταση. Επιπλέον, τα άτομα που ερωτήθηκαν ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν 21 €/άτομο (εφάπαξ πληρωμή) για ένα πρόγραμμα διατήρησης των φυλών που παράλληλα θα διασφάλιζε την παραγωγή ανωτέρας ποιότητας τροφής (Zander et al., 2013).

Οι Bernues et al. (2014) διευκρινίζουν μέσω της μελέτης τους την κοινωνικοπολιτιστική και οικονομική αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχονται από τα πολυλειτουργικά ορεινά αγροοικοσυστήματα των ευρωμεσογειακών περιοχών. Η οικονομική αποτίμηση των οικοσυστημικών

υπηρεσιών έγινε μέσω ενός πειράματος επιλογής (choice experiment) και ένα ερωτηματολόγιο μοιράστηκε στο γενικό και τοπικό πληθυσμό της περιοχής (Aragon, Ισπανία). Ειδικότερα για την οικοσυστημική υπηρεσία της τροφής σημειώθηκε ενδιαφέρον από τους πολίτες για την παροχή τοπικών ποιοτικών και ασφαλών προϊόντων. Επειδή το δείγμα του συνολικού πληθυσμού που ερωτήθηκε κατηγοριοποιήθηκε (γενικός και τοπικός πληθυσμός), τα αποτελέσματα που προέκυψαν αφορούσαν ξεχωριστά την κάθε κατηγορία. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν έδειξαν ότι ο τοπικός πληθυσμός ήταν πρόθυμος να πληρώσει περισσότερα χρήματα για την παροχή ποιοτικών τροφίμων και προϊόντων (50,6 €/άτομο/χρόνο) από ότι ο γενικός πληθυσμός (24,5 €/άτομο/χρόνο) (Bernues et al., 2014). Αξίζει να σημειωθεί ότι υπάρχουν αναφορές από μελέτες που παρατηρούν ότι η ζήτηση παραδοσιακών προϊόντων διατροφής που σχετίζονται με μία συγκεκριμένη περιοχή, έχει αυξηθεί σε πολλές ευρωπαϊκές χώρες (Guerrero et al., 2010; Lenglet, 2014; Bernues et al., 2014). Επιπλέον, όσα προϊόντα διατροφής συνδέονται με εξωτερικούς παράγοντες ποιότητας (κληρονομιά, πολιτισμός, διατήρηση περιβάλλοντος, προέλευση προϊόντος, ειδική επεξεργασία) γίνονται αντιληπτά ως προϊόντα ανώτερων αισθητηριακών ιδιοτήτων και υψηλότερων προτύπων ασφαλείας (Bernués et al., 2003; Guerrero et al., 2009; Lenglet, 2014; Bernues et al., 2014).

Οι Tuyu et al. (2014) προσδιόρισαν την οικονομική αξία που έχουν τα λιβάδια θαλάσσιου χόρτου *Cymodocea nodosa* για την τοπική αλιεία στο νησί Gran Canaria. Αναφέρουν ότι μεταξύ άλλων λειτουργιών, τα θαλάσσια λιβάδια παρέχουν τροφή και είναι το ενδιαίτημα πλήθους ασπόνδυλων και σπονδυλωτών που βρίσκουν καταφύγιο σε αυτά χάρη στην ιδιαίτερη δομή και τον θόλο τους (Boström et al., 2006; Connolly and Hindell, 2006; Tuyu et al., 2014). Πιο συγκεκριμένα, τα θαλάσσια λιβάδια θεωρούνται κρίσιμοι χώροι αναπαραγωγής για πολλά είδη ψαριών στα οποία συμπεριλαμβάνονται και τα εμπορικά εκμεταλλεύσιμα (Gillanders, 2006; Tuyu et al., 2014). Αυτό συμβαίνει λόγω της δομικής πολυπλοκότητάς τους (Gullström et al., 2008; Tuyu et al., 2014) αλλά και των άφθονων τροφικών πόρων (Bell and Pollard, 1989; Tuyu et al., 2014) που προσφέρουν. Επίσης, στα λιβάδια θαλάσσιου χόρτου συναντώνται τόσο ενήλικοι μόνιμοι πληθυσμοί ψαριών (Berkström et al., 2013; Tuyu et al., 2014) όσο και

παροδοικοί (Verweij et al., 2006; Vaslet et al., 2012; Tuya et al., 2014) καθώς και πλήθος νεοεισερχόμενων ψαριών (Beck et al., 2001, Blandon and Zu Ermgassen et al., 2014; Tuya et al., 2014). Με την παρούσα μελέτη οι ερευνητές απέδειξαν ότι τα λιβάδια θαλάσσιου χόρτου *C. nodosa* ενισχύουν την συγκέντρωση ιχθύων εμπορικής αξίας. Διερεύνησαν και αξιολόγησαν την αξία των ψαριών που αλιεύτηκαν εποχιακά από τα λιβάδια θαλάσσιου χόρτου κατά το 2011. Χρησιμοποιώντας τις συνήθεις Τιμές της αγοράς (MP) υπολόγισαν ότι η χρηματική αξία τους ήταν κατά μέσο όρο 866 € ha⁻¹ σε κλίμακα νησιού (η τιμή αντιστοιχεί σε 1.196,8408 τιμών 2020\$/ha/yr). Επιπλέον, αξιολόγησαν την αξία παραγωγής νέων ατόμων, δηλαδή την αξία των θαλάσσιων λιβαδιών να λειτουργούν και ως εκκολαπτήρια ψαριών. Οι εκτιμήσεις έδειξαν ότι αυτή η παραγωγή ψαριών ανήλθε κατά μέσο όρο σε 95,75 € ha⁻¹y⁻¹ σε κλίμακα νησιού (Tuya et al., 2014).

Μια πιο πρόσφατη μελέτη των Campagne et al. (2015) αφορά τον προσδιορισμό 25 οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχονται από τα θαλάσσια λιβάδια που σχηματίζει η *Posidonia oceanica*; το πιο κοινό και γνωστό ενδημικό είδος θαλάσσιου φυτού της Μεσογείου (Boudouresque et al., 2012; Campagne et al., 2015). Όσον αφορά το ρόλο που διαδραματίζουν στην οικοσυστημική υπηρεσία παροχής τροφής, είναι ιδιαίτερα σημαντική η συμβολή τους στην αλιεία διότι υποστηρίζουν τα τροφικά πλέγματα και απορροφούν τους ρύπους φιλτράροντας το νερό (Short et al., 2011; Ondiviela et al., 2014; Campagne et al., 2015). Ειδικότερα, τα θαλάσσια λιβάδια της *P. oceanica* αποτελούν βιότοπο για πολλά είδη τα οποία μέσα σε αυτά ζουν, μεγαλώνουν, αναπαράγονται και προστατεύονται από τους θηρευτές (Short, 2003; Barbier et al., 2011; Boudouresque et al., 2012; Pergent et al., 2012; Campagne et al., 2015). Αξίζει να αναφερθεί η μεγάλη οικονομική αξία του είδους *Posidonia oceanica* που εκτιμάται ότι είναι ίση με 172 € m⁻² a⁻¹. Αν και η αξία αυτή συνδέεται κυρίως με τα ιζήματα που συγκρατούνται από το λιβάδι, καθώς αυτή είναι η πιο σημαντική εισροή, μπορεί να διαπιστωθεί ότι η οικονομική απώλεια θα είναι μεγάλη αν συνεχιστεί η οπισθοδρόμηση των λιβαδιών (Vassallo et al., 2013).

Από τις παραπάνω έρευνες που αναλύθηκαν, προκύπτει το συμπέρασμα ότι η οικοσυστημική υπηρεσία της τροφής παρέχεται με άμεσο αλλά και έμμεσο τρόπο

από τα χερσαία και υδάτινα οικοσυστήματα. Στην περίπτωση των υδάτινων οικοσυστημάτων αναφέρθηκε ότι η λειτουργία τους και άρα η ικανότητα παροχής τροφής επηρεάζεται από πολλούς παράγοντες (ρύπανση, υπεραλίευση, μέθοδοι αλίευσης) (Nunes et al., 2004). Επιπλέον, η οπισθοδρόμηση και η μείωση της έκτασης των λιβαδιών θαλάσσιου χόρτου μπορεί να επιφέρει οικονομική απώλεια αλλά και μείωση του πληθυσμού των ψαριών που ζουν και αναπαράγονται σε αυτά (Tuya et al., 2014; Campagne et al., 2015). Ακόμη, σύμφωνα με τα δεδομένα που παρέχονται από τα χερσαία οικοσυστήματα είναι φανερό ότι και σε αυτή την περίπτωση η παροχή της τροφής καθώς και άλλων οικοσυστημικών υπηρεσιών εξαρτάται από τη μη βιώσιμη χρήση γης των γύρω περιοχών (Martín-López et al., 2011). Επομένως, η οικονομική αξιοποίηση της συμβολής των μεσογειακών οικοσυστημάτων στην παροχή της οικοσυστημικής υπηρεσίας της τροφής, είναι ένα τρόπος να προωθηθεί στην κοινωνία η σημαντικότητά τους.

2.4.3 ΟΥ: Πρόληψη της Διάβρωσης

Το παράκτιο περιβάλλον μεταβάλλεται συνεχώς ως αποτέλεσμα των αλληλεπιδράσεων που συμβαίνουν μεταξύ των κυμάτων, του ανέμου, των ωκεάνιων ρευμάτων αλλά και των ανθρωποκεντρικών διεργασιών (Carter and Woodroffe, 1997; Alexandrakis et al., 2015). Η βιωσιμότητα αυτών των περιβαλλόντων εξαρτάται από την επίδραση της κλιματικής αλλαγής καθώς και από την ένταση και το ρυθμό εκμετάλλευσης των παράκτιων περιοχών (Granja and De Carvalho, 2000; Vilibic et al., 2000; Alexandrakis et al., 2015). Είναι προφανές ότι η διάβρωση των ακτών είναι ένα από τα πιο σοβαρά περιβαλλοντικά, κοινωνικά και οικονομικά ζητήματα που έχουν να αντιμετωπίσουν οι παράκτιες κοινότητες (Phillips and Jones, 2006; Huang et al., 2007; Gopalakrishnan et al., 2011; Alexandrakis et al., 2015; Dribek and Voltaire, 2017). Η εξήγηση της σημαντικότητας του προβλήματος είναι εμφανής εάν μελετηθεί η κλίμακα των επιπτώσεων της διάβρωσης. Συγκεκριμένα, μπορεί να αποτελέσει απειλή για την παράκτια οικονομία που βασίζεται στον τουρισμό αλλά μπορεί παράλληλα και να επηρεάσει αρνητικά την παράκτια βιοποικιλότητα και τους παράκτιους οικότοπους (Alexandrakis et al., 2015;

Dribek and Voltaire, 2017). Αξίζει να σημειωθεί ότι οι ρυθμιστικές (έλεγχος της διάβρωσης, καθαρισμός νερού κ.ά.) και οι πολιτισμικές υπηρεσίες (πνευματικός εμπλουτισμός, αισθητικές υπηρεσίες κ.ά.) έχουν μειωθεί λόγω δραστηριοτήτων που στοχεύουν στην ενίσχυση των υπηρεσιών τροφοδότησης (τροφή, νερό κ.ά.). Ως αποτέλεσμα, ενώ παρατηρείται αυξημένη ζήτηση αυτών των υπηρεσιών με την αύξηση του πληθυσμού και του βιοτικού επιπέδου, η ικανότητα των οικοσυστημάτων να παρέχουν αυτές τις υπηρεσίες υποβαθμίζεται και μειώνεται (M.E., 2005; Martín-López et al., 2011).

Στην κοινωνικοοικονομική αξιολόγηση και οικονομική αποτίμηση των μαγκρόβιων δασών της Αιγύπτου, ο Spurgeon (2002) σχολιάζει την προστασία που αυτά παρέχουν στις ακτογραμμές της Αιγύπτου. Αναφέρει ότι η προστατευτική λειτουργία τους ενάντια στη διάβρωση εξαρτάται από τις ιδιαιτερότητες κάθε τοποθεσίας. Για παράδειγμα, στη περιοχή του Nabq, χωρίς την προστασία που παρέχουν οι ύφαλοι και τα μαγκρόβια δάση κατά της διάβρωσης, τα μαλακά ιζήματα της αλλουβιακής παράκτιας πεδιάδας και τα σημαντικά χερσαία ενδιαιτήματα των καταφυγίων, θα μπορούσαν να διαβρωθούν σημαντικά (Spurgeon, 2002). Η μέθοδος που χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της προστατευτικής λειτουργίας που παρέχουν τα μαγκρόβια ενάντια της διάβρωσης των ακτών της Αιγύπτου, είναι η μέθοδος του κόστους αντικατάστασης (Replacement Cost method, RCM). Ειδικότερα για την περιοχή Nabq, η τρέχουσα ροή υπηρεσιών χωρίς καμία αλλαγή εκτιμήθηκε σε US\$ 1,000/ha/yr. Όπως παρατηρεί ο μελετητής, η τιμή αυτή εξαρτάται από την αξία που αποδίδεται σε μια περιοχή καθώς και το μήκος που αυτή καλύπτει (Galal, 1999; Spurgeon, 2002).

Οι Martín-López et al. (2011) αποτίμησαν τις πιο σημαντικές οικοσυστημικές υπηρεσίες που παρέχονται από το κοινωνικοοικονομικό σύστημα Doñana της Ισπανίας. Αναφορικά με τις ρυθμιστικές υπηρεσίες όπως αυτή της διάβρωσης, εντοπίστηκαν σημαντικές διαφορές στην προθυμία πληρωμής που εξέφρασαν οι ερωτώμενοι. Συγκεκριμένα, οι ντόπιοι δήλωσαν υψηλότερη προθυμία πληρωμής για τη διατήρηση της γονιμότητας του εδάφους, ενώ οι κάτοικοι της Ανδαλουσίας εμφάνισαν υψηλότερη προθυμία πληρωμής για τη διατήρηση του ελέγχου της διάβρωσης. Επίσης, αναφέρουν ότι με την εντατικοποίηση της γεωργίας

προκύπτουν επιζήμιες επιπτώσεις στις ρυθμιστικές υπηρεσίες (έλεγχος διάβρωσης, γονιμότητα του εδάφους κ.ά.) εντός και εκτός της προστατευόμενης περιοχής της Doñana, εξαιτίας των υψηλών επιπέδων φυτοφαρμάκων, αζώτου και φωσφορικών ενώσεων (Olías et al., 2008; Vioque-Fernández et al., 2009; Tortosa et al., 2011; Martín-López et al., 2011).

Οι Campagne et al. (2015) προσδιόρισαν τις οικοσυστημικές υπηρεσίες καθώς και τα οφέλη και αγαθά που παρέχουν τα λιβάδια θαλάσσιου χόρτου *Posidonia oceanica*. Μεταξύ αυτών ήταν και ο ρόλος τους στη προστασία των ακτών από τη διάβρωση. Σε παλαιότερες έρευνες όπως σε αυτή των Mangos et al. (2010) έγινε η αξιολόγηση της αξίας των οφελών που σχετίζονται με την προστασία της παράκτιας διάβρωσης από τα θαλάσσια οικοσυστήματα της Μεσογείου, στα οποία μόνο ο ρόλος των λιβαδιών θαλάσσιου χόρτου *P. oceanica* είναι αναγνωρισμένος από την επιστημονική κοινότητα (Hemminga and Duarte, 2000; Cantasano, 2009; Koch et al., 2009; Boudouresque et al., 2012; Campagne et al., 2015). Η αξιολόγηση αυτή βασίστηκε σε τρεις ρυθμιστικές υπηρεσίες που προσφέρει ένα οικοσύστημα που σχηματίζεται από τα *P. oceanica*: α) μείωση της ισχύος των κυμάτων και των ρευμάτων μέσα στα λιβάδια (Chen et al., 2007; Pergent et al., 2012) β) σταθεροποίηση – συμπύκνωση των θαλάσσιων πυθμένων και απόθεση ιζημάτων σε στρώματα (Gacia et al., 1999; De Falco et al., 2000; Koch et al., 2009) και γ) προστασία της διάβρωσης της ακτογραμμής με τον σχηματισμό μπανκέτας (Mateo et al., 2003; Simeone, 2008). Μέσω δεδομένων που ελήφθησαν από το 2001 και χρησιμοποιώντας τη μέθοδο του κόστους αποφυγής ζημιών (Damage cost avoided method), οι Mangos et al. (2010), υπολόγισαν ότι η Ευρώπη δαπανά για προστασία από τη διάβρωση 160.000 €/προστατευόμενο χιλιόμετρο (έχοντας 3.300 χιλιόμετρα στη Μεσόγειο) (Mangos et al., 2010; Campagne et al., 2015). Από τα παραπάνω στοιχεία προκύπτει ότι η συνεισφορά των λιβαδιών *P. oceanica* στην προστασία από τη διάβρωση είναι πολύ σημαντική. Πιο συγκεκριμένα, σύμφωνα με τα δεδομένα του 2001 αποτιμήθηκε σε 151,4 €/στρέμμα/έτος στην κλίμακα της Μεσογείου, ενώ για το έτος 2014 εκτιμήθηκε σε 188 €/στρέμμα/έτος (Campagne et al., 2015). Τέλος, εκτός από την προστατευτική λειτουργία που προαναφέρθηκε, τα λιβάδια που σχηματίζει το θαλάσσιο χόρτο *P. oceanica* αποφέρουν σημαντικά οικονομικά

οφέλη σε επενδύσεις στην ακτή και δρουν ευνοϊκά για τον τουρισμό (Boudouresque et al., 2009; Campagne et al., 2015).

Στην πιο πρόσφατη μελέτη των Dribek and Voltaire (2017), οι ερευνητές χρησιμοποίησαν την μέθοδο της ενδεχόμενης αποτίμησης (CVM) για τον έλεγχο της διάβρωσης των ακτών του νησιού Djerba (Τυνησία). Το ενδιαφέρον των ερευνητών επικεντρώθηκε και στο γεγονός ότι η διάβρωση των ακτών έχει σημαντικές επιπτώσεις στην παράκτια αναψυχή και ιδιαίτερα στον τουρισμό από τον οποίο εξαρτάται σημαντικά η οικονομία των μεσογειακών περιοχών. Με την χρήση της μεθόδου ενδεχόμενης αποτίμησης εκτιμήθηκε η προθυμία πληρωμής των κατοίκων και των τουριστών του νησιού για την υλοποίηση ενός έργου προστασίας της παραλίας. Από τα αποτελέσματα του ερωτηματολογίου παρατηρήθηκε ότι και οι δύο ομάδες ατόμων έδωσαν την ίδια αξία στον έλεγχο της διάβρωσης της παραλίας και οι συνολικές εκτιμήσεις της προθυμίας πληρωμής κυμαίνονταν από 133.459 € (median WTP) έως και 5.180.269 € (mean WTP) (Dribek and Voltaire, 2017).

Από τις παραπάνω μελέτες αποδεικνύεται ότι η ρυθμιστική υπηρεσία της προστασίας από τη διάβρωση έχει τεράστια σημασία στην αντιμετώπιση των περιβαλλοντικών και κοινωνικοοικονομικών ζητημάτων που αντιμετωπίζουν οι παράκτιες κοινότητες (Costanza et al., 2006; Phillips and Jones, 2006; Huang et al., 2007; Gopalakrishnan et al., 2011; Dribek and Voltaire, 2017). Παρά την χρήση διαφορετικών μεθόδων αποτίμησης και των διαφορετικών τοποθεσιών που έγιναν οι έρευνες, παρατηρείται ότι στο σύνολό τους, όλες οι μελέτες τονίζουν ότι οι διάφορες περιβαλλοντικές επιπτώσεις της διάβρωσης των ακτών αποτελούν σημαντική απειλή για τις παράκτιες οικονομίες που εξαρτώνται σημαντικά από τον τουρισμό.

2.5 Κυπριακή/Ελληνική πραγματικότητα

2.5.1 Κύπρος

Η Κύπρος βρίσκεται στην Ανατολική Μεσόγειο, έχει χερσαία έκταση περίπου 9.200 km², θαλάσσια έκταση περίπου 98.000 km² και ο πληθυσμός της χώρας

είναι 1,2 εκατομμύρια κάτοικοι. Έχοντας ως κριτήριο τον ενδημισμό και τον πλούτο των φυτικών ειδών που συναντώνται στη Κύπρο, αυτό το νησιωτικό κράτος δίκαια θεωρείται ως ένα από τα δέκα μεγαλύτερα επίκεντρα της λεκάνης της Μεσογείου (Medail and Quezel, 1999; Vogiatzakis et al., 2020).

Οι προστατευόμενες περιοχές της Κύπρου είναι 125 εκ των οποίων οι 66 έχουν αναγνωριστεί ως περιοχές Natura 2000. Στο σύνολό τους οι περιοχές που βρίσκονται υπό καθεστώς προστασίας, καλύπτουν το 37,7% της συνολικής χερσαίας επιφάνειας και το 8,6% των θαλάσσιων υδάτων (αρκετά μεγαλύτερο ποσοστό από ό,τι συμβαίνει σε άλλες ευρωπαϊκές χώρες).

Οι κυριότεροι τύποι οικοσυστημάτων που διακρίνονται στο νησί της Κύπρου είναι: α) τα Αγροοικοσυστήματα (48,2%), τα Δασικά οικοσυστήματα (27,7%) και οι Ερεικώνες (15,5%). Η υπόλοιπη επιφάνεια του νησιού καλύπτεται από τις αστικές περιοχές (8,8%), τα ποτάμια και τις λίμνες (0,2%) και τα οικοσυστήματα των υγροτόπων (0,2%). Τα παραπάνω καλύπτουν ένα μικρό μόνο μέρος της συνολικής έκτασης του νησιού (Biodiversity.europa.eu).

Μολονότι έχουν γίνει παγκοσμίως πολλές αξιολογήσεις των οικοσυστημικών υπηρεσιών διαφόρων περιοχών (Egoh et al., 2008, Häyhä et al., 2015, Nikodinoska et al., 2018), η εκτίμηση των ΟΥ που παρέχουν τα οικοσυστήματα των νησιών είναι ακόμα ανεπαρκής (Aretano et al., 2013). Ωστόσο, αυτά τα απομονωμένα κομμάτια γης είναι ευάλωτα σε αλλαγές (Balzan et al., 2018, MA, 2005) και επομένως οι πληροφορίες που σχετίζονται με την αναγνώριση και την παροχή των ΟΥ είναι υψίστης σημασίας για την διαχείριση των πόρων (Vogiatzakis et al., 2020).

Διάφορες αλλαγές που έχουν παρατηρηθεί τα τελευταία έτη (εγκατάλειψη των αγροτοκτηνοτροφικών πρακτικών, εντατικοποίηση της γεωργίας, αύξηση της αστικής ανάπτυξης κ.ά.) (Zomeni et al., 2018) σε συνδυασμό με τις αλλαγές που αναμένεται να φέρει η κλιματική αλλαγή (αύξηση της θερμοκρασίας, μείωση των βροχοπτώσεων κ.ά.) απειλούν την διατήρηση της βιοποικιλότητας και πρόκειται να οδηγήσουν σε μείωση της παροχής των ΟΥ όχι μόνο της Κύπρου αλλά και

άλλων περιοχών της ανατολικής Μεσογείου (Sarris et al., 2011, Lelieveld et al., 2016, Vogiatzakis et al., 2016; García-Nieto et al., 2018; Vogiatzakis et al., 2020).

Παρακάτω αναφέρονται ενδεικτικά μερικές από τις έρευνες που έχουν γίνει στη περιοχή της Κύπρου οι οποίες μελέτησαν και αναγνώρισαν τις Οικοσυστημικές Υπηρεσίες που παρέχονται από τα οικοσυστήματα του νησιού.

Οι Manolaki και Vogiatzakis (2017) μελέτησαν τις οικοσυστημικές υπηρεσίες μιας περιαστικής προστατευόμενης περιοχής της Κύπρου και συγκεκριμένα του Εθνικού Δασικού Πάρκου Ριζοελιά (περιοχή Natura 2000) που βρίσκεται κοντά στην πόλη Λάρνακα. Η παροχή ΟΥ από το αστικό περιβάλλον παρουσιάζει ιδιαίτερο ενδιαφέρον καθώς έχει βρεθεί ότι αναβαθμίζει το βιοτικό επίπεδο των κατοίκων (Tzoulas et al. 2007) αλλά και προσφέρει πρόσβαση σε υπηρεσίες αναψυχής που επιδρούν θετικά στην υγεία των πολιτών (De Vries et al. 2003, Korpela and Ylén 2007). Τα αποτελέσματα της έρευνας παρείχαν σημαντικές πληροφορίες για το ποιες οικοσυστημικές υπηρεσίες αναδείχθηκαν ως οι σημαντικότερες της περιοχής μελέτης (αισθητικά οφέλη/έμπνευση, αναψυχή/τουρισμός, βιοποικιλότητα, ρύθμιση του παγκόσμιου κλίματος και περιβαλλοντική εκπαίδευση) (Manolaki and Vogiatzakis, 2017).

Οι Vogiatzakis et al. (2020) παρουσίασαν το πρώτο σύνολο δεικτών που αναπτύχθηκε για τη Χαρτογράφηση και Αξιολόγηση των Οικοσυστημάτων και των Υπηρεσιών τους (Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services, MAES) για το νησί της Κύπρου. Μέσω της έρευνάς τους, παρείχαν σημαντικές πληροφορίες που θα μπορούσαν να βοηθήσουν α) στην εφαρμογή της MAES στην Κύπρο, β) στην καθοδήγηση των κυβερνητικών υπηρεσιών κατά τη χάραξη πολιτικής (μέσω της παροχής πλήθους δεδομένων και δοκιμασμένων μεθοδολογιών) και γ) στη δημιουργία ενός εθνικού συστήματος αναφοράς για το σχεδιασμό και τη λήψη αποφάσεων (Vogiatzakis et al., 2020).

Η πιο πρόσφατη μελέτη των Kounnamas και Andreou (2022), αφορούσε την χαρτογράφηση και αξιολόγηση των ΟΥ του Εθνικού Δασικού Πάρκου Τροόδους (ΕΔΠΤ), ενός φυσικού περιβάλλοντος που συγκαταλέγεται μεταξύ των

σημαντικότερων φυσικών περιβαλλόντων της Κύπρου (περιοχή Natura 2000). Σύμφωνα με τους συγγραφείς της έρευνας, η Κύπρος βρίσκεται σε αρχικό στάδιο προσδιορισμού των υπηρεσιών που παρέχουν τα οικοσυστήματά και η εν λόγω εργασία αποτέλεσε την πρώτη ολοκληρωμένη αξιολόγηση των ΟΥ μιας φυσικής έκτασης δάσους. Το ΕΔΠΤ έχει μεγάλο οικολογικό ενδιαφέρον καθώς φιλοξενεί το 40% της συνολικής χλωρίδας (750 φυτικά taxa) της Κύπρου, το 50% των ενδημικών ειδών (70) της Κύπρου, δέκα ενδημικά taxa (υπάρχουν μόνο εκεί) και 21 απειλούμενα taxa (Hand et al., 2019). Τα αποτελέσματα αυτής της μελέτης περιγράφουν λεπτομερώς τις ΟΥ που χαρτογραφούνται στην περιοχή και δίνουν πληροφορίες που σχετίζονται με την αξιολόγηση της Παγκόσμιας Κλιματικής Ρύθμισης. Πιο συγκεκριμένα, αναφέρεται ότι υπάρχουν 35 ΟΥ (12 υπηρεσίες παροχής, 12 υπηρεσίες ρύθμισης και συντήρησης και 11 πολιτιστικές υπηρεσίες), η πλειονότητα των οποίων συγκεντρώνεται στο κέντρο του ΕΔΠΤ και στις κοντινές περιοχές. Επίσης, αναφέρεται ότι η συνολική δέσμευση άνθρακα στα φυτά είναι 622.705 t C και το συνολικό απόθεμα άνθρακα είναι μεγαλύτερο στα αείφυλλα πλατύφυλλα δάση (Kounnamas and Andreou, 2022).

2.5.2 Ελλάδα

Η Ελλάδα καταλαμβάνει το νότιο άκρο των Βαλκανίων, έχει χερσαία έκταση περίπου 132.000 km² και θαλάσσια έκταση περίπου 48.800 km². Αποτελείται από μια λοφώδη, ορεινή και βραχώδη ηπειρωτική χώρα και από ένα μεγάλο αριθμό νησιών (Kazana and Kazaklis, 2005; Biodiversity.europa.eu). Σύμφωνα με δεδομένα της απογραφής του 2021, ο πληθυσμός της χώρας είναι 10,4 εκατομμύρια και σύμφωνα με δεδομένα του 1999, το μεγαλύτερο μέρος αυτού (58%) ζει σε αστικές περιοχές ενώ το υπόλοιπο (42%) διαβιεί σε ημιαστικές και αγροτικές περιοχές (National Statistical Service of Greece, 1999; Kazana and Kazaklis, 2005; Hellenic Statistical Authority, 2023; Biodiversity.europa.eu).

Οι προστατευόμενες περιοχές στην Ελλάδα είναι 1.249 (446 εκ των οποίων είναι αναγνωρισμένες ως περιοχές Natura 2000), καλύπτουν το 34,9% της χερσαίας έκτασης και το 19,8% των θαλάσσιων υδάτων. Η Ελλάδα χαρακτηρίζεται κατά βάση από τρεις τύπους οικοσυστημάτων: α) Δασικά οικοσυστήματα (42%) β)

Αγροοικοσυστήματα (36,83%) και γ) Ερεικώνες (16,5%). Συγκριτικά με τα παραπάνω ποσοστά κάλυψης, οι αστικές περιοχές (3,7%), τα ποτάμια και οι λίμνες (0,8%) και τα οικοσυστήματα των υγροτόπων (0,2%) καλύπτουν πολύ μικρότερες εκτάσεις (Biodiversity.europa.eu).

Από τα μέσα του 21^{ου} αιώνα η Ελλάδα έχει γνωρίσει σημαντικές αλλαγές στους οικονομικούς, κοινωνικούς και περιβαλλοντικούς τομείς. Συγκεκριμένα, στον τομέα του περιβάλλοντος έχουν παρατηρηθεί σημαντικές συνέπειες λόγω της ανάπτυξης, οι οποίες έχουν ως αποτέλεσμα την υποβάθμιση των τοπικών πόρων καθώς και την διακύβευση της μακροπρόθεσμης περιβαλλοντικής βιωσιμότητας της χώρας (Dimelli, 2016; Dimelli, 2017; Dimopoulos et al., 2017). Επιπλέον, η οικονομική κρίση των τελευταίων ετών έφερε πλήθος αλλαγών που σχετίζονται με την μείωση της σπουδαιότητας των περιβαλλοντικών ζητημάτων, τη μείωση των χρηματοδοτήσεων ερευνητικού περιεχομένου εργασιών, την εντατικοποίηση των επιδιώξεων για τη μετατροπή των περιβαλλοντικών αγαθών σε εμπορεύσιμα προϊόντα, (Apostolopoulou and Adams 2014; Calvário et al., 2016; Petrakos and Psycharis, 2016), την αύξηση των παράνομων δραστηριοτήτων όπως της λαθροθηρίας κ.ά. (Katsanevakis et al., 2015). Παράλληλα και σε συνδυασμό με τα παραπάνω, οι εντεινόμενες και ανησυχητικές αλλαγές που προκαλούνται από την κλιματική αλλαγή, δημιουργούν προβληματισμούς που σχετίζονται με το πως θα διασφαλιστεί η ορθή διαχείριση και αξιοποίηση των φυσικών πόρων στο πλαίσιο των συνθηκών της υπάρχουσας γεωπολιτικής κατάστασης στην Ελλάδα (Giannakopoulos et al., 2016; Psycharis et al., 2014; Santamouris et al. 2015; Voloudakis et al., 2015; Dimopoulos et al., 2017).

Παρακάτω αναφέρονται ενδεικτικά μερικές από τις έρευνες που έχουν γίνει στον ελληνικό χώρο, αντικείμενο των οποίων ήταν η μελέτη της παροχής των Οικοσυστημικών Υπηρεσιών από τα οικοσυστήματα της χώρας.

Οι Kazana και Kazaklis (2005) μέσω της μελέτης τους, παρείχαν χρήσιμες πληροφορίες που αφορούσαν την αποτίμηση των ελληνικών δασών και την συνολική οικονομική αξία τους (TEV). Όπως αναφέρουν και σύμφωνα με

παλαιότερα δεδομένα, το 49,4% της χερσαίας έκτασης της χώρας καλύπτεται από δάση εκ των οποίων το 98% είναι φυσικά δάση (Ministry of Agriculture, 1992; United Nations Economic Commission for Europe/ Food and Agriculture Organization, 2000; Kazana and Kazaklis, 2005). Οι ερευνητές αναφέρουν ότι η σημαντικότερη υπηρεσία που παρέχουν τα δάση η οποία και επιδρά σε μεγαλύτερο βαθμό στην διαμόρφωση του TEV, είναι η προστατευτική λειτουργία της λεκάνης απορροής, ενώ άλλες εκροές (ξυλεία, βοσκή, καυσόξυλα κ.ά.) και αγαθά (κυνήγι, αναψυχή, δέσμευση άνθρακα κ.ά) είναι επίσης ουσιαστικά. Οι Kazana και Kazaklis τονίζουν την αναγκαιότητα περαιτέρω μελετών που θα βοηθήσουν στην ακριβέστερη εκτίμηση του TEV των ελληνικών δασών και άρα θα συνεισφέρουν στην χάραξη πολιτικής που θα στοχεύει στην αιεφόρο ανάπτυξη των δασικών πόρων (Kazana and Kazaklis, 2005).

Οι Marnasidis et al. (2021) μελέτησαν την οικονομική αποτίμηση των υπηρεσιών επικονίασης των μελισσών και ως περιοχή μελέτης επέλεξαν την Περιφερειακή Ενότητα Πέλλας. Είναι γενικά παραδεκτό ότι οι υπηρεσίες επικονίασης παρέχουν σημαντικά οφέλη στους ανθρώπους (Breeze et al., 2011) (ιδιαίτερα στη γεωργία όπου πολλά είδη εξαρτώνται αποκλειστικά από αυτές για την επικονίαση) (Hatjina, 2006; Narjes and Lippert, 2019) αλλά και στους φυσικούς οικοτόπους (Aslan et al., 2016; Hung et al., 2018). Στην περιοχή της Πέλλας συγκεκριμένα, είκοσι καλλιέργειες εξαρτώνται από τις μέλισσες για την επικονιάσή τους (Hasilidis, 2011). Τα οφέλη που προκύπτουν από τις υπηρεσίες επικονίασης των μελισσών είναι σημαντικά υψηλότερα από άλλα που παρέχονται από τη μελισσοκομία (π.χ. παραγωγή μελιού) (Mburu et al., 2006). Σύμφωνα με τα ευρήματα της έρευνας τα ακαθάριστα έσοδα από τα μελισσοκομικά προϊόντα βρέθηκαν να είναι 3,6 εκατ. ευρώ, ο λόγος τιμής προς πωλήσεις (P/S) των εντόμων επικονιαστών 89,3 εκατ. ευρώ και η οικονομική αξία που θα μπορούσε να αποδοθεί στις μέλισσες 26,9 εκατ. ευρώ (Marnasidis et al., 2021).

Κεφάλαιο 3

Μεθοδολογία

3.1 Περιοχή μελέτης

Η Λεκάνη της Μεσογείου βρίσκεται γύρω από τη Μεσόγειο Θάλασσα και χαρακτηρίζεται από την επικράτηση του μεσογειακού κλίματος.

Τα όρια της λεκάνης ξεκινούν στα δυτικά από το στενό του Γιβραλτάρ μεταξύ Ισπανίας και Μαρόκου έως τις ακτές του κόλπου του Iskenderun στη νοτιοδυτική ακτή της Τουρκίας —είναι περίπου 2.500 μίλια (4.000 km) και η μέση έκτασή του βορρά-νότου, μεταξύ των νοτιότερων ακτών της Κροατίας και της Λιβύης, είναι περίπου 500 μίλια (800 χλμ.). Στα βορειοανατολικά η Μεσόγειος συνδέεται με τη Μαύρη Θάλασσα μέσω των Δαρδανελίων, τη Θάλασσα του Μαρμαρά και το στενό του Βοσπόρου και στα νοτιοανατολικά συνδέεται με την Ερυθρά Θάλασσα μέσω της διώρυγας του Σουέζ (Salah and Baruch, 2023). Επίσης, ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζουν η γεωγραφική και τοπογραφική ποικιλομορφία της, καθώς και το γεγονός ότι έχει ένα από τα μεγαλύτερα αρχιπελάγη που υπάρχουν παγκοσμίως με έκταση 46.000 χλμ (Barbéro et al., 1998; El-Askary and Li, 2019).

Η λεκάνη της Μεσογείου διαμορφώθηκε μέσω φυσικών διεργασιών και ανθρωπίνων παρεμβάσεων χιλιάδων ετών (Myers et al., 2000; Martín-López et al., 2016) οι οποίες οδήγησαν σε μωσαϊκά τοπία που χαρακτηρίζονται από μια μεγάλη ποικιλομορφία οικοσυστημάτων (Naveh, 1994; Blondel et al., 2010). Έτσι, η διαμόρφωση των τοπίων της Μεσογείου επηρεάστηκε από την συν-εξέλιξη των κοινωνικών και οικολογικών συστημάτων που έφερε αλλαγές στις χρήσεις γης. Τα μεσογειακά τοπία είναι γνωστά και ως πολυλειτουργικά τοπία (Garrido et al., 2017; Bidegain et al., 2020) επειδή έχουν την δυνατότητα να ενσωματώνουν συγχρόνως την οικολογική λειτουργία και τις ανθρώπινες δραστηριότητες παραγωγής με παράλληλη διατήρηση της παροχής ΟΥ και της βιοποικιλότητας

(O'Farrell and Anderson, 2010; Bidegain et al., 2020). Τα οικοσυστήματα της Μεσογείου χαρακτηρίζονται από υψηλή ενδημικότητα, βιοποικιλότητα, πλούτο ειδών και έχουν μεγάλη κοινωνικοπολιτιστική σημασία (Blondel et al., 2010; Martín-López et al., 2016). Οι κοινωνικές, πολιτιστικές και οικολογικές συνθήκες που έχουν διαμορφωθεί μέσω των σχέσεων που ανέπτυξαν οι άνθρωποι με την φύση, δημιούργησαν τις προϋποθέσεις για την παροχή ποικίλων οικοσυστημικών υπηρεσιών που συμβάλλουν στη βελτίωση της ανθρώπινης ευημερίας. Όμως, οι οικοσυστημικές υπηρεσίες είναι ευάλωτες σε άμεσους και έμμεσους παράγοντες αλλαγής που μεταβάλλουν τις χρήσεις γης (Tzanopoulos and Vogiatzakis, 2011; Aretano et al., 2013 Rodríguez-Loínez et al., 2014; Martín-López et al., 2016; Balzan et al., 2018).



Εικόνα 2. Απεικόνιση σε χάρτη της έκτασης που καταλαμβάνει η λεκάνη της Μεσογείου και οι χώρες που την περιβάλλουν (Neverre, 2015).

(Πηγή:

https://www.researchgate.net/publication/343985683_Rarete_de_l%27eau_et_relations_interbassins_en_Mediterranee_sous_changements_globaux_Developpement_et_application_d%27un_modele_hydroeconomique_a_large_echelle/figures?lso=1)

Σύμφωνα με δεδομένα που αφορούσαν το έτος 2018, στην λεκάνη της Μεσογείου αριθμούνται 512 εκατομμύρια κάτοικοι (αποτελούν το 6,7% του παγκόσμιου πληθυσμού) εκ των οποίων το 70% κατοικεί σε αστικές περιοχές (United Nations

Environment Programme, 2020; Chatziparaskeva et al., 2022). Σήμερα, παρατηρείται η αντικατάσταση της παραδοσιακής εκτατικής διαχείρισης των μεσογειακών τοπίων από πιο εντατικές πρακτικές διαχείρισης ή από την εγκατάλειψη της γης (Bugalho et al., 2011; Martín-López et al., 2012; Martín-López et al., 2016). Ωστόσο, η εντατικοποίηση της διαχείρισης των χρήσεων γης έχει ως συνέπεια την απώλεια των παραδοσιακών ετερογενών τοπίων. Επιπλέον, η λεκάνη της Μεσογείου λογίζεται ως ένα από τα σημαντικότερα κέντρα κλιματικής αλλαγής παγκοσμίως, που εμφανίζει τις συνέπειες και τις διαταραχές που αυτή προκαλεί σε διάφορες τοποθεσίες. Μελλοντικά, εικάζεται ότι η Μεσόγειος θα βρεθεί αντιμέτωπη με αυξημένο κίνδυνο ερημοποίησης και υποβάθμισης του εδάφους, αύξηση της έντασης και της διάρκειας των περιόδων ξηρασίας, άνοδο της στάθμης της θάλασσας, αλλαγές στη συγκρότηση των ειδών στους οικοτόπους και το περιορισμό της γεωργικής και δασικής παραγωγής (Plan, 2016; El-Askary and Li, 2019). Τα παραπάνω αποτελούν απειλή για το φυσικό κεφάλαιο μιας περιοχής, διότι με την απώλεια των πολυλειτουργικών τοπίων, μπορεί να χαθούν τα μεσογειακά οικοσυστήματα και οι υπηρεσίες τους (Oteros-Rozas et al., 2014; Balzan et al., 2018). Συνολικά, παρατηρείται η υποβάθμιση των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχονται από τα μεσογειακά οικοσυστήματα, όπως αυτών που παρέχουν ρυθμιστικές υπηρεσίες ή αυτών που αφορούν τον πνευματικό εμπλουτισμό, την αναψυχή και τις αισθητικές εμπειρίες (Bugalho et al., 2011; Martín-López et al., 2012; Martín-López et al., 2016).

3.2 Βάση Δεδομένων ESVD

Βάση Δεδομένων Αποτίμησης Οικοσυστημικών Υπηρεσιών (The Ecosystem Services Valuation Database, ESVD), είναι η πιο ολοκληρωμένη συλλογή αποτελεσμάτων των μελετών οικονομικής αποτίμησης (Brander et al., 2022). Στόχος της είναι η παροχή αξιόπιστων και εύκολα προσβάσιμων πληροφοριών που σχετίζονται με τα οικονομικά οφέλη που προσφέρουν τα οικοσυστήματα και η βιοποικιλότητα, επισημαίνοντας παράλληλα το κόστος απώλειάς τους. Με

αυτόν τον τρόπο μπορούν να ληφθούν ορθότερα αποφάσεις που αφορούν την διαχείριση των οικοσυστημάτων και τη βιώσιμη διαχείριση της γης (Brander et al., 2022; Brander et al., 2023).

Η ESVD αποτελεί συνέχεια της βάσης δεδομένων του «The Economics of Ecosystems and Biodiversity» (TEEB). Το Υπουργείο Περιβάλλοντος, Τροφίμων και Αγροτικών Υποθέσεων του Ηνωμένου Βασιλείου (Defra), αναγνώρισε την ανάγκη ενημέρωσης των δεδομένων της TEEB, αναθέτοντας ένα έργο για την επικαιροποίηση της βάσης δεδομένων με πληροφορίες που συλλέχθηκαν από έρευνες που πραγματοποιήθηκαν την τελευταία δεκαετία. Το έργο που ξεκίνησε τον Ιούλιο του 2019 είχε ως αποτέλεσμα τη δημιουργία μιας νέας βάσης δεδομένων, γνωστή πλέον ως ESVD (Rudolf de Groot et al., 2020 : 58).

Οι πληροφορίες που συλλέγονται αφορούν τις αξίες οικονομικής ευημερίας που συσχετίζονται με τις οικοσυστημικές υπηρεσίες, οι οποίες υπολογίζονται σε νομισματικές μονάδες (Brander et al., 2023). Για να είναι εφικτές οι συγκρίσεις, οι καταχωρημένες αξίες τυποποιούνται σε ένα κοινό σύνολο μονάδων που είναι: διεθνή δολάρια/εκτάριο/έτος σε επίπεδα τιμών του 2020 (Brander et al., 2022).

Μέσω της ESVD γίνονται εμφανή τα οφέλη που μας παρέχει η φύση και με αυτό τον τρόπο προβάλλεται η σπουδαιότητά της για τις κοινωνίες και τα άτομα. Ο αριθμός των μελετών που διαθέτει η Βάση Δεδομένων Αποτίμησης Οικοσυστημικών Υπηρεσιών (ESVD) αυξάνεται διαρκώς. Σήμερα διαθέτει 9.500 εγγραφές αξιών που προέρχονται από περισσότερες από 1.100 μελέτες που καλύπτουν όλες τις μεγαδιαπλάσεις, τις οικοσυστημικές υπηρεσίες και τις γεωγραφικές περιοχές, ενώ παράλληλα συγκεντρώνει και πάνω από 2000 μελέτες αποτίμησης (Brander et al., 2023).

Η ESVD είναι εύκολα προσβάσιμη καθώς ενημερώνει τον χρήστη σχετικά με τον τρόπο με τον οποίο μπορεί να αναζητήσει στοιχεία από την βάση δεδομένων. Τα βήματα που πρέπει να ακολουθήσει ο χρήστης περιγράφονται στον ιστότοπο της ESVD που είναι ο παρακάτω: <https://www.esvd.net/esvd> , <https://www.esvd.info/ourdatabase>.



Εικόνα 3 . Απεικόνιση σε χάρτη των μελετών που έχουν γίνει ανά χώρα. Πηγή: ESVD <https://www.esvd.net/esvd>

3.3 Διαδικασία Συλλογής Δεδομένων

Η παρούσα εργασία επικεντρώθηκε στη χρήση της ESVD με τέτοιο τρόπο ώστε να γίνει η επιλογή μόνο εκείνων των χωρών που βρέχονται από την Μεσόγειο, με σκοπό την εξαγωγή συμπερασμάτων που αφορούν συγκεκριμένες τοποθεσίες, Αυτές που καταλαμβάνουν τα Μεσογειακά Οικοσυστήματα. Για την επίτευξη του παραπάνω σκοπού, ορίστηκαν τα κριτήρια αναζήτησης στην κάρτα “φίλτρα”. Αυτά περιλάμβαναν την επιλογή

- α) των τριών τύπων οικοσυστημάτων: 1) Παράκτια Συστήματα, 2) Υγρότοποι, 3) Θαμνώνες και Θαμνώδη Δάση,
- β) των χωρών που βρέχονται από τη Μεσόγειο (Αλβανία, Αλγερία, Αίγυπτος, Βοσνία-Ερζεγοβίνη, Γαλλία, Ελλάδα, Ισραήλ, Ισπανία, Γιβραλτάρ, Ιταλία, Κύπρος, Κροατία, Λίβανος, Λιβύη, Μάλτα, Μαυροβούνιο, Μαρόκο, Μονακό, Παλαιστίνη, Σλοβενία, Συρία, Τυνησία και Τουρκία),
- γ) της ταξινόμησης των ΟΥ κατά TEEB, SEEA και CICES.

Εικόνα 4. Ορισμός κριτηρίων αναζήτησης στην ESVD. Πηγή: ESVD <https://www.esvd.net/esvd>

Αφού ορίστηκαν τα κριτήρια αναζήτησης, έγινε αναδρομή στα αποτελέσματα που παρουσιάστηκαν με τη μορφή πίνακα. Ο πίνακας που προέκυψε απλοποιήθηκε έτσι ώστε να ληφθούν υπόψη μόνο τα στατιστικά στοιχεία και δεδομένα που χρειάζονταν (Παράρτημα Β). Από την αναζήτησή προέκυψαν τρεις τύποι Μεσογειακών οικοσυστημάτων: 1) Παράκτια Συστήματα, 2) Υγρότοποι, 3) Θαμνώνες και Θαμνώδη Δάση.

Για καθέναν από αυτούς τους τύπους οικοσυστημάτων, η ESVD παρουσιάζει σχετικές μελέτες και τις οποίες κατηγοριοποιεί. Μερικές από τις πληροφορίες που παρέχονται αφορούν: τη μεγαδιάπλαση στην οποία ανήκουν οι περιοχές μελέτης, τους τύπους των οικοσυστημάτων, τις οικοσυστημικές υπηρεσίες που παρέχονται, τα αποτελέσματα αποτίμησης σε μονάδες, την χώρα, τις συντεταγμένες, το καθεστώς προστασίας στην οποία ανήκει η υπό μελέτη περιοχή καθώς και βιβλιογραφικά στοιχεία.

Όσο αφορά τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων και τις χώρες στις οποίες εντοπίζονται βρέθηκαν τα παρακάτω αποτελέσματα:

- Παράκτια Συστήματα: Τυνησία, Ιταλία, Ισπανία, Αίγυπτος, Κύπρος, Γαλλία και Μαρόκο
- Υγρότοποι: Ελλάδα, Ιταλία, Ισπανία, Γαλλία, Ισραήλ και Κροατία
- Θαμνώνες και Θαμνώδη Δάση: Ελλάδα, Ισπανία, Ισραήλ, Σλοβενία, Γαλλία και Ιταλία

Επιπλέον, η ταξινόμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών γίνεται μέσω των: TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) και SEEA (System of Environmental Economic Accounting), ώστε οι μεταβλητές να κωδικοποιηθούν σε τρεις βασικές κατηγορίες: μεγαδιαπλάσεις και οικοσυστήματα, οικοσυστημικές υπηρεσίες και μέθοδοι αποτίμησης.

Θα ήταν χρήσιμο να αναφερθεί ότι σε ορισμένες περιπτώσεις δεν είναι δυνατό οι καταχωρήσεις αξιών να τυποποιηθούν στο κοινό σύνολο μονάδων (διεθνή δολάρια/εκτάριο/έτος), λόγω έλλειψης πληροφοριών όπως ο μη προσδιορισμός της ακριβούς έκτασης. Σε κάθε περίπτωση, εξακολουθούν να παρέχουν χρήσιμες πληροφορίες στους χρήστες, χωρίς όμως να μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τις συνοπτικές στατιστικές. Αυτές, νοούνται ως ο μέσος όρος όλων των τυποποιημένων τιμών που αφορούν έναν συνδυασμό μεγαδιαπλάσεως και μιας οικοσυστημικής υπηρεσίας. Μια συνοπτική τιμή είναι ιδιαίτερα σημαντική, καθώς εκφράζει τη διαθεσιμότητα των μελετών αποτίμησης, τα συμφέροντα που έχουν οι οργανισμοί χρηματοδότησης και τη θεματολογική εξειδίκευση των συμμετεχόντων ερευνητών (Brander et al., 2023). Στην παρούσα διπλωματική εργασία προκειμένου να είναι εφικτές οι συγκρίσεις και τα αποτελέσματα τους να συνάδουν, έγινε στρογγυλοποίηση των τιμών όπου κρίθηκε απαραίτητο. Τέλος, χρησιμοποιήθηκαν μόνο τα δεδομένα των οποίων οι καταχωρημένες αξίες ήταν τυποποιημένες στο κοινό σύνολο μονάδων: διεθνή δολάρια/εκτάριο/έτος σε επίπεδα τιμών του 2020 (Value 2020\$ /ha/yr).

3.4 Τύποι Μεσογειακών Οικοσυστημάτων

Στην εισαγωγή της παρούσας διατριβής και συγκεκριμένα στην υποενότητα 1.3 (Σκοποί και στόχοι), αναφέρθηκε ότι στόχος της εν λόγω διατριβής αποτελεί η λεπτομερής μελέτη των εξής ερωτημάτων:

- Υπάρχουν σημαντικές διαφορές στις αποτιμήσεις όμοιων ΟΥ μεταξύ διαφορετικών περιοχών;
- Υπάρχουν σημαντικές διαφορές στις αποτιμήσεις όμοιων ΟΥ μεταξύ διαφορετικών μεθόδων;

Προκειμένου να απαντηθούν τα παραπάνω ερωτήματα, χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα και πληροφορίες που προέκυψαν από διάφορες μελέτες τις οποίες παρείχε η ESVD. Όπως προαναφέρθηκε στην υποενότητα 3.3, από την αναζήτηση στην ESVD προέκυψαν τρεις τύποι Μεσογειακών οικοσυστημάτων. Για την καλύτερη κατανόηση και παρατήρηση των διαφορών μεταξύ των μεγαδιαπλάσεων, ακολουθεί σύντομη περιγραφή τους.

- Παράκτια Οικοσυστήματα (Coastal Systems Biome)

Τα παράκτια οικοσυστήματα βρίσκονται στα όρια μεταξύ θάλασσας και ξηράς. Αποτελούνται από ζωντανούς οργανισμούς που συμβιώνουν στους διάφορους οικοτόπους κατά μήκος των ακτών. Μερικοί τύποι παράκτιων οικοσυστημάτων είναι τα μαγκρόβια δάση, τα λιβάδια Ποσειδωνίας, τα αλμυρά έλη, οι κοραλλιογενείς ύφαλοι και οι ύφαλοι στρειδιών (Climate.mit.edu; Askabiologist.asu.edu). Παρόλο που τα παράκτια οικοσυστήματα μπορούν να προσφέρουν πολλαπλά οφέλη καθώς και να προστατέψουν τις παράκτιες κοινότητες από την κλιματική αλλαγή και από άλλες άμεσες απειλές, τα οικοσυστήματα αυτά είναι και τα ίδια ευάλωτα στις αλλαγές του κλίματος και πολλές ανθρώπινες ενέργειες επιδρούν δυσμενώς στην υγεία τους (Climate.mit.edu).



Εικόνα 5: Τύποι παράκτιων οικοσυστημάτων

Πηγές:

A) <https://www.wordforest.org/2020/10/19/mangrove-planting-explained/>

B) <https://www.nature.scot//habitat-types/coast-and-seas/coastal-landscapes-and-habitatshabitats/saltmarsh>

Γ) <https://www.kew.org/plants/neptune-grass>

Δ) <https://www.fisheries.noaa.gov/national/habitat-conservation/oyster-reef-habitat>

- Υγρότοποι (Palustrine Wetland Biome)

Ως υγρότοποι νοούνται οι μη παλιρροϊκοί υγρότοποι που κυριαρχούνται από δέντρα, θάμνους, αναδυόμενα φυτά, βρύα ή λειχήνες (https://search.epa.gov/epasearch/?querytext=palustrine+wetlands&areaname=&areacontacts=&areasearchurl=&typeofsearch=epa&result_template=#/).

Περιλαμβάνουν: λίμνες με στάσιμα νερά, έλη, τυρφώνες και πηγές. Εμφανίζονται σε μη πλημμυρικά ή πλημμυρικά τοπία τα οποία είναι ρηχά και τα οποία μπορεί να είναι εφήμερα, εποχιακά ή μόνιμα πλημμυρισμένα. Αυτοί οι υγρότοποι αποτελούν ενδιαιτήματα και χώροι αναπαραγωγής πολλών ειδών ενώ παράλληλα παρέχουν και πολλές άλλες οικοσυστημικές υπηρεσίες (<https://wetlandinfo.des.qld.gov.au/wetlands/ecology/processes-systems/nitrogen-concept-model/palustrine/>).



Εικόνα 6: Τύποι υγροτόπων

Πηγές:

A) <https://www.biola.edu/blogs/good-book-blog/2011/living-lake-or-stagnant-pond>

B) <https://www.treehugger.com/why-you-should-care-about-peat-bogs-4863716Γ>

Γ) <https://glensummitspringwater.com/wp-content/uploads/2016/11/11-10-16.jpg>

Δ) <https://education.nationalgeographic.org/resource/swamp/>

- Θαμνώνες και Θαμνώδη Δάση (Shrublands and Shrubby Woodland Biome)

Οι θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση περιλαμβάνουν ολιγοτροφικά συστήματα που εμφανίζονται σε αβαθή όξινα και αμμώδη εδάφη. Απαντώνται σε όλες τις χερσαίες μάζες με εξαίρεση τις πολικές περιοχές και συνήθως βρίσκονται στα ηπειρωτικά όρια. Η χαμηλή γονιμότητα του εδάφους σε συνδυασμό με την έλλειψη νερού κατά τη διάρκεια του χειμώνα ή και του καλοκαιριού έχουν ως αποτέλεσμα την εμφάνιση περιορισμένου βαθμού παραγωγικότητας και βιομάζας

(<https://global-ecosystems.org/explore/biomes/T3#:~:text=T3Shrublands%20and%20shrubby%20woodlands%20biome&text=Classically%20regarded%20as%20'azonal'%20biomes,and%20absent%20from%20central%20Asia>).



Εικόνα 7: Τύποι θαμνώνων και θαμνώδων δασών

Πηγές:

A) <https://www.nps.gov/samo/learn/nature/chaparral.htm>

B) <https://pietracorbara.net/decouverte-2/plantes-du-maquis/>

Γ) <https://www.ecologiaverde.com/matorrales-que-son-tipos-y-fauna-2103.html>

Δ) <https://www.dailymaverick.co.za/article/2021-06-30-fynbos-why-fire-is-important-for-its-survival/>

Κεφάλαιο 4

Αποτελέσματα

4.1 Γεωγραφική κατανομή των μελετών

Μεγάλο ενδιαφέρον παρουσιάζει το παρακάτω διάγραμμα (Διάγραμμα 1) στο οποίο παρουσιάζεται ο αριθμός των μελετών που χρησιμοποιήθηκαν από κάθε χώρα, για την διεξαγωγή των αποτελεσμάτων στην παρούσα διατριβή.



Διάγραμμα 1. Αριθμός των μελετών που χρησιμοποιήθηκαν για κάθε χώρα.

Σύμφωνα με τα παραπάνω παρατηρείται πως οι χώρες με τις περισσότερες μελέτες είναι η Ισπανία και η Γαλλία. Η Ελλάδα βρίσκεται περίπου στη μέση με συνολικά πέντε μελέτες, ενώ η Κύπρος βρίσκεται στις χώρες με τη χαμηλότερη συμμετοχή.

4.2 Σύγκριση των αποτιμήσεων ΟΥ μεταξύ όμοιων οικοσυστημάτων της Μεσογείου

4.2.1 Παράκτια Συστήματα

Από την αναζήτηση στη ESVD υπήρχαν 23 έρευνες που αφορούσαν τα Παράκτια Συστήματα από τις οποίες προέκυψαν 63 αποτελέσματα και στα 53 η αξία είχε τυποποιηθεί στο κοινό σύνολο μονάδων: Value 2020\$ /ha/yr (επίπεδα τιμών για το 2020) (Παράρτημα Β1). Χρησιμοποιήθηκαν διάφορες μέθοδοι αποτίμησης της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών και σε ορισμένες μελέτες έγινε χρήση περισσότερων της μίας μεθόδου ή και συνδυασμός μεθόδων.

Πίνακας 4. Μέθοδοι που χρησιμοποιήθηκαν για την αποτίμηση της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχουν τα παράκτια συστήματα.

CV	Ενδεχόμενη Αποτίμηση	30
MP	Αγοραία Τιμή	13
FI	Καθαρό Εισόδημα Συντελεστή	5
TC	Κόστος Ταξιδιού	3
VT	Μεταφορά Αξίας	3
PP	Δημόσια Τιμολόγηση	2
RC	Κόστος Αντικατάστασης	2
CV+TC	Ενδεχ. Αποτιμ.+Κόστος Ταξ.	2
OT	Άλλοι μέθοδοι	1
CE	Μοντελοποίηση Επιλογής	1
DC	Κόστος Αποφυγής Ζημιών	1



Διάγραμμα 2: Ραβδόγραμμα που απεικονίζει την συχνότητα χρήσης των μεθόδων αποτίμησης στα παράκτια συστήματα.

Σύμφωνα με το παραπάνω διάγραμμα (Διάγραμμα 2), προκύπτει ότι στην περίπτωση των παράκτιων συστημάτων, η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε συχνότερα στις έρευνες στις οποίες παρείχε πρόσβαση η ESVD, είναι η μέθοδος Ενδεχόμενης Αποτίμησης (Contingent Valuation, CV). Επίσης, παρατηρείται ότι οι μέθοδοι Μοντελοποίησης επιλογής (Choice Modelling, CE), Αποφυγής κόστους ζημιών (Damage Cost Avoided, DC) και άλλοι μέθοδοι (OT) χρησιμοποιήθηκαν λιγότερο από όλες (από μία φορά έκαστη).

Κρίθηκε σκόπιμο να μελετηθεί το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο και το εύρος της έκτασης (site area in hectares) μέσω της χρήσης των δεδομένων που αποκτήθηκαν από την ESVD. Συγκεκριμένα, τα στοιχεία των πινάκων των παραρτημάτων (B1, B2, B3) επεξεργάστηκαν κατάλληλα και στη συνέχεια χρησιμοποιήθηκαν. Τα στοιχεία που προήλθαν από τις εργασίες που αφορούσαν τα παράκτια συστήματα χρησιμοποιήθηκαν ώστε να δημιουργηθούν τα παρακάτω ιστογράμματα. Λήφθηκαν υπόψη μόνο τα δεδομένα των οποίων η αξία είχε τυποποιηθεί στο κοινό σύνολο μονάδων: Value 2020\$ /ha/yr (επίπεδα τιμών για το 2020).

Πίνακας 5. Στοιχεία που συνέβαλαν στην δημιουργία του Ιστογράμματος Συχνοτήτων για το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο των παράκτιων συστημάτων.

Κάτω Όριο	Άνω Όριο	Συχνότητα	Αθροιστική Συχνότητα	Κλάσεις	Κεντρικό σημείο	f*x	(X-M)	(X-M)^2	f(X-M)^2
0,02	1000	33	33	0,02-1000	500,01	16500,33	-1698,11	2883575,65	95157996,44
1000	2000	9	42	1000-2000	1500,00	13500	-698,12	487370,74	4386336,70
2000	3000	3	45	2000-3000	2500,00	7500	301,88	91131,88	273395,63
3000	4000	2	47	3000-4000	3500,00	7000	1301,88	1694893,01	3389786,02
4000	20000	6	53	4000-20000	12000,00	72000	9801,88	96076862,63	576461175,79
		53							
					Σf*x	116500,33		Σf(X-M)^2	679668690,57
					Αριθμητικός Μέσος	2198,12		Διακύμανση	12823937,56
								Τυπική Απόκλιση	3581,05
								Δείκτης Μεταβλητότητας	1,63



Διάγραμμα 3. Ιστόγραμμα που απεικονίζει το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο στα παράκτια συστήματα.

Από το Διάγραμμα 3 προκύπτει ότι στην περίπτωση των παράκτιων συστημάτων, το εύρος των τιμών παρουσιάζει σημαντική ανομοιογένεια στη κατανομή των τιμών στις κλάσεις. Συγκεκριμένα, το μεγαλύτερο ποσοστό των τιμών (62,3%) συγκεντρώνεται στην πρώτη κλάση που περιλαμβάνει τιμές μέχρι 1000\$. Στις επόμενες τρεις κλάσεις οι οποίες αντιπροσωπεύουν τις επόμενες τρεις χιλιάδες η συχνότητα των τιμών είναι πτωτική, ενώ το 11,3% των τιμών παρατηρούνται στην τελευταία κλάση που έχει τις μεγαλύτερες τιμές (>4000).

Να σημειωθεί πως στην τελευταία κλάση περιλαμβάνεται 2 φορές η ακραία τιμή των 19999\$.

Πίνακας 6. Στοιχεία που συνέβαλαν στη δημιουργία του Ιστογράμματος Συχνοτήτων για την έκταση των παράκτιων συστημάτων.

Κάτω Όριο	Άνω Όριο	Συχνότητα	Αθροιστική Συχνότητα	Κλάσεις	Κεντρικό σημείο	f*x	(X-M)	(X-M) ²	f(X-M) ²
2	30000	24	24	2- 30000	15001	360024	-452735,3	204969253574,53	4919262085788,6
30000	60000	4	28	30000-60000	45000	180000	-422736,3	178705980932,92	714823923731,69
60000	80000	1	29	60000-80000	70000	70000	-397736,3	158194165838,58	158194165838,58
80000	120000	6	35	80000-120000	100000	600000	-367736,3	135229987725,37	811379926352,25
120000	2500000	18	53	120000-2500000	1310000	23580000	842263,7	709408137159,34	12769346468868,1
		53							
						Σf*x 24790024		Σf(X-M) ²	19373006570579,2
					Αριθμητικός Μέσος	467736,30		Διακύμανση	3228834428429,86
								Τυπική Απόκλιση	1796895,78
								Δείκτης Μεταβλητότητας	3,84



Διάγραμμα 4. Ιστόγραμμα που απεικονίζει το εύρος της έκτασης (site area in hectares) στα παράκτια συστήματα.

Παρατηρώντας το παραπάνω διάγραμμα (Διάγραμμα 4), είναι φανερό ότι το μεγαλύτερο ποσοστό των εκτάσεων των υπό μελέτη παράκτιων συστημάτων, συγκεντρώνεται στην κλάση με τις μικρότερες τιμές (45,3%) και στην τελευταία κλάση (34%), στην οποία περιλαμβάνεται και η ακραία τιμή των 2500000\$. Οι

υπόλοιπες τιμές μοιράζονται στις 3 ενδιάμεσες κλάσεις και είναι φανερή η ανομοιογένεια καθώς ο συντελεστής μεταβλητότητας είναι 3,84.

4.2.2 Υγρότοποι

Από την αναζήτηση στη ESVD προέκυψαν 17 έρευνες που αφορούσαν τους υγρότοπους, από τις οποίες προέκυψαν 64 αποτελέσματα και στα 53 η αξία είχε τυποποιηθεί στο κοινό σύνολο μονάδων: Value 2020\$ /ha/yr (επίπεδα τιμών για το 2020). Για την αποτίμηση της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών χρησιμοποιήθηκαν διάφορες μέθοδοι όπως και παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.

Πίνακας 7. Μέθοδοι που χρησιμοποιήθηκαν για την αποτίμηση της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχουν οι υγρότοποι.

CV	Ενδεχόμενη Αποτίμηση	38
MP	Αγοραία Τιμή	11
RC	Κόστος Αντικατάστασης	10
CE	Μοντελοποίηση Επιλογής	3
TC	Κόστος Ταξιδιού	1
CV+TC	Ενδ. Αποτιμ. + Κόστος Ταξ.	1



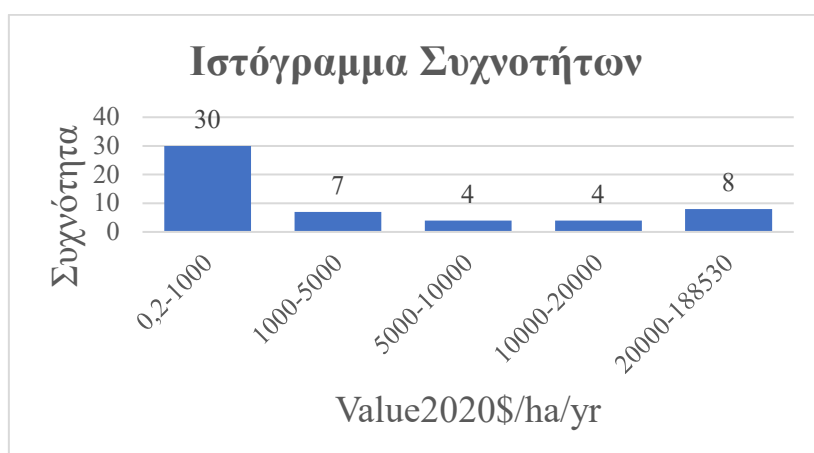
Διάγραμμα 5. Ραβδόγραμμα που απεικονίζει την συχνότητα χρήσης των μεθόδων αποτίμησης των υγροτόπων.

Από το Διάγραμμα 5 προκύπτει ότι η πιο συχνά χρησιμοποιούμενη μέθοδος στη περίπτωση των υγροτόπων, είναι η Ενδεχόμενη Αποτίμηση (CV) ενώ οι λιγότερο χρησιμοποιούμενες μέθοδοι είναι το Κόστος Ταξιδιού (TC) και ο συνδυασμός των μεθόδων Ενδεχόμενης Αποτίμησης και Κόστους Ταξιδιού (CV+TC).

Προκειμένου να μελετηθεί το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο και το εύρος της έκτασης (site area in hectares) μέσω της χρήσης των δεδομένων που αποκτήθηκαν από την ESVD για τους υγρότοπους, δημιουργήθηκαν τα παρακάτω ιστογράμματα. Για τους υπολογισμούς χρησιμοποιήθηκαν μόνο τα δεδομένα των οποίων η αξία είχε τυποποιηθεί στο κοινό σύνολο μονάδων: Value 2020\$ /ha/yr (επίπεδα τιμών για το 2020).

Πίνακας 8. Στοιχεία που συνέβαλαν στην δημιουργία του Ιστογράμματος Συχνοτήτων για το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο των υγροτόπων.

Κάτω Όριο	Άνω Όριο	Συχνότητα	Αθροιστική Συχνότητα	Κλάσεις	Κεντρικό σημείο	f*x	(X-M)	(X-M) ²	f(X-M) ²
0,2	1000	30	30	0,2-1000	500,1	15003	-17615,43	310303314,26	9309099427,77
1000	5000	7	37	1000-5000	3000	21000	-15115,53	228479195,85	1599354370,92
5000	10000	4	41	5000-10000	7500	30000	-10615,53	112689441,13	450757764,51
10000	20000	4	45	10000-20000	15000	60000	-3115,53	9706516,60	38826066,40
20000	188530	8	53	20000-188530	104265	834120	86149,47	7421731473,86	59373851790,91
		53			Σf*x	960123		Σf(X-M) ²	70771889420,51
					Αριθμητικός Μέσος	18115,53		Διακύμανση	1335318668,31
								Τυπική Απόκλιση	36542,01
								Δείκτης Μεταβλητότητας	2,02

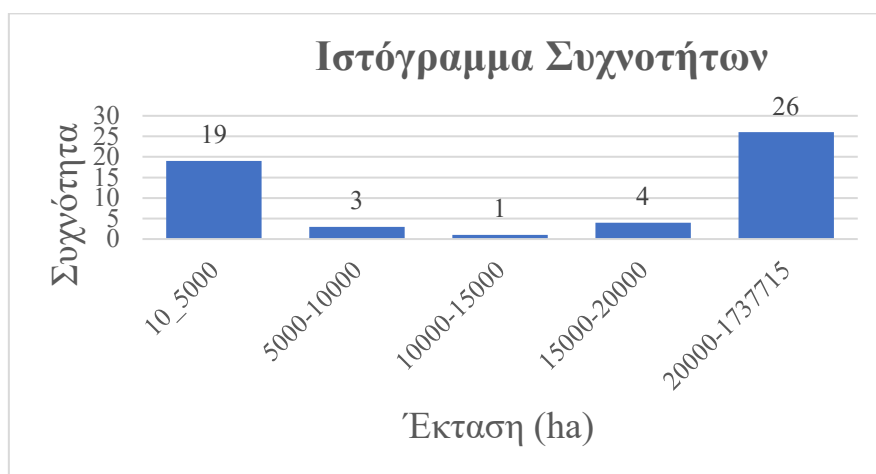


Διάγραμμα 6. Ιστόγραμμα που απεικονίζει το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο στους υγροτόπους.

Από το Διάγραμμα 6 προκύπτει ότι στην περίπτωση των , το μεγαλύτερο ποσοστό (56,6%) των τιμών συγκεντρώνεται στην πρώτη κλάση που έχει τις μικρότερες τιμές (0,2-1000). Οι υπόλοιπες τιμές κατανέμονται στις υπόλοιπες 4 κλάσεις και στο δείγμα γενικά παρουσιάζεται σημαντική μεταβλητότητα στις παρατηρήσεις.

Πίνακας 9. Στοιχεία που συνέβαλαν στην δημιουργία του Ιστογράμματος Συχνοτήτων για την έκταση των υγροτόπων.

Κάτω Όριο	Άνω Όριο	Συχνότητα	Αθροιστική Συχνότητα	Κλάσεις	Κεντρικό σημείο	f*x	(X-M)	(X-M) ²	f(X-M) ²
10	5000	19	19	10_5000	2505	47595	-431511,79	186202427025,85	3537846113491,23
5000	10000	3	22	5000-10000	7500	22500	-426516,79	181916574244,25	545749722732,75
10000	15000	1	23	10000-15000	12500	12500	-421516,79	177676406319,72	177676406319,72
15000	20000	4	27	15000-20000	17500	70000	-416516,79	173486238395,19	693944953580,78
20000	1737715	26	53	20000-1737715	878857,5	22850295	444840,71	197883255091,07	5144964632367,73
		53							
					Σf*x	23002890		Σf(X-M) ²	10100181828492,2
					Αριθμητικός Μέσος	434016,79		Διακύμανση	190569468462,12
								Τυπική Απόκλιση	436542,63
								Δείκτης Μεταβλητότητας	1,01



Διάγραμμα 7. Ιστόγραμμα που απεικονίζει το εύρος της έκτασης (site area in hectares) στους υγροτόπους.

Παρατηρώντας το Διάγραμμα 7, σε αντίθεση με τα προηγούμενα ιστογράμματα, είναι φανερό ότι το μεγαλύτερο ποσοστό (49,1%) των εκτάσεων των υπό μελέτη υγροτόπων, συγκεντρώνεται στην κλάση με τις μεγαλύτερες τιμές (>20000) στην οποία περιλαμβάνονται και 2 ακραίες τιμές μεγαλύτερες του 1000000ha. Στη συνέχεια ακολουθεί η πρώτη κλάση με συχνότητα 35,8% και το υπόλοιπο 15,1% μοιράζεται στις 3 ενδιάμεσες κλάσεις.

4.2.3 Θαμνώνες και Θαμνώδη Δάση

Από την αναζήτηση στη ESVD προέκυψαν 7 έρευνες που αφορούσαν τους Θαμνώνες και τα Θαμνώδη Δάση από τις οποίες προέκυψαν 68 αποτελέσματα και στα 21 η αξία είχε τυποποιηθεί στο κοινό σύνολο μονάδων: Value 2020\$ /ha/yr (επίπεδα τιμών για το 2020). Χρησιμοποιήθηκαν διάφορες μέθοδοι αποτίμησης της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών οι οποίες παρουσιάζονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 10).

Πίνακας 10. Μέθοδοι που χρησιμοποιήθηκαν για την αποτίμηση της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών που παρέχουν οι θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση .

CE	Μοντελοποίηση Επιλογής	23
MP	Αγοραία Τιμή	17
FI	Καθαρό Εισόδημα Συντελεστή	12
PF	Συνάρτηση Παραγωγής	8
DC	Κόστος Αποφυγής Ζημιών	4
TC	Κόστος Ταξιδιού	2
OT	Άλλοι μέθοδοι	1
PP	Δημόσια Τιμολόγηση	1



Διάγραμμα 8. Ραβδόγραμμα που απεικονίζει την συχνότητα χρήσης των μεθόδων αποτίμησης στους θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση.

Παρατηρώντας το Διάγραμμα 8, προκύπτει το συμπέρασμα ότι η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε από τους περισσότερους ερευνητές στις μελέτες που αφορούσαν τους θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση, ήταν η Μοντελοποίηση Επιλογής (CE). Επίσης, παρατηρείται ότι λιγότερο χρησιμοποιήθηκαν οι μέθοδοι Δημόσια Τιμολόγηση (PP) και άλλες μέθοδοι (OT).

Προκειμένου να μελετηθεί το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο και το εύρος της έκτασης μέσω της χρήσης των δεδομένων που αποκτήθηκαν από την ESVD για τους θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση, δημιουργήθηκαν τα παρακάτω ιστογράμματα. Για τους υπολογισμούς χρησιμοποιήθηκαν μόνο τα δεδομένα των οποίων η αξία είχε τυποποιηθεί στο κοινό σύνολο μονάδων: Value 2020\$ /ha/yr (επίπεδα τιμών για το 2020).

Πίνακας 11. Στοιχεία που συνέβαλαν στην δημιουργία του Ιστογράμματος Συχνοτήτων για το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο των θαμνώνων και θαμνωδών δασών.

Κάτω Όριο	Άνω Όριο	Συχνότητα	Αθροιστική Συχνότητα	Κλάσεις	Κεντρικό σημείο	f*x	(X-M)	(X-M) ²	f(X-M) ²
0,3	1000	7	7	0,3-1000	500,15	3501,05	-321983,23	103673202547,79	725712417834,51
1000	10000	3	10	1000-10000	5500,00	16500,00	-316983,38	100478465309,45	301435395928,34
10000	100000	1	11	10000-100000	55000,00	55000,00	-267483,38	71547360359,45	71547360359,45
100000	1000000	8	19	100000-1000000	550000,00	4400000,00	227516,62	51763810859,45	414110486875,58
1000000	1297150	2	21	1000000-1297150	1148575,00	2297150,00	826091,62	682427359126,95	1364854718253,89
		21							
					Σf*x	6772151,05		Σf(X-M) ²	2877660379251,77
					Αριθμητικός Μέσος	322483,38		Διακύμανση	137031446631,04
								Τυπική Απόκλιση	370177,59
								Δείκτης Μεταβλητότητας	1,15

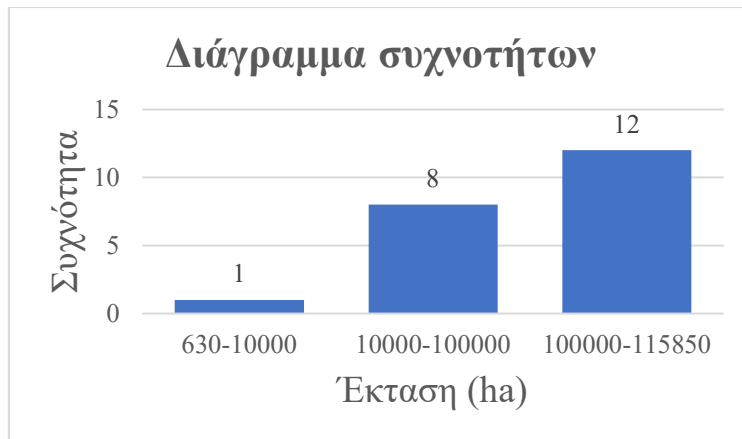


Διάγραμμα 9. Ιστόγραμμα που απεικονίζει το εύρος των τιμών για το 2020 ανά εκτάριο στους θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση.

Από το Διάγραμμα 9 προκύπτει ότι στην περίπτωση των θαμνώνων και των θαμνώδων δασών, το μεγαλύτερο ποσοστό (38,1%) των τιμών συγκεντρώνεται στην τέταρτη κλάση που περιλαμβάνει τις τιμές (100000-1000000). Επίσης, πολύ κοντά βρίσκεται η πρώτη κλάση που συγκεντρώνεται το 33,3% των παρατηρήσεων και συνολικά το δείγμα παρουσιάζει ανομοιογένεια.

Πίνακας 12. Στοιχεία που συνέβαλαν στην δημιουργία του Ιστογράμματος Συχνοτήτων για την έκταση των θαμνώνων και των θαμνώδων δασών .

Κάτω Όριο	Ανω Όριο	Συχνότητα	Αθροιστική Συχνότητα	Κλάσεις	Κεντρικό σημείο	f*x	(X-M)	(X-M) ²	f(X-M) ²
630	10000	1	1	630-10000	5315	5315	-77562	6015849070	6015849070
10000	100000	8	9	10000-100000	55000	440000	-27877	777121819	6216974553
100000	115850	12	21	100000-115850	107925	1295100	25048	627407075	7528884901
		21			Σf*x	1740415		Σf(X-M) ²	19761708523,81
					Αριθμητικός Μέσος	82876,90		Διακύμανση	941033739,23
								Τυπική Απόκλιση	30676,27
								Δείκτης Μεταβλητότητας	0,37



Διάγραμμα 10. Ιστόγραμμα που απεικονίζει το εύρος της έκτασης (site area in hectares) στους θαμνώνες και τα θαμνώδη δάση.

Παρατηρώντας το Διάγραμμα 10, η μεταβλητότητα του δείγματος είναι σχετικά χαμηλή. Αυτό συμβαίνει επειδή οι τιμές που περιλαμβάνει κάθε κλάση είναι ίδιες καθώς τα αποτελέσματα προκύπτουν μόνο από τρεις διαφορετικές μελέτες. Δηλαδή, από μία έρευνα προέκυψε ένα αποτέλεσμα ενώ από άλλες δύο 8 και 12 διαφορετικά αποτελέσματα αντίστοιχα (Value2020\$/ha/yr), τα οποία προκύπτουν από διαφορετικές οικοσυστημικές υπηρεσίες. Για καλύτερη κατανόηση τα αναλυτικά αποτελέσματα φαίνονται παρακάτω, στον πίνακα 17.

4.3 Συνολικά Αποτελέσματα

Προκειμένου να γίνουν αντιληπτά με μεγαλύτερη ευκολία και παραστατικότητα τα δεδομένα που παρέχει η ESVD συνολικά και για τους τρεις Μεσογειακούς τύπους μεγαδιαπλάσεων (Coastal Systems Biome, Palustrine Wetland Biome, Shrublands and Shrubby Woodland Biome), κρίθηκε αναγκαία η δημιουργία διαγραμμάτων όπου παρουσιάζονται όλες οι οικοσυστημικές υπηρεσίες και όλες οι μέθοδοι αποτίμησης που χρησιμοποίησαν οι συγγραφείς των μελετών καθώς και ο αριθμός των μελετών που διεξήγαγε κάθε χώρα.

4.3.1 Αποτελέσματα ΟΥ και Μεθόδων Αποτίμησης

Στο Διάγραμμα 11 που ακολουθεί, παρουσιάζεται η συχνότητα χρήσης όλων των μεθόδων αποτίμησης που εφάρμοσαν οι μελετητές και στους τρεις προαναφερθέντες τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων.



Διάγραμμα 11. Συνολική συχνότητα χρήσης των μεθόδων αποτίμησης και για τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων.

Σύμφωνα με τα δεδομένα που παρουσιάζονται στο παραπάνω διάγραμμα (Διάγραμμα 11), γίνεται αντιληπτή η συχνότητα χρήσης των μεθόδων αποτίμησης στο σύνολο των μελετών που αφορούσαν τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων (1. Coastal Systems Biome, 2. Palustrine Wetland Biome, 3. Shrublands and Shrubby Woodland Biome). Πιο συγκεκριμένα, παρατηρείται ότι μεγαλύτερη χρήση γίνεται στη περίπτωση της μεθόδου Ενδεχόμενης Αποτίμησης (CV) ενώ μικρότερη χρήση σημειώνεται στη περίπτωση των μεθόδων Δημόσιας Τιμολόγησης (PP), Μεταφοράς αξίας (VT), Ενδεχόμενης Αποτίμησης + Κόστους Ταξιδιού (CV+TC) και άλλων μεθόδων (OT).

Πίνακας 13. Εμφάνιση των μεθόδων αποτιμήσεων στα 3 οικοσυστήματα (√= ΝΑΙ, ×=ΟΧΙ).

Valuation method		Coastal Systems	Palustrine wetlands	Shrublands and shrubby woodland
CV	Contingent Valuation	√	√	×
MP	Market Prices	√	√	√
CE	Choice Modelling	√	√	√
FI	Net Factor Income	√	×	√
RC	Replacement Cost	√	√	×
PF	Production Function	×	×	√
TC	Travel Cost	√	√	√
DC	Damage Cost Avoided	√	×	√
PP	Public Pricing	√	×	√
VT	Value Transfer	√	×	×
CV+TC	Contin.Valuat.+Travel Cost	√	√	×
OT	Other	√	×	√

Τα δεδομένα που παρατίθενται στον Πίνακα 13 ελήφθησαν από τη ESVD. Το σύμβολο √ εκφράζει τη χρήση μιας μεθόδου ενώ το σύμβολο × ότι δεν έγινε χρήση της μεθόδου στον κάθε τύπο οικοσυστήματος που μελετήθηκε.

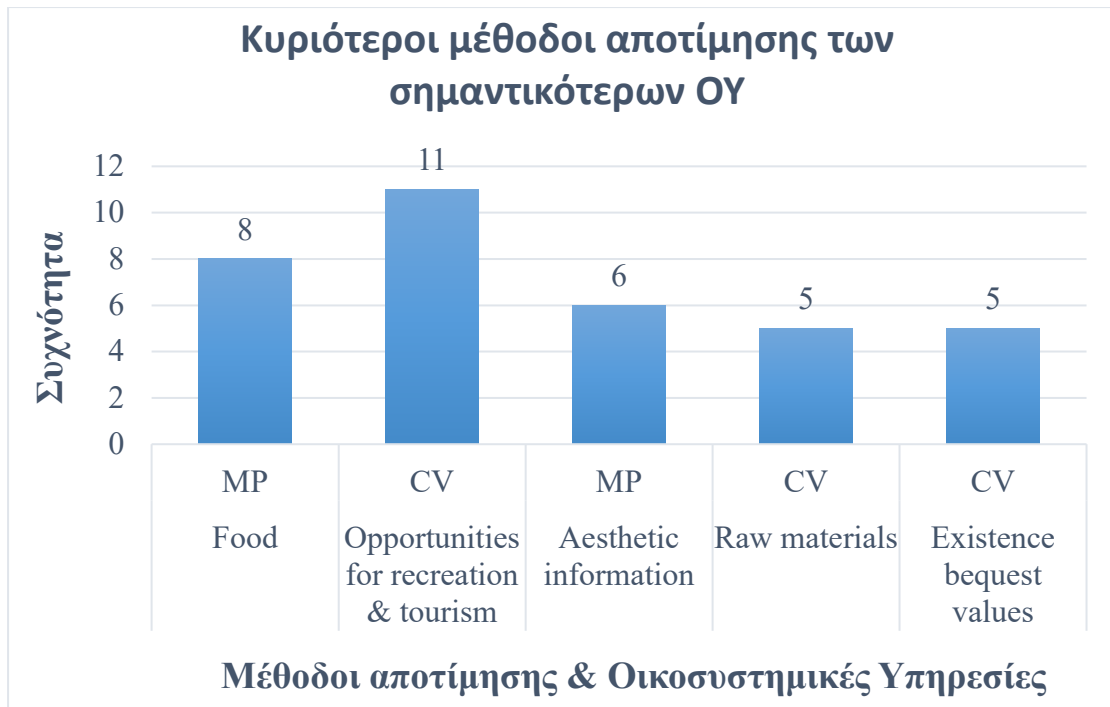
Πίνακας 14. Συγκεντρωτικός πίνακας που παρέχει πληροφορίες για την συχνότητα αναφοράς των Οικοσυστημικών Υπηρεσιών για τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων και κατηγοριοποίησή τους σύμφωνα με MA 2003.

Ecosystem Service Types (MA 2003)	Ecosystem services	Frequency
Provisioning Services	Food	19
	Raw materials	10
	Genetic resources	2
	Water	2
	Ornamental resources	1
Regulating Services	Regulation of water flows	6
	Erosion prevention	5
	Maintenance of soil fertility	4
	Climate regulation	4
	Moderation of extreme events	3
	Waste treatment	3
	Air quality regulation	1
	Pollination	1
Supporting Services	Maintenance of genetic diversity	5
	Maintenance of life cycles	5
Cultural & Amenity Services	Opportunities for recreation & tourism	19
	Aesthetic information	10
	Existence, bequest values	8
	Information for cognitive development	3
	Inspiration for culture, art and design	2
	Spiritual experience	2



Διάγραμμα 12. Ραβδόγραμμα που απεικονίζει τη συνολική συχνότητα αναφοράς των Οικοσυστημικών Υπηρεσιών και για τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων.

Στο παραπάνω διάγραμμα (Διάγραμμα 12) κατονομάζονται όλες οι οικοσυστημικές υπηρεσίες (κατηγοριοποιημένες κατά ΤΕΕΒ) που αναφέρθηκαν από τους ερευνητές στα Coastal systems, Palustrine wetlands και Shrublands and Shrubby Woodland. Παρατηρώντας το διάγραμμα, είναι εμφανές ότι οι ΟΥ που μελετήθηκαν περισσότερο και σε ίσο βαθμό είναι η Τροφή και οι Ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμό. Αντίθετα οι ΟΥ που μελετήθηκαν λιγότερο ήταν η Ρύθμιση της ποιότητας του αέρα, οι Διακοσμητικοί πόροι και η Επικοινωνία.



Διάγραμμα 13. Συνολική συχνότητα αναφοράς των κυριότερων μεθόδων αποτίμησης για τις σημαντικότερες οικοσυστημικές υπηρεσίες και για τους τρεις τύπους Μεσογειακών οικοσυστημάτων.

Στο παραπάνω διάγραμμα (Διάγραμμα 13) παρουσιάζονται οι 5 σημαντικότερες ΟΥ (που μελετήθηκαν περισσότερο) σε συνδυασμό με τη μέθοδο αποτίμησης που συνολικά χρησιμοποιήθηκε περισσότερο. Το παραπάνω διάγραμμα είναι ιδιαίτερα χρήσιμο, καθώς προσδιορίζει τη προτίμηση που δείχνουν οι ερευνητές στη χρήση μιας συγκεκριμένης μεθόδου έναντι μίας οικοσυστημικής υπηρεσίας.

Κεφάλαιο 5

Συζήτηση - Συμπεράσματα

Η ανάδειξη της συμβολής των οικοσυστημάτων και του <<φυσικού κεφαλαίου>> στην ανθρώπινη ευημερία, μπορεί να επιτευχθεί μέσω της κατανόησης των τρόπων και του βαθμού με τους οποίους οι οικοσυστημικές υπηρεσίες συμβάλλουν στην ανθρώπινη ευημερία (Hails and Omerod, 2013; Small et al., 2017). Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας διπλωματικής εργασίας που βασίστηκαν σε δημοσιευμένες μελέτες, διαπιστώνεται ότι πολλές από τις ΟΥ δεν αναγνωρίζονται ή δεν εξετάζονται σε ικανοποιητικό βαθμό κατά τη διαδικασία περιβαλλοντικής διαχείρισης (Daily, 1997 Dasgupta et al., 2000; Hattam et al., 2015). Τις περισσότερες φορές η αξία των ΟΥ δεν προσμετράται κατά τη λήψη επιχειρηματικών και πολιτικών αποφάσεων (Holzman, 2012). Οι Böhnke-Henrichs et al. (2013) αναφέρουν ότι ένας από τους λόγους είναι ότι αν και αυτές χρησιμοποιούνται άμεσα ή έμμεσα (και ενδεχομένως εν αγνοία), δεν τιμολογούνται. Επομένως, παραμένουν εκτός του πεδίου της αγοράς και δεν εμπορεύονται (Böhnke-Henrichs et al., 2013; Hattam et al., 2015). Ακόμα μία αιτία μπορεί να αποτελέσει ο έμμεσος συσχετισμός της ανθρώπινης ευημερίας και του περιβάλλοντος που υφίστανται σε διαφορετικές χωρικές και χρονικές κλίμακες (Corvalan et al., 2005; Hattam et al., 2015). Η προτεινόμενη μέθοδος επίλυσης του παραπάνω προβλήματος, αποτελεί η ποσοτικοποίηση και η αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών (Hattam et al., 2015).

Οι υπεύθυνοι λήψης αποφάσεων καλούνται να διορθώσουν την αδυναμία της αγοράς μέσω της χρήσης μεθόδων οικονομικής αποτίμησης, που βασίζονται στις δηλωμένες προτιμήσεις των ανθρώπων. Η έκφραση της αξίας των ΟΥ με νομισματικούς όρους είναι δυνατή σε περιπτώσεις που υπολογίζονται οι αξίες χρήσης (άμεσες και έμμεσες) και μη χρήσης (Bator, 1958; Kumar, 2005). Ωστόσο, σε περιπτώσεις εκτίμησης των έμμεσων αξιών όπως είναι οι ρυθμιστικές υπηρεσίες (ρύθμιση του κλίματος, ρύθμιση του διοξειδίου του άνθρακα κ.ά.) παρατηρείται ότι υπάρχει αστοχία της αγοράς καθώς για αυτές τις υπηρεσίες δεν

υπάρχει αγοραία τιμή (Bator, 1958; Kumar, 2005). Συχνά, οι υπεύθυνοι χάραξης πολιτικής όταν λαμβάνουν μία απόφαση δεν συνεκτιμούν τις μη εμπορικές αξίες (Kumar, 2005). Μία από τις σημαντικότερες προκλήσεις κατά την αποτίμηση των ΟΥ εντοπίζεται στην απόδοση αξίας σε υπηρεσίες που παρέχουν μη υλικά οφέλη τα οποία δύσκολα ποσοτικοποιούνται (De Groot et al., 2002; MEA, 2005; Chan et al., 2011; Daniel et al., 2012; Milcu et al., 2013; Plieninger et al., 2013; Weyland and Laterra, 2014; Oleson et al., 2015; Small et al., 2017) όπως είναι οι πολιτιστικές υπηρεσίες (πνευματικός και θρησκευτικός εμπλουτισμός, αναψυχή κ.ά.) (MEA, 2005). Όπως αναφέρουν χαρακτηριστικά οι Chan et al. (2012a), το ισχύον πλαίσιο αξιολόγησης των ΟΥ έχει σχεδιαστεί για την εκτίμηση των υλικών αξιών και η προσμέτρηση των μη υλικών υπηρεσιών που παρέχουν τα οικοσυστήματα θα προϋπόθετε την δημιουργία ενός νέου οράματος και της ανάπτυξης καινούριων μεθόδων (Chan et al., 2012a; Small et al., 2017).

Η αξία που δίνει η κοινωνία στις οικοσυστημικές υπηρεσίες εκφράζει το πόσο πρόθυμοι είναι οι άνθρωποι να κάνουν παραχωρήσεις προκειμένου να προστατευτούν οι φυσικοί πόροι (Pascual et al., 2012). Σε γενικές γραμμές οι ευκολίες που αφορούν την οικονομική αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών σχετίζονται με τη διασφάλιση της λήψης ορθολογικών αποφάσεων, σε μία κοινή και κατανοητή γλώσσα, που είναι σε θέση να βελτιώσουν το ισχύον εσφαλμένο οικονομικό μοντέλο (Montenegro, 2017). Όταν τα περιβαλλοντικά οφέλη που απορρέουν από τις οικοσυστημικές υπηρεσίες είναι μεταφρασμένα σε τιμές δολαρίου (μία τιμή με την οποία οι άνθρωποι είναι εξοικειωμένοι) είναι ευκολότερο οι υπεύθυνοι λήψης αποφάσεων να αντιληφθούν τα πραγματικά κόστη και οφέλη (Boyd, 2011). Ωστόσο, από τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας καθίσταται σαφές ότι η αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών αποδεικνύεται ιδιαίτερα δύσκολη. Αν και πολλές από τις παρεχόμενες υπηρεσίες μπορούν να εκτιμηθούν σε καλά αναπτυγμένες αγορές, υπάρχουν περιπτώσεις όπου ο υπολογισμός της αξίας των περισσότερων μη εμπορεύσιμων πολιτιστικών και ρυθμιστικών υπηρεσιών είναι περιορισμένος και συχνά αμφισβητείται η αξιοπιστία της εκτιμήσεώς τους (Carpenter et al., 2006; Barbier et al., 2009; Pascual et al., 2012). Επιπλέον, επειδή οι οικοσυστημικές υπηρεσίες εκλαμβάνονται από την κοινωνία ως δημόσια αγαθά, έχουν την τάση να

χρησιμοποιούνται υπερβολικά και μόνο για ένα περιορισμένο αριθμό περιπτώσεων μπορούν να ληφθούν υπόψη οι τιμές της αγοράς για τον υπολογισμό της αξίας μιας οικοσυστημικής υπηρεσίας (Pascual et al., 2012). Ακόμη, οι φυσικοί πόροι και οι οικοσυστημικές υπηρεσίες, ως δημόσια αγαθά, συνήθως δεν εμπορεύονται στις αγορές και ως εκ τούτου δεν έχουν φανερές τιμές (<https://www.sesync.org/resources/valuation-natural-resources-and-ecosystem-services-economic-methods>). Παράλληλα, η αντίληψη της οικονομικής αξίας που έχουν οι υπηρεσίες που παρέχουν τα οικοσυστήματα είναι ανθρωποκεντρική και εξαρτάται από τις αλλαγές που παρατηρούνται στις προτιμήσεις που δείχνουν οι άνθρωποι στην ποιότητα ή και τη ποσότητα των οικοσυστημικών υπηρεσιών και αγαθών (Pascual et al., 2012).

Ένας τρόπος αξιολόγησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών στην πράξη είναι ο περιβαλλοντικός σχεδιασμός (Von Haaren and Albert, 2011). Όπως αναφέρει ο Ronchi (2021) οι οικοσυστημικές υπηρεσίες θα μπορούσαν να βοηθήσουν στο στρατηγικό σχεδιασμό και στο συντονισμό της λήψης αποφάσεων με έναν πιο συνενεργειακό τρόπο (Ronchi, 2021). Ειδικότερα, οι οικοσυστημικές υπηρεσίες μπορούν να χρησιμεύσουν στην βελτίωση του αστικού χαρακτήρα και της ανθεκτικότητας των πόλεων καθώς και της ποιότητας ζωής που κυριαρχεί, μέσω της συνεκτίμησης των ωφελειών που προκύπτουν από τον σχεδιασμό (Gómez-Baggethun and Barton, 2013; Hansen et al., 2021). Παράλληλα, η ανάπτυξη των εφαρμογών των οικοσυστημικών υπηρεσιών και η χρήση τους ως ένα αποτελεσματικό εργαλείο στον πράσινο σχεδιασμό, δύναται να βοηθήσουν στην άμβλυνση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων, την επίτευξη των στόχων της βιώσιμης ανάπτυξης και στην πληρέστερη αντίληψη των αντισταθμιστικών λύσεων (Arkema et al., 2015; Hansen et al., 2021). Συνολικά, η προστασία των φυσικών πόρων συνδέεται άμεσα με την επιτυχή ενσωμάτωση των οικοσυστημικών υπηρεσιών στο σχεδιασμό και στη λήψη αποφάσεων (Hauck et al., 2013).

Κατά την αποτίμηση της αξίας των υπηρεσιών που παρέχουν τα οικοσυστήματα, χρησιμοποιούνται διάφορες μέθοδοι και προσεγγίσεις (Liu et al., 2010; Legesse et al., 2022). Η πιο διαδεδομένη και συχνότερα εφαρμοζόμενη προσέγγιση είναι η νομισματική αποτίμηση των ΟΥ (Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022). Αυτή,

λογίζεται ως ο πρακτικότερος τρόπος επικοινωνίας με τους πολιτικούς και επιχειρηματικούς θεσμούς (Spash, 2013; Legesse et al., 2022). Στα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής (Κεφάλαιο 4), αποδείχθηκε ότι στην περίπτωση της Παράκτιας Μεγαδιάπλασης και της Μεγαδιάπλασης των Υγροτόπων, πολλοί ερευνητές (Cicia et al., 2003; Birol et al., 2006; García-Llorente et al., 2011; Martín-López et al., 2011; Perni et al., 2011; Dribek and Voltaire, 2017), προτίμησαν τη χρήση της μεθόδου Ενδεχόμενης Αποτίμησης (Contingent Valuation Method). Η μέθοδος χρησιμοποιείται για την εκτίμηση των οικονομικών αξιών όλων των ειδών οικοσυστημικών και περιβαλλοντικών υπηρεσιών και συνήθως χρησιμοποιείται λόγω της μεγάλης σημασίας που έχουν οι αξίες μη χρήσης (https://www.ecosystemvaluation.org/contingent_valuation.htm) και η χρήση της σε θαλάσσια και παράκτια οικοσυστήματα είναι ολοένα και πιο συχνή λόγω της ευελιξίας και της εγκυρότητάς της (Velasco et al., 2018). Η πιο διαδεδομένη μέθοδος δηλωμένης προτίμησης στον τομέα της οικονομικής αποτίμησης του ελέγχου της διάβρωσης ακτών, είναι η μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης (Dribek and Voltaire, 2017) και μέσω της χρήσης της αποσπώνται οι προτιμήσεις των ατόμων σε νομισματικούς όρους για αλλαγές που αφορούν την ποιότητα ή την ποσότητα των μη εμπορεύσιμων περιβαλλοντικών πόρων (Birol et al., 2006). Η μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης είναι ιδιαίτερα χρήσιμη στις εφαρμογές των υδάτινων πόρων διότι εξετάζει τις αξίες άμεσης και έμμεσης χρήσης καθώς και τις αξίες επιλογής που σχετίζονται με τη βιοποικιλότητα και τις τιμές μη χρήσης (Birol et al., 2008).

Όσον αφορά τη Μεγαδιάπλαση Θαμνώνων και θαμνωδών δασών, σύμφωνα με τα αποτελέσματα των ερευνών που μελετήθηκαν, διαπιστώθηκε ότι πολλοί ερευνητές (Bernues et al., 2014; Notaro and De Salvo, 2010) δείχνουν μια προτίμηση στη χρήση της μεθόδου Μοντελοποίησης Επιλογής (Choice Modelling). Αυτή η τεχνική δηλωμένης προτίμησης χρησιμοποιείται συχνά σε περιβαλλοντικές εφαρμογές και κυρίως σε αυτές που αφορούν τις αξίες χρήσης. Τα πλεονεκτήματα αυτής της μεθόδου έναντι της μεθόδου ενδεχόμενης αποτίμησης είναι τα εξής: α) παρέχει περισσότερες πληροφορίες που αφορούν τις προτιμήσεις των ανθρώπων β) η ικανότητά του να λαμβάνει υπόψη διαφορές στις περιβαλλοντικές βελτιώσεις κατά τη μεταφορά εκτιμήσεις οφέλους, την

καθιστά κατάλληλη για τη μεταφορά οφελών (benefit transfer) γ) θεωρείται ότι είναι λιγότερο ευάλωτη σε μεροληψίες που επηρεάζουν την ενδεχόμενη αποτίμηση (Morrison and Bennett, 2000).

Κατά τη συγγραφή της εν λόγω μεταπτυχιακής διατριβής, η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε αφορούσε τη συλλογή και χρήση στοιχείων και πληροφοριών που παρέχονταν από τη Βάση Δεδομένων Αποτίμησης Οικοσυστημικών Υπηρεσιών (ESVD). Συνεπώς, τα αποτελέσματα που προέκυψαν και παρουσιάστηκαν (Ενότητα 4) σχετίζονται αποκλειστικά με μελέτες που α) ήταν καταχωρημένες στη ESVD, β) πληρούσαν τα τρία κριτήρια αναζήτησης που είχαν επιλεγεί (αναφέρονται στην υποενότητα 3.3) και γ) οι καταχωρημένες αξίες ήταν τυποποιημένες στο κοινό σύνολο μονάδων: διεθνή δολάρια/εκτάριο/έτος σε επίπεδα τιμών του 2020 (Value 2020\$ /ha/yr). Ενδέχεται τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας να ήταν πιο ολοκληρωμένα και να διέφεραν εάν υπήρχαν δεδομένα και για τις μελέτες των οποίων οι καταχωρημένες αξίες δεν ήταν τυποποιημένες στο κοινό σύνολο μονάδων. Επιπλέον, η ποικιλία και η ακεραιότητα των στοιχείων που χρησιμοποιήθηκαν εξαρτάται από την εγκυρότητα των πληροφοριών που παρέχει η Βάση Δεδομένων. Αναγνωρίζεται ότι θα ήταν μελλοντικά χρήσιμη μία διεξοδική και πολύπλευρη έρευνα που θα χρησιμοποιούσε και θα επαλήθευε τα ευρύματα της παρούσας διπλωματικής εργασίας καθώς και θα πρόσθετε νέες γνώσεις στην οικονομική αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών σε Μεσογειακά Οικοσυστήματα.

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή επισημαίνει ότι απαιτούνται ουσιαστικές ενέργειες για την αντιμετώπιση των εμποδίων που αποτελούν αποτρεπτικούς παράγοντες μιας πιο ολοκληρωμένης και ακριβούς αποτίμησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών και ειδικότερα εκείνων που δεν έχουν υλικά οφέλη και υπηρεσίες. Επίσης, γίνεται σαφές ότι οι υπεύθυνοι λήψης αποφάσεων χρειάζονται λεπτομερή και αξιόπιστο προσδιορισμό της αξίας των ΟΥ καθώς και των αλλαγών που μπορεί να προκύψουν από τη διατάραξη ενός οικοσυστήματος λόγω ανθρωπίνων ενεργειών. Με αυτό τον τρόπο θα μπορούν να υπολογιστούν τα κόστη και οφέλη αυτών των δραστηριοτήτων. Επιπρόσθετα, χρειάζεται κατάλληλη διακυβέρνηση ώστε να επιβληθούν οι θεσμοί παρακολούθησης που αρμόζουν προκειμένου να επιτευχθεί η σωστή λειτουργία της αγοράς των

οικοσυστημικών υπηρεσιών. Οι θεσμοί αυτοί οφείλουν να παρακολουθούν και να προστατεύουν την υγεία των οικοσυστημάτων, να συμμορφώνουν τους πολίτες επιβάλλοντας δικαιώματα και ευθύνες και να παρέχουν ισότιμη πρόσβαση στην παροχή των οικοσυστημικών υπηρεσιών. Προκειμένου να επιτευχθούν τα παραπάνω, αναγνωρίζεται ότι είναι αναγκαίο οι υπεύθυνοι λήψης αποφάσεων να δεχθούν βοήθεια και να συνεργαστούν με την επιστημονική κοινότητα που μελετά τα οικοσυστήματα και τις υπηρεσίες που αυτά παρέχουν.

Παράρτημα Α

Μέθοδοι Αποτίμησης

A.1 Μέθοδοι Άμεσης Αποτίμησης της Αγοράς

Αυτή η κατηγορία μεθόδων χρησιμοποιεί δεδομένα από ήδη υπάρχουσες αγορές για τη διαδικασία αποτίμησης των ΟΥ. Δηλαδή, λειτουργεί με τιμές αγαθών και υπηρεσιών που ήδη υπάρχουν σε πραγματικές αγορές. Οι μέθοδοι άμεσης αποτίμησης αποτελούνται από τις εξής προσεγγίσεις: α) προσέγγιση με βάση τις τιμές της αγοράς (market price-based methods), β) προσέγγιση αποτίμησης με βάση το κόστος (cost-based methods) και γ) προσέγγιση αποτίμησης συναρτήσεων παραγωγής (production function-based methods) (Koetse et al., 2015; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

α) Προσέγγιση με βάση τις τιμές της αγοράς: εκτιμά την οικονομική αξία των οικοσυστημικών αγαθών και υπηρεσιών που πωλούνται, αγοράζονται και αποτελούν αντικείμενο διαπραγμάτευσης στις εμπορικές αγορές (ecosystemvaluation.org; Arias-Arévalo et al., 2018; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022). Η μέθοδος αυτή μπορεί να χρησιμεύσει κατά την αποτίμηση τυχόν αλλαγών στην ποσότητα ή και στη ποιότητα ενός προσφερόμενου αγαθού ή μιας υπηρεσίας (ecosystemvaluation.org; Legesse et al., 2022). Αν και μπορεί να αποτελέσει υποκατάστατο για τις άμεσες και έμμεσες αξίες χρήσης, η μέθοδος αυτή δεν μπορεί να αποτυπώσει τις αξίες μη χρήσης και η τιμή θεωρείται ως η ελάχιστη έκφραση προθυμίας πληρωμής (DEFRA, U., 2007). Επίσης, βασίζεται σε πρότυπες οικονομικές τεχνικές για τον υπολογισμό των οικονομικών οφελών από τα εμπορεύσιμα αγαθά βάσει των ποσοτήτων που αγοράζουν οι άνθρωποι σε διαφορετικές τιμές και την προσφερόμενη ποσότητα που διατίθεται σε διαφορετικές τιμές (ecosystemvaluation.org; Christie et al., 2012; Koetse et al., 2015; Arias-Arévalo et al., 2018; Legesse et al., 2022). Ακόμη, σε περιπτώσεις όπου οι τιμές της αγοράς πρέπει να προσαρμοστούν προκειμένου

να διορθωθούν σφάλματα της αγοράς (φόροι, επιδοτήσεις κ.ά.), η μέθοδος μπορεί να ονομαστεί προσαρμοσμένη τιμή της αγοράς (adjusted market price method) (Bateman et al. 2011; Selivanov and Hlaváčková, 2021).

❖ Πλεονεκτήματα:

- Χρησιμοποιείται όταν πρωτογενής πόρος ή το οικοσύστημα που επηρεάζεται έχει αγορά, επειδή τα δεδομένα που αφορούν τις τιμές, τις ποσότητες και τα κόστη είναι σχετικά εύκολο να συλλεχθούν για τις υπάρχουσες αγορές.
- Η μέθοδος των τιμών της αγοράς αντικατοπτρίζει την προσωπική προθυμία ενός ατόμου να πληρώσει για το κόστος και τα οφέλη των προϊόντων που πωλούνται και αγοράζονται στις αγορές (καυσόξυλα, ξυλεία, ψάρια κ.ά.).
- Μέσω της παρατήρησης πληροφοριών και δεδομένων που έχουν συλλεχθεί και αφορούν τις πραγματικές προτιμήσεις ατόμων, μπορεί να προσδιοριστεί η αξία που αποδίδουν οι άνθρωποι σε ένα αγαθό.
- Η μέθοδος αγοραίας τιμής είναι σχετικά εύκολη και περιλαμβάνει τυποποιημένες οικονομικές τεχνικές που είναι αποδεκτές (Perrot-Maitre, 2005; Ellis and Porter-Bolland, 2008; Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).

❖ Μειονεκτήματα:

- Η πραγματική οικονομική αξία των αγαθών ή υπηρεσιών ενδέχεται να υποεκτιμάται και να μην αντικατοπτρίζεται σε ικανοποιητικό βαθμό στις τιμές της αγοράς. Αυτό συμβαίνει λόγω: ύπαρξης ατελειών της αγοράς, ανεπαρκούς ανάπτυξης της αγοράς ή και αποτυχιών στον τομέα της πολιτικής (Perrot-Maitre, 2005; Ellis and Porter-Bolland, 2008; Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).
- Είναι πιθανό να υποεκτιμηθεί η αξία των φυσικών πόρων αφού δεν είναι δυνατή η αποτύπωση των αξιών μη χρήσης (non-use values) (Ellis and Porter-Bolland, 2008; Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022).
- Τα στοιχεία που διατίθενται στην αγορά μερικές φορές αφορούν ένα περιορισμένο αριθμό αγαθών και υπηρεσιών, αφού πολλά από τα αγαθά

που παρέχουν τα οικοσυστήματα δεν έχουν αγορές. Έτσι, πολλές φορές μπορεί να μην εκφράζουν την πραγματική αξία κάθε παραγωγικής χρήσης που έχει ένας πόρος (Perrot-Maitre, 2005; Ellis and Porter-Bolland, 2008; Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).

- Θα πρέπει να υπολογίζονται τυχόν εποχιακές διακυμάνσεις και μεταβολές στην τιμή (Perrot-Maitre, 2005; ecosystemvaluation.org).
- Είναι πιθανό να μην έχει ληφθεί υπόψη το κόστος μεταφοράς των αγαθών στις αγορές (Perrot-Maitre, 2005).
- Η μέθοδος αγοραίας τιμής δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί με ευκολία για τον υπολογισμό της αξίας μεταβολών μεγάλης κλίμακας που θα μπορούσαν μελλοντικά να έχουν επιπτώσεις στην προσφορά ή και τη ζήτηση ενός αγαθού ή μιας υπηρεσίας (ecosystemvaluation.org).
- Πολλές φορές αυτή η μέθοδος υπερεκτιμά τα οφέλη που προσφέρει ένα οικοσυστημικό προϊόν ή μια υπηρεσία, καθώς δεν αφαιρεί την αγοραία αξία των υπόλοιπων πόρων που απαιτήθηκαν προκειμένου το οικοσυστημικό προϊόν ή η υπηρεσία να διατεθεί στην αγορά (ecosystemvaluation.org).

β) Προσέγγιση αποτίμησης με βάση το κόστος: θεωρεί ότι η αξία των ΟΥ ορίζεται ως το κόστος που αποφεύγεται λόγω της ύπαρξης των ΟΥ (The Parliamentary Office of Science and Technology ; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022). Δηλαδή, οι μέθοδοι κόστους αφορούν τα κόστη που προκαλούνται από τη καταστροφή ή την απώλεια μιας οικοσυστημικής υπηρεσίας ή σχετίζονται ακόμα και με το κόστος της αντικατάστασης μιας οικοσυστημικής υπηρεσίας (DEFRA, U., 2007). Επίσης, η προσέγγιση αυτή περιλαμβάνει εκτιμήσεις του κόστους που θα υπήρχαν αν έπρεπε να επαναδημιουργηθούν με τεχνητά μέσα τα οφέλη των ΟΥ (Din Garrod and Kenneth, 1999; Legesse et al., 2022).

Άλλες εκδοχές της προσέγγισης αποτίμησης με βάση το κόστος είναι:

- Μέθοδος του κόστους αντικατάστασης (Replacement cost method): η τεχνική αυτή εκτιμά την αξία των ΟΥ ως το κόστος που σχετίζεται με την αντικατάστασή ή αποκατάστασή τους με τεχνητές τεχνολογίες. Η εν λόγω

προσέγγιση χρησιμοποιείται ευρύτατα λόγω του ότι είναι εύκολο να βρεθούν οι υπολογισμοί του κόστους (DEFRA, U., 2007; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022)

- Μέθοδος του αποφευγόμενου κόστους (Avoided cost method – Damage cost avoided method): η τεχνική αυτή ορίζει την αξία των ΟΥ ως το κόστος που σχετίζεται με την υποτιθέμενη καταστροφή που έχει αποτραπεί λόγω της παρουσίας των ΟΥ ή αναφέρεται στο κόστος που θα πρόκυπτε απουσία των ΟΥ (Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022)
- Μέθοδος του κόστους μετριασμού ή αποκατάστασης (Mitigation or restoration cost method): η τεχνική αυτή αφορά είτε το κόστος μετριασμού των επιπτώσεων που προκαλούνται από την απώλεια των ΟΥ είτε το κόστος αποκατάστασης των ανωτέρω υπηρεσιών. Προϋποθέτει, ότι το κόστος των ΟΥ ισούται με τα έξοδα που έχουν προκύψει κατά τον μετριασμό των δυσμενών επιδράσεων που προκλήθηκαν από την υποβάθμιση του οικοσυστήματος (Koetse et al., 2015; Kornatowska and Sienkiewicz, 2018; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

❖ Πλεονεκτήματα:

- Η προσέγγιση αποτίμησης με βάση το κόστος είναι απλή στην εφαρμογή της καθώς βασίζεται σε δευτερογενή δεδομένα που σχετίζονται με τα οφέλη των ΟΥ και το κόστος των εναλλακτικών λύσεων. Επίσης, μπορεί να βοηθήσει στην εξοικονόμηση χρόνου, πόρων και δεδομένων. Για αυτούς τους λόγους θεωρείται εξαιρετικά χρήσιμη σε περιπτώσεις όπου δεν υπάρχει χρόνος για την διεξαγωγή λεπτομερών ερευνών ή οι οικονομικοί πόροι και οι τεχνικές δεξιότητες έχουν περιορισθεί (Perrot-Maitre, 2005; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022).
- Με την χρήση αυτών των μεθόδων επιτυγχάνεται η μέτρηση του κόστους παραγωγής των οφελών, κάτι που είναι πιο εύκολο από την εκτίμηση των ίδιων των οφελών όταν τα αγαθά και οι υπηρεσίες δεν διατίθενται στην αγορά (Perrot-Maitre, 2005; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022).

❖ Μειονεκτήματα:

- Συνολικά, η αξία ενός οικοσυστήματος μπορεί να υπολογιστεί μόνο κατά προσέγγιση. Αυτό συμβαίνει επειδή η μέθοδος εξαρτάται από την ποιότητα των παρεχόμενων δεδομένων τα οποία θα μπορούσαν να είναι εσφαλμένα και να έχουν ως αποτέλεσμα τη διαστρέβλωση της αποτίμησης του υπο μελέτη φυσικού πόρου (Perrot-Maitre, 2005; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022).
- *Κόστος αντικατάστασης (Replacement cost)*: μειονέκτημα αυτής της εκδοχής της προσέγγισης αποτελεί η αδυναμία ανεύρεσης άριστων αντικαταστατών των οικοσυστημικών αγαθών και υπηρεσιών. Επομένως, τα αποτελέσματα της αποτίμησης έχουν την τάση να υποεκτιμούν την αξία των οικοσυστημάτων.
- *Δαπάνες μετριασμού (Mitigation expenditures)*: μειονέκτημα αυτής της εκδοχής της προσέγγισης αποτελεί η διαφωνία των απόψεων μεταξύ των πολιτών και των επιστημόνων που αφορούν τις επιπτώσεις της απώλειας των οικοσυστημάτων και τις απαιτήσεις μετριασμού αυτών των επιπτώσεων.
- *Μέθοδος κόστους ζημίας (Damage cost method)*: μειονέκτημα αυτής της εκδοχής της προσέγγισης αποτελεί η δυσκολία συσχέτισης των εκτιμώμενων υποθετικών ζημιών με μεταβολές που εμφανίζονται στα οικοσυστήματα (Perrot-Maitre, 2005).

γ) Προσέγγιση αποτίμησης συναρτήσεων παραγωγής: εκτιμά κατά πόσο μια ορισμένη ΟΥ μπορεί να βοηθήσει στην παροχή μιας διαφορετικής οικοσυστημικής υπηρεσίας ή αγαθού σε μια υπαρκτή αγορά (Legesse et al., 2022). Δηλαδή, η μέθοδος αυτή θεωρεί ότι η αξία μιας ΟΥ υπολογίζεται συναρτήσει της συνεισφοράς της συγκεκριμένης ΟΥ στην ενίσχυση του εισοδήματος ή τη βελτίωση της παραγωγικότητας (Pascual et al., 2010; Selivanov and Hlaváčková, 2021). Η παραπάνω μέθοδος ενδείκνυται για περιπτώσεις όπου οι οικοσυστημικές υπηρεσίες και τα αγαθά, χρησιμοποιούνται σε συνδυασμό με

άλλες εισροές προκειμένου να παραχθεί ένα εμπορεύσιμο αγαθό (Chee, 2004; Pascual et al., 2010; Legesse et al., 2022).

❖ Πλεονεκτήματα:

- Η εφαρμογή της μεθόδου είναι απλή. Οι πληροφορίες που απαιτούνται είναι συγκεκριμένες και τα σχετικά στοιχεία διατίθενται άμεσα κάτι που καθιστά την διαδικασία εφαρμογής αρκετά οικονομική (Spash, 2000; Perrot-Maitre, 2005; Pascual et al., 2010; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).

❖ Μειονεκτήματα:

- Προϋποθέτει την διαμόρφωση ενός μοντέλου για τον συσχετισμό της δόσης και απόκρισης μεταξύ των πόρων και της οικονομικής παραγωγής (Spash, 2000; Pascual et al., 2010; Legesse et al., 2022).
- Παρατηρείται δυσκολία στον προσδιορισμό μιας σχέσης που θα διασυνδέει τυχόν μεταβολές της ποιότητας ή της παροχής των ΟΥ με τις μεταβολές του περιβάλλοντος ή τις διαχειριστικές προτάσεις (Perrot-Maitre, 2005)
- Σε περίπτωση που υπάρξουν μεταβολές στο οικοσύστημα που επιδρούν στην τιμή της αγοράς ενός αγαθού, η μέθοδος καθίσταται δύσκολα εφαρμόσιμη και περίπλοκη (Perrot-Maitre, 2005; ecosystemvaluation.org).
- Εάν υπάρξουν έντονες αλλαγές στις ΟΥ, μπορεί να παρατηρηθεί προτίμηση εναλλακτικών οικοσυστημικών υπηρεσιών και αγαθών από τους καταναλωτές (Perrot-Maitre, 2005).
- Μπορεί να χρησιμοποιηθεί μόνο στην αποτίμηση πόρων έχουν τη δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν ως συνεισφορές για την παραγωγή προϊόντων της αγοράς (ecosystemvaluation.org).
- Υπάρχει δυσκολία στην εφαρμογή της στα συστήματα πολλαπλών χρήσεων, επειδή κατά την αποτίμηση ενός οικοσυστήματος δεν συνδέονται όλες οι ΟΥ με την παραγωγή προϊόντων που διατίθενται στο εμπόριο. Έτσι, προκύπτουν προβλήματα που σχετίζονται με την διπλή καταμέτρηση ή την υποεκτίμηση της αξίας του οικοσυστήματος (Spash, 2000; Pascual et al., 2010; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).

- Συχνά δεν υπάρχουν επαρκή δεδομένα που να αφορούν: την εξάρτηση των εμπορεύσιμων αγαθών από τις ΟΥ, τη βελτίωση της ποσότητας ή της ποιότητας ενός πόρου, τα αποτελέσματα που προκύπτουν στην πράξη από τη βελτίωση της ποσότητας ή της ποιότητας ενός πόρου (Spash, 2000; Pascual et al., 2010; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).

A.2 Μέθοδοι Έμμεσης Αποτίμησης της Αγοράς

Αυτή η κατηγορία μεθόδων περιλαμβάνει τον υπολογισμό της αξίας που αποδίδουν οι καταναλωτές για τις ΟΥ, μέσω της παρατήρησης της συμπεριφοράς των καταναλωτών κατά την αγορά αγαθών (Chu et al., 2020; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022). Ειδικότερα, οι μέθοδοι δηλωμένης/αποκαλυπτόμενης προτίμησης, χρησιμοποιούν δεδομένα που λαμβάνονται από ήδη διενεργημένες συναλλαγές και με αυτό τον τρόπο μπορούν να βασίζονται σε στοιχεία που αφορούν τις προτιμήσεις του κοινού για ένα εμπορεύσιμο αγαθό με περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά (Selivanov and Hlaváčková, 2021; DEFRA, U., 2007). Οι πιο συχνά χρησιμοποιούμενες μέθοδοι δηλωμένης/αποκαλυπτόμενης προτίμησης είναι: α) μέθοδος του κόστους ταξιδιού (Travel cost method) και β) μέθοδος ηδονικής τιμολόγησης (Hedoning pricing method) (Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

α) Μέθοδος του κόστους ταξιδιού: χρησιμοποιείται κυρίως για την αξιολόγηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών της αναψυχής. Μέσω αυτής της μεθόδου, μπορεί να εκτιμηθεί η αξία μιας ΟΥ με βάση τον χρόνο που δαπανάται για να ταξιδέψει κάποιος και το κόστος (κόστος ταξιδιού, τέλη εισόδου, κόστος ευκαιρίας χρόνου) που προκύπτει κατά την είσοδο του σε μια περιοχή που παρέχεται η οικοσυστημική υπηρεσία της αναψυχής (DEFRA, U., 2007; Selivanov and Hlaváčková, 2021). Επιπρόσθετα, η μέθοδος αυτή μπορεί να χρησιμοποιηθεί προκειμένου να γίνει η εκτίμηση των οικονομικών οφελών ή του κόστους που προκύπτει από τα ακόλουθα:

- αλλαγές στο κόστος εισόδου σε ένα χώρο αναψυχής
- κατάργηση μιας υπάρχουσας περιοχής αναψυχής
- προσθήκη νέων χώρων αναψυχής
- αλλαγές στην ποιότητα του περιβάλλοντος ενός χώρου αναψυχής (ecosystemvaluation.org; Legesse et al., 2022).

Επιπλέον, μέσω του υπολογισμού της ζήτησης που υπάρχει για την επίσκεψη μιας συγκεκριμένης περιοχής, μπορεί να προσδιορισθεί και η αξία των αλλαγών της ποιότητας ή της ποσότητας μιας περιοχής αναψυχής (Bateman et al., 2002; Bateman et al., 2006; Gürlük and Rehber, 2008; Bateman et al., 2011; Legesse et al., 2022). Επιπρόσθετα, προκειμένου να χρησιμοποιηθεί η παραπάνω μέθοδος, προϋποτίθεται η αξία που αποδίδεται στην υπό μελέτη περιοχή να είναι τουλάχιστον ίση με το ποσό που είναι διατεθειμένοι να πληρώσουν για να ταξιδέψουν σε αυτή οι επισκέπτες. Αυτό σημαίνει ότι ο χρόνος και τα έξοδα του ταξιδιού στα οποία υπόκεινται οι επισκέπτες, αντιπροσωπεύουν την τιμή της πρόσβασης στην περιοχή. Ακόμη, έχοντας ως γνώμονα τον αριθμό των ταξιδιών που έχουν πραγματοποιηθεί σε μια περιοχή, προκύπτουν στοιχεία που αφορούν την προθυμία των ανθρώπων να καταβάλλουν ένα αντίτιμο προκειμένου να επισκεφτούν την υπό μελέτη τοποθεσία (Farber et al., 2002; Legesse et al., 2022)

❖ Πλεονεκτήματα:

- Χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της αξίας της αναψυχής μιας τοποθεσίας και εφαρμόζεται με σχετική ευκολία (Perrot-Maitre, 2005; Provins and Powell, 2006; Graves, 2018; Legesse et al., 2022).
- Προσεγγίζει σε μεγάλο βαθμό τις πιο συμβατικές εμπειρικές μεθόδους που ακολουθούν οι οικονομολόγοι για την αξιολόγηση των οικονομικών αξιών βάσει των τιμών της αγοράς.
- Δεν στηρίζεται στη προθυμία πληρωμής των ερωτώμενων που αφορά μια υποθετική κατάσταση, αλλά βασίζεται στην πραγματική στάση των ανθρώπων.
- Οι μελέτες που γίνονται επιτόπου στις υπό μελέτη τοποθεσίες παρέχουν την δυνατότητα συμμετοχής σε πολλούς πρόθυμους επισκέπτες, εξασφαλίζοντας έτσι τη συγκέντρωση ενός μεγάλου

μεγέθους δείγματος (Provins and Powell, 2006; Graves, 2018; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).

- Η μέθοδος του κόστους ταξιδιού εφαρμόζεται σχετικά ανέξοδα και τα στοιχεία που προκύπτουν ερμηνεύονται με ευκολία (ecosystemvaluation.org).

❖ Μειονεκτήματα:

- Συνηθίζεται να υποεκτιμάται η ψυχαγωγική αξία που προσφέρει η τοποθεσία, δεδομένου ότι υπολογίζονται μόνο ο απαιτούμενος χρόνος και τα χρήματα που δαπανώνται για την πρόσβαση στον προορισμό (Provins and Powell, 2006; Graves, 2018; Legesse et al., 2022).
- Κατά την εφαρμογή αυτής της μεθόδου γίνεται μια υπόθεση που εικάζει ότι τα άτομα που ταξιδεύουν έχουν ως σκοπό την επίσκεψη μιας ορισμένης περιοχής μόνο για λόγους αναψυχής. Επομένως, σε περιπτώσεις όπου ένα ταξίδι είναι πολυλειτουργικό δεν μπορεί να γίνει χρήση της μεθόδου γιατί η αξία του μέρους μπορεί να υπερεκτιμηθεί και μπορεί να υπάρξει δυσκολία κατανομής του κόστους μεταξύ των διαφόρων σκοπών (Provins and Powell, 2006; Graves, 2018; Legesse et al., 2022; ecosystemvaluation.org).
- Δεν μπορεί να εφαρμοστεί σε έρευνες που γίνονται σε φτωχότερες χώρες στις οποίες ο πληθυσμός δεν έχει την απαραίτητη οικονομική άνεση για να ταξιδέψει (Provins and Powell, 2006; Graves, 2018; Legesse et al., 2022).
- Η μέθοδος θεωρεί ότι ο πληθυσμός συνειδητοποιεί τυχόν αλλαγές που αφορούν το κόστος ταξιδιού και αντιδρά κατά τον ίδιο τρόπο θα ανταποκρίνονταν σε αντίστοιχες αλλαγές του κόστους εισόδου.
- Η ύπαρξη εναλλακτικών τοποθεσιών που προσφέρουν τις ίδιες ΟΥ μπορεί να επηρεάσει την αξία που δίνει ένα άτομο σε μια τοποθεσία. Δηλαδή, σε περιπτώσεις όπου ένα άτομο μπορεί να διαλέξει μεταξύ πολλών τοποθεσιών αλλά επιλέγει να επισκεφτεί ένα συγκεκριμένο μέρος, η αξία που δίνει στην περιοχή είναι υψηλότερη από αυτή που δίνει κάποιος που δεν έχει άλλη λύση.

- Δεν αποτυπώνεται η υψηλή αξία που δίνουν οι άνθρωποι που επιλέγουν να μείνουν σε κοντινή απόσταση από μια περιοχή.
- Οι ερωτήσεις που γίνονται επιτόπου στους επισκέπτες ενδέχεται να προκαλέσουν μεροληψίες δειγματοληψίας στην ανάλυση.
- Η μέτρηση και συσχέτιση της ποιότητας αναψυχής με την ποιότητα του περιβάλλοντος μπορεί να παρουσιάζει δυσκολίες.
- Δεν είναι ιδιαίτερα κατάλληλη για τοποθεσίες που βρίσκονται κοντά σε αστικά κέντρα όπου πολλές επισκέψεις μπορεί να οφείλονται σε ζώνες προέλευσης που γειτνιάζουν και άρα να επηρεάζουν τον αριθμό των πραγματοποιούμενων ταξιδιών.
- Η χρήση της μεθόδου περιορίζεται στο πεδίο εφαρμογής της, διότι προϋποθέτει τη συμμετοχή των επισκεπτών. Επομένως, είναι αδύνατο να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό της αξίας περιβαλλοντικών χαρακτηριστικών και λειτουργιών μιας τοποθεσίας που δεν θεωρούνται σημαντικές από τους επισκέπτες. Επίσης, δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την αποτίμηση αξιών που βρίσκονται εκτός του χώρου αλλά υποστηρίζονται από αυτόν (ecosystemvaluation.org).
- Είναι δαπανηρή και χρονοβόρα, καθώς απαιτεί σύνθετη στατιστική ανάλυση πλήθους σύνθετων δεδομένων (Perrot-Maitre, 2005).

β) Μέθοδος ηδονικής τιμολόγησης: χρησιμοποιείται για την αποτύπωση της αξίας των οικοσυστημικών ή περιβαλλοντικών υπηρεσιών που έχουν άμεση επίδραση στις τιμές της αγοράς. Η φιλοσοφία της μεθόδου είναι ότι υπάρχει άμεση συσχέτιση μεταξύ μιας τοποθεσίας και της τιμής των ακινήτων, αφού αυτές αντικατοπτρίζουν την αξία των τοπικών περιβαλλοντικών χαρακτηριστικών. Αυτό πρακτικά σημαίνει ότι όσο πιο κοντά βρίσκεται ένα ακίνητο σε μια οικοσυστημική υπηρεσία ή ένα φυσικό αγαθό, τόσο αυξάνεται η τιμή του ακινήτου (Ecosystemvaluation.org; DEFRA, U., 2007; Liang et al., 2015; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022). Μια νέα εκδοχή αυτής της μεθόδου, ονομάζεται προσέγγιση της ευτυχίας (happiness approach) (Turner, 2010; Irvine et al., 2020; Legesse et al., 2022) και υποστηρίζει ότι η ανθρώπινη ευτυχία και ικανοποίηση εξαρτάται από τη θέση

της ακίνητης περιουσίας και της τιμής της (Farber et al., 2002; Legesse et al., 2022).

❖ Πλεονεκτήματα:

- Μέσω της χρήσης αυτής της μεθόδου γίνεται εμφανής η επίδραση που έχουν οι ΟΥ και τα περιβαλλοντικά αγαθά στην αξία και άρα στη τιμή των κοντινών εκτάσεων (Perrot-Maitre, 2005; Abbasov, 2014; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022).
- Χρησιμεύει στη μελέτη πιθανών αλληλεπιδράσεων μεταξύ αγαθών της αγοράς και της ποιότητας του περιβάλλοντος και εφαρμόζεται με σχετική ευελιξία (Abbasov, 2014; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).
- Δύναται να εφαρμοστεί για την εκτίμηση των αξιών βάσει των πραγματικών επιλογών των ανθρώπων (Ecosystemvaluation.org).
- Τα δεδομένα και αρχεία που διατίθενται από τις πωλήσεις ακινήτων, παρέχουν χρήσιμες πληροφορίες και αποτελούν αξιόπιστους δείκτες της αξίας βάσει των πραγματικών επιλογών των ανθρώπων (Abbasov, 2014; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).

❖ Μειονεκτήματα:

- Η μέτρηση των περιβαλλοντικών οφελών περιορίζεται σε όσα έχουν σχέση με τις τιμές των ακινήτων.
- Η μέθοδος της ηδονικής τιμολόγησης δεσμεύεται στην αποτύπωση μόνο εκείνων των μεταβολών και των συνεπειών των περιβαλλοντικών χαρακτηριστικών που γίνονται αντιληπτά από τους ανθρώπους και είναι πρόθυμοι να πληρώσουν για αυτά. Στην περίπτωση που οι άνθρωποι δεν είναι ενημερωμένοι και δεν έχουν επίγνωση των ωφελειών που παρέχονται προς τους ίδιους ή προς την ιδιοκτησία τους, τότε η αξία δεν θα αποτυπώνεται στις τιμές των κατοικιών.
- Η αγορά ενός ακινήτου ενδέχεται να επηρεάζεται από το εισόδημα και από εξωγενείς παράγοντες (φόροι, επιτόκια κ.ά.).
- Υπάρχει δυσκολία κατά την εφαρμογή και ερμηνεία της μεθόδου, καθώς απαιτεί υψηλό βαθμό στατιστικής ειδίκευσης.

- Για την χρήση της απαιτείται να έχουν συλλεχθεί και επεξεργαστεί μεγάλα ποσά δεδομένων. Όσα όμως από αυτά αφορούν το περιβάλλον μπορεί να είναι ανεπαρκή (Abbasov, 2014; Arias-Arevalo et al., 2018; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).
- Ο απαιτούμενος χρόνος και τα έξοδα εκτέλεσης της εφαρμογής, επηρεάζονται από τη διαθεσιμότητα και προσπελασιμότητα των δεδομένων (Ecosystemvaluation.org).

A.3 Μέθοδοι μη Αγοραίας Αποτίμησης

Αυτή η κατηγορία μεθόδων χρησιμοποιείται όταν δεν υπάρχουν αγοραίες τιμές διαθέσιμες και δεν είναι εφικτή η εφαρμογή μεθόδων που σχετίζονται με την προσέγγιση της αποκαλυπτόμενης προτίμησης (Van Beukering et al., 2015; Selivanov and Hlaváčková, 2021). Στις μεθόδους μη αγοραίας αποτίμησης/δηλωμένης προτίμησης γίνονται έρευνες σε υποθετικές αλλαγές που θα μπορούσαν να γίνουν στην παροχή των οικοσυστημικών υπηρεσιών. Με αυτό τον τρόπο, γίνεται αναπαράσταση της ζήτησης που υπάρχει από το κοινό για ορισμένες ΟΥ. Επιπλέον, αυτή η μέθοδος χρησιμοποιεί τις υποθετικές επιλογές των ερωτηθέντων προκειμένου να υπολογιστεί η προθυμία των ατόμων να πληρώσουν για την βελτίωση ή την αποδοχή της παύσης της βελτίωσης που θα οδηγήσει στην υποβάθμιση/απώλεια των ΟΥ (Bateman et al., 2002; Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022). Στη συνέχεια, οι απαντήσεις που συλλέχθηκαν από τον ερωτηθέντα πληθυσμό, μοντελοποιούνται ώστε να υπολογιστούν οι τιμές των αλλαγών στις συνθήκες των ΟΥ (Grafton et al., 2008; Legesse et al., 2022). Οι μέθοδοι δηλωμένης προτίμησης περιλαμβάνουν: α) τη μέθοδο ενδεχόμενης αποτίμησης (Contingent valuation method), β) την μοντελοποίηση επιλογής (Choice modelling) και γ) την ομαδική αποτίμηση (Group valuation) (Selivanov and Hlaváčková, 2021; Legesse et al., 2022).

α) Μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης (Contingent valuation method): πρόκειται για μια μέθοδο αποτίμησης που έχει την μορφή έρευνας και δημιουργεί μια υποθετική αγορά μέσω ενός ερωτηματολογίου. Οι ερωτήσεις

που γίνονται στον πληθυσμό που συμμετέχει στην έρευνα σχετίζονται με την τιμή που είναι διατεθειμένοι να πληρώσουν για μια συγκεκριμένη περιβαλλοντική αλλαγή (DEFRA, U., 2007). Αυτή η μέθοδος είναι η πιο αμφιλεγόμενη μέθοδος μη αγοραίας αποτίμησης αλλά και η πιο συχνά χρησιμοποιούμενη για την εκτίμηση των αξιών μη χρήσης (Carson et al., 2003; Legesse et al., 2022). Επίσης, η μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης μπορεί να αποτυπώσει όλα τα στοιχεία της TEV (DEFRA, U., 2007). Υπάρχουν οι παρακάτω παραλλαγές της μεθόδου:

- Προθυμία πληρωμής (Willingness to pay, WTP): μέσω αυτής της μεθόδου τίθεται στους ανθρώπους, το ερώτημα της προθυμίας πληρωμής ενός ποσού που θα οδηγούσε στην βελτίωση των οικοσυστημάτων και των παρεχόμενων ΟΥ (Costanza et al., 2011; Endalew et al., 2020; Selivanov and Hlaváčková, 2021)
- Προθυμία αποδοχής (Willingness to accept, WTA): μέσω αυτής της μεθόδου τίθεται στους ανθρώπους, το ερώτημα του ποσού των χρημάτων που θα ήταν διατεθειμένοι να δεχθούν ως αποζημίωση για την απώλεια/υποβάθμιση των οικοσυστημάτων και των παρεχόμενων ΟΥ (Selivanov and Hlaváčková, 2021)
- Προθυμία πώλησης (Willingness to sell, WTS): μέσω αυτής της μεθόδου τίθενται στους ανθρώπους, ερωτήματα που σχετίζονται με τον καθορισμό μιας λογικής τιμής για την πληρωμή κάποιας παρεχόμενης ΟΥ (Chang and Yoshino, 2017; Selivanov and Hlaváčková, 2021).

❖ Πλεονεκτήματα:

- Η μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης είναι μια ιδιαίτερα ευέλικτη μέθοδος καθώς επιτρέπει τη διατύπωση ερωτήσεων ακόμα και για την αποτίμηση υποθετικών σεναρίων. Επίσης, μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την αποτίμηση της οικονομικής αξίας σχεδόν των πάντων. Παρόλα αυτά, είναι περισσότερο ικανή στο να υπολογίζει τις αξίες εκείνων των αγαθών και

υπηρεσιών που είναι γνωστά και εύκολα αντιληπτά από τους ανθρώπους (Bateman et al., 2002; Perrot-Maitre, 2005; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).

- Πρόκειται για τη πλέον κοινώς αποδεκτή μέθοδο που χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της συνολικής οικονομικής αξίας (TEV), συμπεριλαμβανομένων των αξιών: χρήσης (use values), μη χρήσης (non-use values), ύπαρξης (existence values), προαίρεσης (option values) και κληρονομιάς (bequest values) (Bateman et al., 2002; Perrot-Maitre, 2005; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org). Είναι η μόνη μέθοδος που χρησιμοποιείται για την εκτίμηση των αξιών προαίρεσης και κληροδοσίας (Perrot-Maitre, 2005).
- Τα αποτελέσματα των ερευνών που χρησιμοποιούν τη μέθοδο CV, μπορούν να αναλυθούν και να περιγραφούν με ευκολία (Bateman et al., 2002; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).
- Η μέθοδος έχει εφαρμοστεί εκτενώς και πραγματοποιείται σημαντικός αριθμός ερευνών προκειμένου να βελτιωθεί η μεθοδολογία, να γίνει πιο κατανοητή ως προς τα πλεονεκτήματα και τους περιορισμούς της και τέλος να αυξηθεί η αξιοπιστία της (Perrot-Maitre, 2005; Ecosystemvaluation.org).

❖ Μειονεκτήματα:

- Η μέθοδος βασίζεται στην υποθετική συμπεριφορά των ερωτώμενων και η αξιολόγησή τους μπορεί να είναι επηρεασμένη από προ υπάρχουσες γνώσεις και από τις πληροφορίες που τους παρέχονται στο ερωτηματολόγιο. Επίσης, υπάρχει το ενδεχόμενο ο ερωτώμενος να απαντήσει με διαφορετικό τρόπο στην ερώτηση από ότι επιδίωκε ο ερευνητής. Ακόμα, οι απαντήσεις ή οι επιλογές των ερωτώμενων μπορούν να επηρεαστούν αρνητικά από κάποια παράμετρο του υποθετικού σεναρίου (π.χ. αύξηση φόρων). Συνεπώς ο σχεδιασμός, η εφαρμογή και τα αποτελέσματα μιας έρευνας μπορεί να υπόκεινται σε μεροληψίες και

στρεβλώσεις (Bateman et al., 2002; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).

- Αμφισβητείται εάν η προθυμία πληρωμής των ερωτώμενων (WTP) για την ποιότητα του περιβάλλοντος, υπολογίζεται σε ικανοποιητικό βαθμό διότι πολλοί άνθρωποι δεν έχουν επαρκείς γνώσεις για να πάρουν αποφάσεις που αφορούν την απόδοση χρημάτων σε περιβαλλοντικά αγαθά και ΟΥ (Bateman et al., 2002; Perrot-Maitre, 2005; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).
- Πολλοί ερευνητές πιστεύουν ότι οι αποφάσεις που οι άνθρωποι παίρνουν στην πράξη, διαφέρουν από τις αποφάσεις που λαμβάνουν σε ένα υποθετικό σενάριο. Έτσι οι απαντήσεις δεν μπορούν να θεωρηθούν ρεαλιστικές (Ecosystemvaluation.org).
- Συγκρίνοντας τους δύο τύπους ερωτήσεων πληρωμής (προθυμία πληρωμής, WTP και προθυμία αποδοχής, WTA), παρατηρείται ότι η WTA υπερβαίνει κατά πολύ τη WTP (Bateman et al., 2002; Perrot-Maitre, 2005; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org). Άρα, πολλοί θεωρούν ότι αυτός είναι αρκετός λόγος για να αμφισβητούν και να απορρίπτουν τη προσέγγιση της CVM, αφού όπως υποστηρίζουν, οι απαντήσεις εκφράζουν τι επιθυμούν τα άτομα να συμβεί και όχι τις πραγματικές αποτιμήσεις (Ecosystemvaluation.org).
- Η προθυμία πληρωμής εξαρτάται από το μέσο πληρωμής (φόρος, συνεισφορά, δωρεά) (Ecosystemvaluation.org).
- Συνολικά, σε πολλές περιπτώσεις η μέθοδος είναι πολύπλοκη, δυσνόητη, ανακριβής, αμφισβητήσιμη και μπορεί να γίνει αρκετά δαπανηρή και χρονοβόρα (Bateman et al., 2002; Perrot-Maitre, 2005; Ahlheim et al., 2006; Chan et al., 2012; Legesse et al., 2022; Ecosystemvaluation.org).

β) Μοντελοποίηση επιλογής (Choice modeling method): πρόκειται για μια μέθοδο αποτίμησης που έχει την μορφή έρευνας. Χρησιμοποιεί υποθετικά σενάρια και επικεντρώνεται στα επιμέρους χαρακτηριστικά των οικοσυστημάτων. Στα άτομα που παίρνουν μέρος στην έρευνα

παρουσιάζονται διάφοροι συνδυασμοί χαρακτηριστικών και στην συνέχεια τους ζητείται είτε να επιλέξουν τον συνδυασμό που προτιμούν είτε να ταξινομήσουν ανά βαθμό προτίμησης τους εναλλακτικούς συνδυασμούς. Ο κάθε ένας από τους συνδυασμούς χαρακτηριστικών που παρουσιάζεται, διαθέτει μία τιμή σύμφωνα με την οποία οι ερωτώμενοι καλούνται να αναφέρουν την προθυμία πληρωμής ή αποδοχής τους για κάθε χαρακτηριστικό. Όπως και η μέθοδος ενδεχόμενης αποτίμησης έτσι και η μοντελοποίηση επιλογής, μπορεί να αποτυπώσει όλα τα στοιχεία της TEV (DEFRA, U., 2007).

γ) Ομαδική αποτίμηση: πρόκειται για μια μέθοδο αποτίμησης που αξιολογεί τις ΟΥ βάσει των δηλωμένων προτιμήσεων που προκύπτουν κατά τη διαδικασία διαβούλευσης μιας ομάδας ατόμων. Σκοπός της μεθόδου είναι η συγκέντρωση μικρών ομάδων εμπλεκομένων, προκειμένου να συζητήσουν την σημασία ενός συνόλου δημόσιων αγαθών (Murphy et al., 2017; Selivanov and Hlaváčková, 2021).

❖ Πλεονεκτήματα:

- Με τη μέθοδο μοντελοποίησης επιλογής, οι ερωτώμενοι μπορούν να επιλέξουν την επιθυμητή πολιτική, εξαλείφοντας έτσι κάθε είδος μεροληψίας που σχετίζεται με την ελλιπή γνώση των ερωτώμενων σχετικά με τη νομισματική οικονομία (Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022).

❖ Μειονεκτήματα:

- Η μέθοδος περιορίζεται λόγω της δυσκολίας ανάλυσης και ερμηνεύσης του τρόπου που λειτουργεί. Έτσι, οι ερωτώμενοι ενδέχεται να μην εξετάζουν τα χαρακτηριστικά της πολιτικής στο σύνολό τους αλλά να επικεντρώνονται σε ένα μόνο χαρακτηριστικό (Christie et al., 2012; Legesse et al., 2022).

Παράρτημα Β

Συγκεντρωτικοί Πίνακες που Ελήφθησαν από την ESVD

Β.1 Πίνακας Παράκτιων Συστημάτων

Πίνακας 15. Πληροφορίες που ελήφθησαν από την ESVD που αναφέρονται στα Παράκτια Συστήματα (ESVD, 2023).

Ecosystems	CICES services	Valuation Methods	Value 2020\$/ha/yr	Site Area In Hectares
Seagrass meadows	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	OT	0,02	13500
intermittently closed and open lakes and lagoons	Characteristics or features of living systems that have an existence value	CV	4.295	4154
Permanently open riverine estuaries and bays		FI	1	34680
Permanently open riverine estuaries and bays		FI	0,04	40000
Permanently open riverine estuaries and bays		MP	97	30
Seagrass meadows	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	1.197	2
Mangroves	Characteristics of living systems that enable activities promoting health; 3.1.1.2	FI	19.999	52,5
Mangroves	Control of erosion rates	RC	1.538	500
Mangroves	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	19.999	500

Mangroves	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	138	52,5
Mangroves	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health; 3.1.1.2	FI	1.741	52,5
Mangroves	Buffering and attenuation of mass movement	RC	1.538	1450
Coastal salt marshes and reedbeds		CV	207	13500
intermittently closed and open lakes and lagoons	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health	CV	512	13500
intermittently closed and open lakes and lagoons	Characteristics or features of living systems that have an existence value	CV	1.527	13500
intermittently closed and open lakes and lagoons	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health	CV	1.318	13500
intermittently closed and open lakes and lagoons	Characteristics or features of living systems that have an existence value	CV	2.344	13500
Coastal salt marshes and reedbeds	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	CE	1.018	50000
Permanently open riverine estuaries and bays		CV; TC	116	2340
Coastal salt marshes and reedbeds		CV; TC	4.362	36
Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines	Control of erosion rates	CV	56	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds	Hydrological cycle and water flow regulation (Including flood control, and coastal protection)	CV	37	220070
Coastal salt marshes and reedbeds	Weathering processes and their effect on soil quality; Decomposition and	CV	29	220070

	fixing processes and their effect on soil quality			
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		CV	2.689	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		CV	612	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		CV	1.294	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		MP	10	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		MP	4	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		CV	695	220070
Permanently open riverine estuaries and bays		MP	581	220070
Coastal salt marshes and reedbeds		CV	81	220070
Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		MP	3.844	220070
Coastal salt marshes and		MP	21	220070

reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines				
Permanently open riverine estuaries and bays	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	2.282	220070
Photic coral reefs; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	581	220070
Photic coral reefs; Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		CV	150	220070
Seagrass meadows	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	39	2500000
Seagrass meadows	Characteristics of living systems that enable activities promoting health	MP	59	2500000
Permanently open riverine estuaries and bays		CV	1.129	4800
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		CV	6.691	27985
Permanently open riverine estuaries and bays		CV	18	75000
Permanently open riverine estuaries and bays	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	CV	301	1200
Permanently open riverine estuaries and bays	Characteristics of living systems that enable activities promoting health	TC	3.169	1200
Coastal salt marshes and reedbeds		CV	10.767	500
Seagrass meadows	Characteristics of living systems that	PP	0,44	89350

	enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge			
Seagrass meadows	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	VT	41	89350
Seagrass meadows	Regulation of chemical composition of atmosphere	DC	158	89350
Seagrass meadows	Filtration/sequestration/storage/accumulation by microorganisms, algae, plants, and animals (except GHGs)	VT	96	89350
Seagrass meadows	Hydrological cycle and water flow regulation (Including flood control, and coastal protection)	VT	250	89350
Seagrass meadows	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing (excluding genetic materials)	PP	2	89350
Coastal salt marshes and reedbeds		FI	478	7000
Coastal salt marshes and reedbeds		CV	216	7000
Coastal salt marshes and reedbeds	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes; Characteristics of living systems that enable activities promoting health	TC	119	50000

Στον παραπάνω πίνακα (Πίνακας 15) παρέχονται πληροφορίες και δεδομένα που αφορούν τη Μεγαδιάπλαση των Παράκτιων Συστημάτων. Ειδικότερα, τα στοιχεία που εμφανίζονται στον πίνακα σχετίζονται με τα οικοσυστήματα, την ταξινόμηση κατά CICES, τις μεθόδους αποτίμησης και την αξία σε τιμές 2020\$/ha/yr.

B.2 Πίνακας Υγροτόπων

Πίνακας 16. Πληροφορίες που ελήφθησαν από την ESVD που αναφέρονται στη Μεγαδιάπλαση των Υγροτόπων (ESVD, 2023).

Ecosystems	CICES services	Valuation Methods	Value 2020\$ /ha/yr	Site Area In Hectares
Seasonal floodplain marshes		CV	2.724	10
Seasonal floodplain marshes		CV; TC	623	80
Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines	Control of erosion rates	CV	56	220070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds	Hydrological cycle and water flow regulation (Including flood control, and coastal protection)	CV	37	22070
Coastal salt marshes and reedbeds	Weathering processes and their effect on soil quality; Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality	CV	29	22070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		CV	2.689	22070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		CV	612	22070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal		CV	1.294	22070

salt marshes and reedbeds				
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		MP	10	22070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		MP	4	22070
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		CV	695	22070
Seasonal floodplain marshes		CV	269	22070
Coastal salt marshes and reedbeds		CV	81	22070
Seasonal floodplain marshes		MP	6	22070
Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		MP	3.844	22070
Coastal salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines		MP	21	22070
Seasonal floodplain marshes	Fibres and other materials from cultivated plants, fungi, algae and bacteria for direct use or processing (excluding genetic materials)	MP	2	22070
Photic coral reefs; Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal		CV	150	22070

salt marshes and reedbeds; Kelp forests; Rocky shorelines; Sandy shorelines				
Seasonal floodplain marshes; Rivers and streams		CV	1.340	125000
Seasonal floodplain marshes		RC	1.084	1737715
Permanent marshes and swamps; Rivers and streams		CV	8	110000
Permanent marshes and swamps; Rivers and streams		CV	11	110000
Permanent marshes and swamps; Rivers and streams		CV	8	110000
Permanently open riverine estuaries and bays; Coastal salt marshes and reedbeds		CV	6.691	27985
Seasonal floodplain marshes; Permanent marshes and swamps; Rivers and streams; Freshwater lakes	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing (excluding genetic materials)	MP	48.536	597
Seasonal floodplain marshes; Permanent marshes and swamps; Rivers and streams; Freshwater lakes	Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes	MP	30.050	597
Seasonal floodplain marshes; Permanent marshes and swamps; Rivers and streams; Freshwater lakes	Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or	TC	17.142	597

	immersive interactions			
Seasonal floodplain marshes; Permanent marshes and swamps; Rivers and streams; Freshwater lakes	Regulation of chemical composition of atmosphere	RC	30.050	597
Seasonal floodplain marshes; Permanent marshes and swamps; Rivers and streams; Freshwater lakes	Maintaining nursery populations and habitats (Including gene pool protection); Characteristics or features of living systems that have an existence value	CV	85.565	597
Seasonal floodplain marshes; Permanent marshes and swamps; Rivers and streams; Freshwater lakes	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	CV	15.641	597
Seasonal floodplain marshes; Rivers and streams	Maintaining nursery populations and habitats (Including gene pool protection)	CV	349	307
Tropical flooded forests and peat forests; Subtropical-temperate forested peatlands	Wild animals (whole organisms) used to breed new strains or varieties	CV	100	2200
Tropical flooded forests and peat forests; Subtropical-temperate forested peatlands	Wild animals (whole organisms) used to breed new strains or varieties	CV	113	2200
Tropical flooded forests and peat forests; Subtropical-temperate forested peatlands	Wild animals (whole organisms) used to breed new strains or varieties	CV	109	2200

Tropical flooded forests and peat forests; Subtropical-temperate forested peatlands	Wild animals (whole organisms) used to breed new strains or varieties	CV	122	2200
Seasonal floodplain marshes		MP	140	8000
Seasonal floodplain marshes		MP	6	125000
Seasonal floodplain marshes		MP	0,2	125000
Seasonal floodplain marshes		CV	4	125000
Permanent marshes and swamps	Maintaining nursery populations and habitats (Including gene pool protection)	CV	113.077	16800
Permanent marshes and swamps	Maintaining nursery populations and habitats (Including gene pool protection)	CE	188.530	16800
Permanent marshes and swamps	Elements of living systems that have symbolic meaning	CE	104.133	16800
Permanent marshes and swamps	Characteristics of living systems that enable education and training	CE	109.787	16800
Seasonal floodplain marshes; Rivers and streams; Freshwater lakes		CV	551	1928
Permanent marshes and swamps	Characteristics or features of living systems that have an existence value; Characteristics or features of living systems that have an option or bequest value	CV	16.722	318

Seasonal floodplain marshes		CV	611	700
Seasonal floodplain marshes		RC	14.990	6500
Seasonal floodplain marshes		RC	5.505	1037
Seasonal floodplain marshes		RC	5.413	15000
Seasonal floodplain marshes		RC	49	2314
Seasonal floodplain marshes		RC	13	1000000
Seasonal floodplain marshes		RC	3.445	6500
Seasonal floodplain marshes		RC	8.612	5000

Στον Πίνακα 16 παρέχονται πληροφορίες και δεδομένα που αφορούν τη Μεγαδιάπλαση των Υγροτόπων. Ειδικότερα, τα στοιχεία που εμφανίζονται στον πίνακα σχετίζονται με τα οικοσυστήματα, την ταξινόμηση κατά CICES, τις μεθόδους αποτίμησης και την αξία σε τιμές 2020\$/ha/yr.

B.3 Πίνακας Θαμνώνων και Θαμνωδών Δασών

Πίνακας 17. Πληροφορίες που ελήφθησαν από την ESVD που αναφέρονται στη Μεγαδιάπλαση των Θαμνώνων και των θαμνωδών Δασών (ESVD, 2023).

Ecosystems	CICES services	Valuation Methods	Value 2020\$/ha/yr	Site Area in Hectares
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	1.135.353	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	606.636	115850

Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	555.730	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	479.630	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	392.297	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	329.571	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	3.036	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	300.232	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	2.756	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	251.188	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	202.451	115850
Temperate forest and woodland biome; Shrublands	Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)	FI	1.297.150	115850
Orchard systems; Temperate mountain forests	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	CE	183	80739
Orchard systems; Temperate mountain forests	Characteristics or features of living systems that have an existence value	CE	406	80739
Orchard systems; Temperate mountain forests	Fire protection	CE	1.178	80739

Orchard systems; Temperate mountain forests	Cultivated terrestrial plants (including fungi, algae) grown for nutritional purposes	CE	448	80739
Orchard systems; Temperate mountain forests	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	CE	1	80739
Orchard systems; Temperate mountain forests	Characteristics or features of living systems that have an existence value	CE	0,3	80739
Orchard systems; Temperate mountain forests	Fire protection	CE	1	80739
Orchard systems; Temperate mountain forests	Cultivated terrestrial plants (including fungi, algae) grown for nutritional purposes	CE	1	80739
Shrublands and shrubby woodland biome	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	CE	94.175	630

Στον παραπάνω πίνακα (Πίνακας 17) παρέχονται πληροφορίες και δεδομένα που αφορούν τη Μεγαδιάπλαση των Θαμνώνων και των θαμνωδών Δασών. Ειδικότερα, τα στοιχεία που εμφανίζονται στον πίνακα σχετίζονται με τα οικοσυστήματα, την ταξινόμηση κατά CICES, τις μεθόδους αποτίμησης και την αξία σε τιμές 2020\$/ha/yr.

Βιβλιογραφία

Δημόπουλος, Π., Κόκκορης, Ι., Δράκου, Ε., 2017, *Τεχνικός οδηγός χαρτογράφησης και αξιολόγησης των οικοσυστημάτων και των υπηρεσιών τους στην Ελλάδα*, Εθνικό Κέντρο Περιβάλλοντος και Αειφόρου Ανάπτυξης, Υπουργείο περιβάλλοντος και Ενέργειας, Αθήνα

Abbasov, J. (2014). Hedonic price method for housing. *Available at SSRN 2504863*.

Acharya, R. P., Maraseni, T., & Cockfield, G. (2019). Global trend of forest ecosystem services valuation—An analysis of publications. *Ecosystem Services*, 39, 100979.

Ahlheim, M., Fror, O., & Sinphurmsukskul, N. (2006). Economic valuation of environmental benefits in developing and emerging countries: theoretical considerations and practical evidence from Thailand and the Philippines. *Quarterly Journal of International Agriculture*, 45(4), 397-420.

Alexandrakis, G., Manasakis, C., & Kampanis, N. A. (2015). Valuating the effects of beach erosion to tourism revenue. A management perspective. *Ocean & Coastal Management*, 111, 1-11.

Apostolopoulou, E., & Adams, W. M. (2015). Neoliberal capitalism and conservation in the post-crisis era: The dialectics of “green” and “un-green” grabbing in Greece and the UK. *Antipode*, 47(1), 15-35.

Aretano, R., Petrosillo, I., Zaccarelli, N., Semeraro, T., & Zurlini, G. (2013). People perception of landscape change effects on ecosystem services in small Mediterranean islands: A combination of subjective and objective assessments. *Landscape and Urban Planning*, 112, 63-73.

Arias-Arévalo, P., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., & Pérez-Rincón, M. (2018). Widening the evaluative space for ecosystem services: A taxonomy of plural values and valuation methods. *Environmental values*, 27(1), 29-53.

Arkema, K.K., Verutes, G.M., Wood, S.A., Clarke-Samuels, C., Rosado, S., Canto, M., Rosenthal, A., Ruckelshaus, M., Guannel, G., Toft, J. and Faries, J., 2015. Embedding ecosystem services in coastal planning leads to better outcomes for people and nature. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24), pp.7390-7395.

Aslan, C. E., Liang, C. T., Galindo, B., Kimberly, H., & Topete, W. (2016). The role of honey bees as pollinators in natural areas. *Natural Areas Journal*, 36(4), 478-488.

Assessment, M. E. (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, p. 563). Island Press, Washington, DC.

Assessment, M. E. (2008). Living beyond our means: natural assets and human well-being.

Balzan, M. V., Caruana, J., & Zammit, A. (2018). Assessing the capacity and flow of ecosystem services in multifunctional landscapes: Evidence of a rural-urban gradient

Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D. M., & Romane, F. (1998). Pines of the Mediterranean basin. *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, 8.

Barbier, E. B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., ... & Perrings, C. (2009). The valuation of ecosystem services. *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: An ecological and economic perspective*, 10.

Barbier, E. B., Georgiou, I. Y., Enchelmeyer, B., & Reed, D. J. (2013). The value of wetlands in protecting southeast Louisiana from hurricane storm surges. *PloS one*, 8(3), e58715.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193.

Baron, M. G., Shechter, M., & Zaitsev, N. (1997). *Expected recreational benefits of the Hula project: Economic analysis*. University of Haifa, Natural Resources & Environmental Research Center.

Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., & Lake, I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological economics*, 60(2), 450-460.

Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., & Day, B. H. (2002). Applying geographical information systems (GIS) to environmental and resource economics. *Environmental and resource economics*, 22, 219-269.

Bateman, I. J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., & Turner, K. (2011). Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and resource economics*, 48, 177-218.

Bator, Francis M. (1958), "Anatomy of Market Failure," *Quarterly Journal of Economics*, 72:3 (August), 351-379.

Baumgärtner, S. (2006). Measuring the diversity of what? And for what purpose? A conceptual comparison of ecological and economic biodiversity indices. *And for What Purpose*.

Bayon, R. (2004). Making environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands, and other related markets.

Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., ... & Weinstein, M. P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633-641.

Bekessy, S. (2011). Payments for ecosystem services and food security. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*.

Bell, J.D. and Pollard, D.A. (1989) Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: Larkum, A.W.D., McComb, A.J. and Shepherd, S.A., Eds., *Biology of Seagrasses: A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australasian Region*, Elsevier, Amsterdam, 565-609.

Berghöfer, A., Mader, A., Patrickson, S., Calcaterra, E., Smit, J., Blignaut, J., ... & van Zyl, H. (2011). TEEB Manual for cities: Ecosystem services in urban management. *The economics of ecosystems and biodiversity, Suiza*.

Berkström, C., Lindborg, R., Thyresson, M., & Gullström, M. (2013). Assessing connectivity in a tropical embayment: fish migrations and seascape ecology. *Biological Conservation*, 166, 43-53.

Bernués, A., Olaizola, A., & Corcoran, K. (2003). Extrinsic attributes of red meat as indicators of quality in Europe: an application for market segmentation. *Food quality and preference*, 14(4), 265-276.

Bernues, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R., & Alfnes, F. (2014). Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PloS one*, 9(7), e102479.

Bertelli, C. M., & Unsworth, R. K. (2014). Protecting the hand that feeds us: Seagrass (*Zostera marina*) serves as commercial juvenile fish habitat. *Marine pollution bulletin*, 83(2), 425-429.

Bidegain, Í., López-Santiago, C. A., González, J. A., Martínez-Sastre, R., Ravera, F., & Cerda, C. (2020). Social valuation of mediterranean cultural landscapes: Exploring landscape preferences and ecosystem services perceptions through a visual approach. *Land*, 9(10), 390.

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), 105-122.

Birol, E., Koundouri, P., & Kountouris, Y. (2008). Using economic valuation techniques to inform water resources management in the southern European, Mediterranean and developing countries: a survey and critical appraisal of available techniques. In *Coping with Water Deficiency: From Research to Policymaking With Examples from Southern Europe, the Mediterranean and Developing Countries* (pp. 135-155). Dordrecht: Springer Netherlands.

Blandon, A., & Zu Ermgassen, P. S. (2014). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 141, 1-8.

Blondel, J. (2010). *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*. Oxford University Press.

Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S.S. and de Groot, R.S., 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of environmental management*, 130, pp.135-145.

Boström, C., Jackson, E. L., & Simenstad, C. A. (2006). Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuarine, Coastal and shelf science*, 68(3-4), 383-403.

Boudouresque, C. F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., ... & Tunesi, L. (2012). *Protection and conservation of Posidonia oceanica meadows* (p. 202). RAMOGE and RAC/SPA.

Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., & Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review.

Boyd, J.,(2011). Economic Valuation, Ecosystem Services and Conservation Strategy, The Gordon and Betty Moore Foundation, provided by Resources for the Future.

Brander, L., Schägner, J. P., & de Groot, R. (2022). On the potential use of the Ecosystem Services Valuation Database for valuation in the System of Environmental Economic Accounting. *One Ecosystem*, 7, e85085.

Brander, L.M. de Groot, R, Guisado Goñi, V., van 't Hoff, V., Schägner, P., Solomonides, S., McVittie, A., Eppink, F., Sposato, M., Do, L., Ghermandi, A., and Sinclair, M. (2023). Ecosystem Services Valuation Database (ESVD). Foundation for Sustainable Development and Brander Environmental Economics"

Breeze, T. D., Bailey, A. P., Balcombe, K. G., & Potts, S. G. (2011). Pollination services in the UK: How important are honeybees?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142(3-4), 137-143.

Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., Aronson, J., & Pausas, J. G. (2011). Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 278-286.

Callicott, J.B. 2004. Explicit and implicit Values in the ESA. In *The Endangered Species Act at Thirty: Retrospect and Prospects*, Davies, F., D. Goble, G. Heal, and M. Scott (eds.). Washington, D.C.: Island Press.

Calvário, R., Velegrakis, G., & Kaika, M. (2017). The political ecology of austerity: An analysis of socio-environmental conflict under crisis in Greece. *Capitalism Nature Socialism*, 28(3), 69-87.

Campagne, C. S., Salles, J. M., Boissery, P., & Deter, J. (2015). The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine pollution bulletin*, 97(1-2), 391-400.

Cantasano, N. (2011). Management plan for the beach-cast seagrass in Calabria.

Carpenter, S.R., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reid, W.V. and Scholes, R.J., 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science*, 314(5797), pp.257-258.

Carson, R. L. (1962). *Silent Spring*, Riverside Press. *Cambridge, MA, USA*.

Carson, R. M., Bergstrom, J. C., Bergstrom, J., & Hall, C. (2003). Department of Agricultural & Applied Economics College of Agricultural & Environmental Sciences The University of Georgia.

Chan, K. M., Satterfield, T., & Goldstein, J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological economics*, 74, 8-18.

Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., et al., 2012a. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *Bioscience* 62, 744–756.

Chan, K.M.A.G., Satterfield, J., Hannahs, T., Kikiloi, N., Naidoo, K., R, Vadeboncoeur, U, Woodside, 2011. Cultural services and non-use values. In: Kareiva, P.M., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (Eds.), *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.

Chang, Y., & Yoshino, K. (2017). Theory of Willingness to Sell to Valuate Ecosystem Services in the Contingent Valuation Method. *Journal of Environmental Informatics*, 29(1).

Chatziparaskeva, G., Papamichael, I., & Zorpas, A. A. (2022). Microplastics in the coastal environment of Mediterranean and the impact on sustainability level. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 29, 100768.

Chee, Y. E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological conservation*, 120(4), 549-565.

Chen, S. N., Sanford, L. P., Koch, E. W., Shi, F., & North, E. W. (2007). A nearshore model to investigate the effects of seagrass bed geometry on wave attenuation and suspended sediment transport. *Estuaries and Coasts*, 30, 296-310.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., & Kenter, J. O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological economics*, 83, 67-78.

Chu, X., Zhan, J., Wang, C., Hameeda, S., & Wang, X. (2020). Households' willingness to accept improved ecosystem services and influencing factors: application of contingent valuation method in Bashang Plateau, Hebei Province, China. *Journal of environmental management*, 255, 109925.

Cicia, G., D'Ercole, E., & Marino, D. (2003). Costs and benefits of preserving farm animal genetic resources from extinction: CVM and bio-economic model for valuing a conservation program for the Italian Pentro horse. *Ecological Economics*, 45(3), 445-459.

Conner, N. (2014). Socio-economic dimensions of human dependence on nature.

Connolly, R. M., & Hindell, J. S. (2006). Review of nekton patterns and ecological processes in seagrass landscapes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 433-444

Corvalan, C., Hales, S. and McMichael, A.J., 2005. *Ecosystems and human well-being: health synthesis*. World Health Organization.

Costanza, R., & Folke, C. (1997). Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 49-70.

Costanza, R., & Kubiszewski, I. (2012). The authorship structure of “ecosystem services” as a transdisciplinary field of scholarship. *Ecosystem Services*, 1(1), 16-25.

Costanza, R., & Liu, S. (2014). Ecosystem services and environmental governance: comparing China and the US. *Asia & the Pacific Policy Studies*, 1(1), 160-170.

Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.

Costanza, R., Wilson, M. A., Troy, A., Voinov, A., Liu, S., & D'Agostino, J. (2006). The value of New Jersey's ecosystem services and natural capital.

Crocker, T. D. (1999). A short history of environmental and resource economics. In *Handbook of Environmental and Resource Economics*. J. van den Bergh, Ed.: 32–45.

Daily, G.C. (ed.), 1997a: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Systems*. Island Press, Washington, DC, 392 pp.

Daily, G.C. ed., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island press.

Daily, G.C., 1997b: Introduction: What are ecosystem services? In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, G.C. Daily (ed.), Island Press, Washington, DC, 1–10.

Daily, Gretchen C., Tore Söderqvist, Sara Aniyar, Kenneth Arrow, Partha Dasgupta, Paul R. Ehrlich, Carl Folke et al. "The value of nature and the nature of value." *Science* 289, no. 5478 (2000): 395-396.

Daly Hassen, H. (2016). Assessment of the socio-economic value of the goods and services provided by Mediterranean forest ecosystems: critical and comparative analysis of studies conducted in Algeria, Lebanon, Morocco, Tunisia and Turkey. Plan Bleu, Valbonne: 38 p. *Plan Bleu, Valbonne*.

Daly, H. E. (2007). *Ecological economics and sustainable development*. Edward Elgar Publishing.

Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H. and Grêt-Regamey, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(23), pp.8812-8819.

Dasgupta, P., Levin, S. and Lubchenco, J., 2000. Economic pathways to ecological sustainability. *BioScience*, 50(4), pp.339-345.

De Falco, G., Ferrari, S., Cancemi, G., & Baroli, M. (2000). Relationship between sediment distribution and *Posidonia oceanica* seagrass. *Geo-marine letters*, 20, 50-57.

De Groot, R. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and urban planning*, 75(3-4), 175-186.

De Groot, R. S., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Haines-Young, R., ... & Ring, I. (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In *The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB): ecological and economic foundations* (pp. 9-40). Earthscan, Routledge.

De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.

De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

De Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., ... & Shmelev, S. (2012). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations* (pp. 9-40). Routledge.

de la Hera, A., Fornés, J. M., & Bernués, M. (2011). Ecosystem services of inland wetlands from the perspective of the EU Water Framework Directive implementation in Spain. *Hydrological sciences journal*, 56(8), 1656-1666.

De Vries, S., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P., & Spreeuwenberg, P. (2003). Natural environments—healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environment and planning A*, 35(10), 1717-1731.

De Wit, R., Rey-Valette, H., Balavoine, J., Ouisse, V., & Lifran, R. (2017). Restoration ecology of coastal lagoons: new methods for the prediction of ecological trajectories and economic valuation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(1), 137-157.

DEFRA, U. (2007). An introductory guide to valuing ecosystem services. *Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), UK*, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69192/pb12852-eco-valuing-071205.pdf

Dimelli, D. P. (2016). Planning settlements in the Greek islands. *Regional Science Inquiry*, 8(1), 23-38.

Dimelli, D. P. (2017). The effects of tourism in Greek insular settlements and the role of spatial planning. *Journal of the Knowledge Economy*, 8, 319-336.

Dimopoulos, P., Drakou, E., Kokkoris, I., Katsanevakis, S., Kallimanis, A., Tsiadouli, M., ... & Arends, J. (2017). The need for the implementation of an Ecosystem Services assessment in Greece: drafting the national agenda. *One Ecosystem*, 2, e13714.

Din Garrod, G., & Kenneth, G. W. (1999). *Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies. Massachusetts: Edward Elgar Publishing Inc.*

Dribek, A., & Voltaire, L. (2017). Contingent valuation analysis of willingness to pay for beach erosion control through the stabiplage technique: A study in Djerba (Tunisia). *Marine Policy*, 86, 17-23.

EC, European Commission, 2008. *The economics of ecosystems and biodiversity.* European Commission, Brussels.

Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C., & van Jaarsveld, A. S. (2008). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(1-2), 135-140.

Ehrlich, P. R., & Pringle, R. M. (2008). Where does biodiversity go from here? A grim business-as-usual forecast and a hopeful portfolio of partial solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(supplement_1), 11579-11586.

Ehrlich, P., & Ehrlich, A. (1981). *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species.*

El-Askary, H., & Li, W. (2019). *Mediterranean Basin Case Study.*

El-Bekkay, M., Moukrim, A. I., & Benchakroun, F. (2013). An economic assessment of the Ramsar site of Massa (Morocco) with travel cost and contingent valuation methods. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(6), 441-447.

Ellis, E. A., & Porter-Bolland, L. (2008). Is community-based forest management more effective than protected areas?: A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest ecology and management*, 256(11), 1971-1983.

Emanuelsson, U. (2009). *The rural landscapes of Europe*. Formas.

Farber, S. C., Costanza, R., & Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological economics*, 41(3), 375-392.

Farley, J. (2008). The role of prices in conserving critical natural capital. *Conservation Biology*, 22(6), 1399-1408.

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.

Folke, C. (1991). The societal value of wetland life-support. In *Linking the natural environment and the economy: essays from the Eco-Eco Group* (pp. 141-171). Dordrecht: Springer Netherlands.

Folke, C. (2006). The economic perspective: conservation against development versus conservation for development. *Conservation Biology*, 20(3), 686-688.

Font, A. R. (2000). Mass tourism and the demand for protected natural areas: a travel cost approach. *Journal of environmental economics and management*, 39(1), 97-116.

Freeman, A.M., III. 1993a. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington, D.C.:Resources for the Future.

Gacia, E., Granata, T. C., & Duarte, C. M. (1999). An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany*, 65(1-4), 255-268.

Galal, N. (1999). *Studies on the coastal ecology and management of the Nabq Protected Area, South Sinai, Egypt* (Doctoral dissertation, University of York).

García-Llorente, M., Martín-López, B., Díaz, S., & Montes, C. (2011). Can ecosystem properties be fully translated into service values? An economic valuation of aquatic plant services. *Ecological Applications*, 21(8), 3083-3103.

García-Nieto, A. P., Geijzendorffer, I. R., Baró, F., Roche, P. K., Bondeau, A., & Cramer, W. (2018). Impacts of urbanization around Mediterranean cities: Changes in ecosystem service supply. *Ecological Indicators*, 91, 589-606.

Garrido, P., Elbakidze, M., Angelstam, P., Plieninger, T., Pulido, F., & Moreno, G. (2017). Stakeholder perspectives of wood-pasture ecosystem services: A case study from Iberian dehesas. *Land use policy*, 60, 324-333.

Giannakopoulos, G., & Anagnostopoulos, D. C. (2016). Child health, the refugees crisis, and economic recession in Greece. *The Lancet*, 387(10025), 1271.

Gillanders, B.M. (2006) Seagrasses, fish, and fisheries. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. and Duarte, C.M., Eds., *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, Springer, Berlin, 503-536.

Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological economics*, 69(6), 1209-1218.

Gómez-Baggethun, E. and Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*, 86, pp.235-245.

Gopalakrishnan, S., Smith, M. D., Slott, J. M., & Murray, A. B. (2011). The value of disappearing beaches: A hedonic pricing model with endogenous beach width. *Journal of Environmental Economics and Management*, 61(3), 297-310.

Goulder, L.H., and D. Kennedy. 1997. Valuing ecosystem services: Philosophical bases and empirical methods. Pp. 23-47 in *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Daly, G.C. (ed.). Washington, D.C.: Island Press.

Grafton, Q., Adamowicz, W., Dupont, D., Nelson, H., Hill, R. J., & Renzetti, S. (2008). *The economics of the environment and natural resources*. John Wiley & Sons.

Granja, H. M., & de Carvalho, G. S. (2000). Inland beach migration ("beach erosion") and the coastal zone management (The experience of the northwest coastal zone of Portugal). *Periodicum Biologorum*, 102, 413-424.

Graves, A., Morris, J., Chatterton, J., Angus, A., Harris, J., Potschin, M., & Haines-Young, R. (2009). *Valuation of Natural Resources: A NERC Scoping Study Final Report*.

Graves, P. (2018). Chapter 15: Environmental Valuation: The Travel Cost Method
Environmental Valuation: The Travel Cost Method.

Gren, I.M., and Söderqvist, T. (1994). *Economic Valuation of Wetlands: A Survey*. Stockholm: The Beijer International Institute of Ecological Economics.

Guerrero, L., Claret, A., Verbeke, W., Enderli, G., Zakowska-Biemans, S., Vanhonacker, F., ... & Hersleth, M. (2010). Perception of traditional food products in six European regions using free word association. *Food quality and preference*, 21(2), 225-233.

Guerrero, L., Guàrdia, M. D., Xicola, J., Verbeke, W., Vanhonacker, F., Zakowska-Biemans, S., ... & Hersleth, M. (2009). Consumer-driven definition of traditional food products and innovation in traditional foods. A qualitative cross-cultural study. *Appetite*, 52(2), 345-354.

Gullström, M., Bodin, M., Nilsson, P. G., & Öhman, M. C. (2008). Seagrass structural complexity and landscape configuration as determinants of tropical fish assemblage composition. *Marine Ecology Progress Series*, 363, 241-255

Gürlük, S., & Rehber, E. (2008). A travel cost study to estimate recreational value for a bird refuge at Lake Manyas, Turkey. *Journal of environmental management*, 88(4), 1350-1360.

Hails, R.S. and Ormerod, S.J., 2013. Ecological science for ecosystem services and the stewardship of Natural Capital. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), pp.807-810.

Haines-Young, R. and Potschin, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003

Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. (2018). Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, 3, e27108

Haines-Young, R., Potschin-Young, M., & Czucz, B. (2018). Report on the use of CICES to identify and characterise the biophysical, social and monetary dimensions of ES assessments. *Deliverable D4, 2*.

Hand, R., Hadjikyriakou, G. N., & Christodoulou, C. S. (2019). Updated numbers of the vascular flora of Cyprus including the endemism rate. *Cypricola*, 13, 1-6.

Hansen, R., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Rall, E., Kabisch, N., Kaczorowska, A., Kain, J.H., Artmann, M. and Pauleit, S., 2015. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. *Ecosystem Services*, 12, pp.228-246.

Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., ... & Turkelboom, F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem services*, 9, 191-203.

Hasilidis, P., Grigoriadis, N., Tsagouridou, D., & Grigoriadis, S. (2011). The Paliurus Spina-Christi Livelihoods Grazing on Mountain "Paiko". Their Importance and

Management Capabilities Based on the Principles of Multiple Use of Forests. In *Proceedings of the 15th Panhellenic Forestry Conference, Kastoria, Greece* (Vol. 30).

Hatjina, F. (2006). A comparative study of the biodiversity of bee species that contribute to the pollination of almond and apricot in areas with intensive and non-intensive agriculture. Institute of Animal Science- Department of Apiculture.

Hattam, C., Böhnke-Henrichs, A., Börger, T., Burdon, D., Hadjimichael, M., Delaney, A., Atkins, J.P., Garrard, S. and Austen, M.C., 2015. Integrating methods for ecosystem service assessment and valuation: mixed methods or mixed messages?. *Ecological Economics*, 120, pp.126-138.

Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamáki, O., & Jax, K. (2013). Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: some stakeholder perspectives. *Environmental Science & Policy*, 25, 13-21.

Hauck, J., Schweppe-Kraft, B., Albert, C., Görg, C., Jax, K., Jensen, R., Fürst, C., Maes, J., Ring, I., Hönigová, I. and Burkhard, B., 2013. The promise of the ecosystem services concept for planning and decision-making. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 22(4), p.232.

Häyhä, T., Franzese, P. P., Paletto, A., & Fath, B. D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14, 12-23.

Hellenic Statistical Authority (2023) Greece in Figures

Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.

Hobbs, R. J., Richardson, D. M., & Davis, G. W. (1995). *Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity* (pp. 1-42). Springer Berlin Heidelberg.

- Holzman, D. C. (2012). Accounting for nature's benefits: the dollar value of ecosystem services.
- Howe, C. W. (1979). *Natural Resource Economics Issues, Analysis, and Policy*. Wiley.
- Huang, J. C., Poor, P. J., & Zhao, M. Q. (2007). Economic valuation of beach erosion control. *Marine Resource Economics*, 22(3), 221-238.
- Huitric, M. (Ed.), B. Walker, F. Moberg, H. Österblom, J. Sandin, U. Grandin, P. Olsson and J. Bodegård, 2009. Biodiversity, Ecosystem Services and Resilience – Governance for a Future with Global Changes. Background report for the scientific workshop »Biodiversity, ecosystem services and governance targets beyond 2010« on Tjärnö, Sweden, 4-6 September 2009. Albaeco, Stockholm, Sweden.
- Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Albrecht, M., Holway, D. A., & Kohn, J. R. (2018). The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1870), 20172140.
- Hussen, A. M. (2004). *Principles of environmental economics*. Psychology Press.
- Jiménez, E. C., & Elorrieta, J. I. (2002). La valoración económica de los recursos naturales, con especial énfasis en los humedales. El ejemplo de Navarra. In *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: aspectos legales, institucionales y económicos* (pp. 219-234). Fundación Marcelino Botín.
- Johnston, J. M., de Jesus Crespo, R., Harwell, M. C., Jackson, C., Myer, M., Seeteram, N., ... & Hoffman, J. (2017). *Valuing community benefits of final ecosystem goods and services: Human health and ethnographic approaches as complements to economic valuation*. National Exposure Research Laboratory, Computational Exposure Division.
- Jordan, S. J., Hayes, S. E., Yoskowitz, D., Smith, L. M., Summers, J. K., Russell, M., & Benson, W. H. (2010). Accounting for natural resources and environmental sustainability: linking ecosystem services to human well-being.

Júdez, L., de Andrés, R., & Urzainqui, E. (2003). Valoración económica de humedales: valor del uso recreativo de las Tablas de Daimiel. Metodología y resultados (Economic valuation of wetlands: value of the recreational use of Las Tablas de Daimiel. Methodology and results, in Spanish). *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: aspectos legales, institucionales y económicos (Conflicts between groundwater development and wetland conservation: legal, institutional and economic aspects)*, 243-262.

Júdez, L., De Andrés, R., Hugalde, C. P., Urzainqui, E., & Ibáñez, M. (1998). Évaluation contingente de l'usage récréatif d'une réserve naturelle humide. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 48, 37-60.

Katsanevakis, S., Tempera, F., & Teixeira, H. (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, 22(6), 694-707.

Kazana, V. & Kazaklis, A. (2005) Valuing Mediterranean forests- Towards total economic value: Greece.

Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., Bishop, M. J., Polidoro, B. A., Ramirez-Llodra, E., ... & Kingsford, R. T. (2022). A function-based typology for Earth's ecosystems. *Nature*, 610(7932), 513-518 (<https://global-ecosystems.org/page/about>).

Kindu, M., Schneider, T., Teketay, D., & Knoke, T. (2016). Changes of ecosystem service values in response to land use/land cover dynamics in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. *Science of the Total Environment*, 547, 137-147.

Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., ... & Wolanski, E. (2009). Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 29-37.

Koetse, M. J., Brouwer, R., & Van Beukering, P. J. (2015). Economic valuation methods for ecosystem services. *Ecosystem services: From concept to practice*, 108-131.

Kokkoris, I. P., Drakou, E. G., Maes, J., & Dimopoulos, P. (2018). Ecosystem services supply in protected mountains of Greece: Setting the baseline for conservation management. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 14(1), 45-59.

Kornatowska, B., & Sienkiewicz, J. (2018). Forest ecosystem services–assessment methods. *Folia Forestalia Polonica. Series A. Forestry*, 60(4), 248-260.

Korpela, K. M., & Ylen, M. (2007). Perceived health is associated with visiting natural favourite places in the vicinity. *Health & Place*, 13(1), 138-151.

Kounnamas, C., & Andreou, M. (2022). Mapping and assessment of ecosystem services at Troodos National Forest Park in Cyprus. *One Ecosystem*, 7, e77584.

Krutilla, J. V. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review*, 57(4), 777-786.

Kumar, P., 2005. Market for ecosystem services.

Legesse, F., Degefa, S., & Soromessa, T. (2022). Valuation Methods in Ecosystem Services: A Meta-analysis.

Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., & Dash, P. (2013). Ecosystem services: origins, contributions, pitfalls, and alternatives. *Conservation and Society*, 11(4), 343-358.

Lelieveld, J., Proestos, Y., Hadjinicolaou, P., Tanarhte, M., Tyrllis, E., & Zittis, G. (2016). Strongly increasing heat extremes in the Middle East and North Africa (MENA) in the 21st century. *Climatic Change*, 137(1), 245-260.

Lenglet, F. (2014). Influence of terroir products meaning on consumer's expectations and likings. *Food quality and preference*, 32, 264-270.

Liang, S., Zhang, C. C., Liu, S. S., Zhou, Y., Zhang, J., Kurgan, L., Bloom, J. D., Maheshwari, S., Brylinski, M., Draft--, M., Rifaioglu, A. S., Atas, H., Martin, M. J., Cetin-Atalay, R., Atalay, V., Doğan, T., Ando, D., Zandi, R., Kim, Y. W., ... Hoelz, A. (2015). No Title. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 3(1), 1–15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bpj.2015.06.056><https://academic.oup.com/bioinformatics/articleabstract/34/13/2201/4852827><http://dx.doi.org/10.1016/j.str.2013.02.005><http://dx.doi.org/10.1016/j.str.2013.02.005>

Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van den Belt, M. (1997). The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253260Daily.

Liquete, C., Piroddi, C., Macías, D., Druon, J. N., & Zulian, G. (2016). Ecosystem services sustainability in the Mediterranean Sea: assessment of status and trends using multiple modelling approaches. *Scientific Reports*, 6(1), 34162

Liu, S., Costanza, R., Farber, S., & Troy, A. (2010). Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185(1), 54-78.

MA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC. MacMillan, D.C., Leitch, K., 2008. Conservation with a gun: understanding landowner attitudes to deer hunting in the Scottish highlands. *Hum. Ecol.* 36, 473–484.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liquete, C., Braat, L., Berry, P., ... & Bidoglio, G. (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. *An analytical framework for ecosystem assessments under action*, 5, 1-58.

Mangos, A., Bassino, J.-P. et Sauzade, D., 2010. Valeur économique des bénéfices soutenable s provenant des écosystèmes marins méditerranéens. Plan Bleu, Valbonne. (Les Cahiers du Plan Bleu 8) (78p).

Manolaki, P., & Vogiatzakis, I. N. (2017). Ecosystem services in a peri-urban protected area in Cyprus: a rapid appraisal. *Nature Conservation*, 22, 129-146.

Marnasidis, S., Arabatzis, G., Malesios, C., Hatjina, F., Kantartzis, A., & Verikouki, E. (2021, June). Economic valuation of honeybee pollination services. In *Proceedings of the 6th Conference Economics of Natural Resources & the Environment (ENVECON)*, Kallithea, Greece (pp. 11-12).

Martín-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I., & Montes, C. (2011). The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social–ecological system (southwestern Spain). *Ecological Economics*, 70(8), 1481-1491.

Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Amo, D. G. D., ... & Montes, C. (2012). Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS one*, 7(6), e38970.

Martín-López, B., Oteros-Rozas, E., Cohen-Shacham, E., Santos-Martín, F., Nieto-Romero, M., Carvalho-Santos, C., ... & Cramer, W. (2016). Ecosystem services supplied by mediterranean basin ecosystems. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services* (pp. 405-414). Routledge.

Mateo, M. Á., Sánchez-Lizaso, J. L., & Romero, J. (2003). *Posidonia oceanica* ‘banquettes’: a preliminary assessment of the relevance for meadow carbon and nutrients budget. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(1), 85-90.

Mburu, J., Hein, L. G., Gemmill, B., & Collette, L. (2006). Economic valuation of pollination services: review of methods.

McDonough, K., Hutchinson, S., Moore, T., & Hutchinson, J. S. (2017). Analysis of publication trends in ecosystem services research. *Ecosystem Services*, 25, 82-88.

Medail, F., & Quezel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation biology*, 13(6), 1510-1513.

Mengist, W., & Soromessa, T. (2019). Assessment of forest ecosystem service research trends and methodological approaches at global level: a meta-analysis. *Environmental Systems Research*, 8(1), 22.

Milcu, A.I., Hanspach, J., Abson, D. and Fischer, J., 2013. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and society*, 18(3).

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Current States and Trends*. Island Press, Washington, DC.

Millennium Ecosystem Assessment, M. A. (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Report of the Conceptual Framework Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment.*

Ministry of Agriculture (1992) *Results of the First National Forest Inventory*. General Secretariat of Forests and Natural Environment. Ministry of Agriculture, Athens.

Montenegro, N. (2017). The economisation of nature conservation. An analysis of the pros and cons of economic valuation of ecosystem services by public institution.

Morrison, M., & Bennett, J. (2000). Choice modelling, non-use values and benefit transfer. *Economic analysis and policy*, 30(1), 13-32.

Munasinghe, M. (1993). *Environmental economics and sustainable development* (Vol. 3). World Bank Publications.

Murphy, M. B., Mavrommati, G., Mallampalli, V. R., Howarth, R. B., & Borsuk, M. E. (2017). Comparing group deliberation to other forms of preference aggregation in valuing ecosystem services. *Ecology and Society*, 22(4).

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Narjes, M. E., & Lippert, C. (2019). The optimal supply of crop pollination and honey from wild and managed bees: An analytical framework for diverse socio-economic and ecological settings. *Ecological Economics*, 157, 278-290.

National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2005. Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/11139>.

National Research Council. (2005). *Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making*. National Academies Press.

National Statistical Service of Greece (1999) *Greece in Figures*. NSSG, Athens.

Naveh, Z. (1994). From biodiversity to ecodiversity: a landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Restoration ecology*, 2(3), 180-189.

Nikodinoska, N., Paletto, A., Pastorella, F., Granvik, M., & Franzese, P. P. (2018). Assessing, valuing and mapping ecosystem services at city level: The case of Uppsala (Sweden). *Ecological Modelling*, 368, 411-424.

Notaro, S., & De Salvo, M. (2010). Estimating the economic benefits of the landscape function of ornamental trees in a sub-Mediterranean area. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(2), 71-81.

Nunes, P. A., & van den Bergh, J. C. (2001). Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?. *Ecological economics*, 39(2), 203-222.

Nunes, P. A., Rossetto, L., & de Blaeij, A. (2004). Measuring the economic value of alternative clam fishing management practices in the Venice Lagoon: results from a conjoint valuation application. *Journal of Marine Systems*, 51(1-4), 309-320.

O'Farrell, P. J., & Anderson, P. M. (2010). Sustainable multifunctional landscapes: a review to implementation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1-2), 59-65.

Oleson, K.L., Barnes, M., Brander, L.M., Oliver, T.A., Van Beek, I., Zafindrasilivonona, B. and Van Beukering, P., 2015. Cultural bequest values for ecosystem service flows among indigenous fishers: A discrete choice experiment validated with mixed methods. *Ecological Economics*, 114, pp.104-116.

Olías, M., González, F., Cerón, J. C., Bolívar, J. P., González-Labajo, J., & García-López, S. (2008). Water quality and distribution of trace elements in the Donana aquifer (SW Spain). *Environmental geology*, 55, 1555-1568.

Ondiviela, B., Losada, I. J., Lara, J. L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T. J., & van Belzen, J. (2014). The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering*, 87, 158-168.

Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., González, J. A., Plieninger, T., López, C. A., & Montes, C. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance social-ecological network. *Regional Environmental Change*, 14(4), 1269-1289.

Pak, M., & Türker, M. F. (2006). Estimation of recreational use value of forest resources by using individual travel cost and contingent valuation methods (Kayabasi forest recreation site sample). *Journal of applied sciences*, 6(1), 1-5.

Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., ... & Polasky, S. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*, 183-256.

Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., ... & Turner, R. K. (2012). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations* (pp. 183-256). Routledge.

Pearce, D. (2002). An intellectual history of environmental economics. *Annual review of energy and the environment*, 27(1), 57-81.

Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C. N., Boudouresque, C. F., Buia, M. C., Clabaut, P., ... & Verlaque, M. (2012). Mediterranean seagrass meadows: resilience and contribution to climate change mitigation. A short summary.

Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C. N., Boudouresque, C. F., Buia, M. C., Calvo, S., ... & Verlaque, M. (2014). Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 462-473.

Perni, A., Martínez-Carrasco, F., & Martínez-Paz, J. M. (2011). Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias marinas*, 37(2), 175-190.

Perrot-Maitre, D. (2005, October). Valuing ecosystem services advantages and disadvantages of existing methodologies and application to PES. In *Seminar on environmental services and financing for the protection and sustainable use of ecosystems*. IUCN-The World Conservation Union, Geneva (pp. 10-11).

Petrakos, G., & Psycharis, Y. (2016). The spatial aspects of economic crisis in Greece. *Cambridge Journal of Regions, Economy and Society*, 9(1), 137-152.

Phillips, M. R., & Jones, A. L. (2006). Erosion and tourism infrastructure in the coastal zone: Problems, consequences and management. *Tourism management*, 27(3), 517-524.

Plan, M. A. (2016). Mediterranean strategy for sustainable development 2016-2025: Investing in environmental sustainability to achieve social and economic development.

Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E. and Bieling, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land use policy*, 33, pp.118-129.

Probonas, M., Ploumi, K., Kyriakopoulou, N., Xirouchakis, S., Piligotsi, G., Georgopoulou, E., & Baxevani, K. Ecosystem Services in NATURA 2000 areas of Crete: Information and communication campaign for the ecological, social and economic values of ecosystem services.

Provins, A., & Powell, J. C. (2006). Eftec_2006_Valuing- Nature. March.

Psycharis, Y., Kallioras, D., & Pantazis, P. (2014). Economic crisis and regional resilience: detecting the 'geographical footprint' of economic crisis in Greece. *Regional Science Policy & Practice*, 6(2), 121-141.

Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... & Zurek, M. B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.

Robert Wildermuth. (2014, November 13). Contemplating the Coasts. ASU - Ask A Biologist. Retrieved August 3, 2023 from <https://askbiologist.asu.edu/explore/coast>

Rodríguez-Loinaz, G., Alday, J. G., & Onaindia, M. (2015). Multiple ecosystem services landscape index: A tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, 147, 152-163.

Ronchi, S. (2021). Ecosystem services for planning: A generic recommendation or a real framework? Insights from a literature review. *Sustainability*, 13(12), 6595.

Rudolf de Groot, Luke Brander, Stefanos Solomonides. 2020. Update of global ecosystem service valuation database (ESVD). FSD report No 2020-06 Wageningen, The Netherlands (58 pp).

Santamouris, M., Cartalis, C., & Synnefa, A. (2015). Local urban warming, possible impacts and a resilience plan to climate change for the historical center of Athens, Greece. *Sustainable Cities and Society*, 19, 281-291.

Sarris, D., Christodoulakis, D., & Körner, C. (2011). Impact of recent climatic change on growth of low elevation eastern Mediterranean forest trees. *Climatic Change*, 106(2), 203-223.

Schulp, C. J., Thuiller, W., & Verburg, P. H. (2014). Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. *Ecological Economics*, 105, 292-305.

Schuster, E., & Doerr, P. (2015). A guide for incorporating ecosystem service valuation into coastal restoration projects. *The Nature Conservancy, New Jersey Chapter. Delmont, NJ*.

Science for Environment Policy. (2015). Ecosystem Services and the Environment. *In-Depth Report 11 Produced for the European Commission*.

Selivanov, E., & Hlaváčková, P. (2021). Methods for monetary valuation of ecosystem services: A scoping review. *Journal of Forest Science*, 67(11), 499-511.

Short, F. T. (2003). *World atlas of seagrasses*. Univ of California Press.

Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., ... & Zieman, J. C. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7), 1961-1971.

Signorello, G. (1998). Valuing birdwatching in a Mediterranean wetland. In *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy* (pp. 173-191). Boston, MA: Springer US.

Silvis, H. J., & Van der Heide, C. M. (2013). *Economic viewpoints on ecosystem services* (No. 123). WOT Natuur & Milieu, Wageningen UR.

Simeone, S. (2008). Posidonia oceanica banquettes removal: sedimentological, geomorphological and ecological implications.

Small, N., Munday, M., & Durance, I. (2017). The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. *Global environmental change*, 44, 57-67.

Spash, C. L. (2000). Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation. *Ecological economics*, 34(2), 195-215.

Spash, C.L., 2013. The shallow or the deep ecological economics movement?. *Ecological Economics*, 93, pp.351-362.

Spurgeon, J. P. G. (2002). Socio-economic assessment and economic valuation of Egypt's mangroves. *Final Report, FAO, Rome*.

Sukhdev, P. (2008). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report, European Communities. *A Banson Production, Cambridge*.

Sukhdev, P., Wittmer, H., & Miller, D. (2014). The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB): challenges and responses. *Nature in the balance: the economics of biodiversity*, 135-152.

Summers, J. K., Smith, L. M., Fulford, R. S., & Crespo, R. D. J. (2018). The role of ecosystem services in community well-being. *Ecosyst. Serv. Glob. Ecol*, 145, 13.

TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. P Kumar (ed.). Earthscan, London.

Tortosa, G., Correa, D., Sánchez-Raya, A. J., Delgado, A., Sánchez-Monedero, M. A., & Bedmar, E. J. (2011). Effects of nitrate contamination and seasonal variation on the denitrification and greenhouse gas production in La Rocina Stream (Doñana National Park, SW Spain). *Ecological Engineering*, 37(4), 539-548.

Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., & Georgiou, S. (2003). Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological economics*, 46(3), 493-510.

Tuya, F., Haroun, R., & Espino, F. (2014). Economic assessment of ecosystem services: Monetary value of seagrass meadows for coastal fisheries. *Ocean & Coastal Management*, 96, 181-187.

Tzanopoulos, J., & Vogiatzakis, I. N. (2011). Processes and patterns of landscape change on a small Aegean island: The case of Sifnos, Greece. *Landscape and Urban Planning*, 99(1), 58-64.

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning*, 81(3), 167-178.

United Nations Economic Commission for Europe/ Food and Agriculture Organization (2000) *Global Forest Resources Assessment 2000*. Main Report, United Nations Publications, Geneva.

Van Beukering P.J., Brouwer R., Koetse M.J. (2015): Economic valuation methods for ecosystem services. In: Bouma J., Van Beukering P.J. (eds): *Ecosystem Services: From Concept to Practice*. Cambridge, Cambridge University Press: 89–107.

Varela, E., & Robles-Cruz, A. B. (2016). Ecosystem services and socio-economic benefits of Mediterranean grasslands. In *Options Méditerranéennes, Serie A: Mediterranean Seminars* (Vol. 114, pp. 13-27).

Vaslet, A., Phillips, D. L., France, C., Feller, I. C., & Baldwin, C. C. (2012). The relative importance of mangroves and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: evidence from dietary and stable-isotope analyses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 434, 81-93.

Vassallo, P., Paoli, C., Rovere, A., Montefalcone, M., Morri, C., & Bianchi, C. N. (2013). The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: A natural capital assessment. *Marine pollution bulletin*, 75(1-2), 157-167.

Velasco, A. M., Pérez-Ruzafa, A., Martínez-Paz, J. M., & Marcos, C. (2018). Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): The public perception. *Journal for Nature Conservation*, 43, 180-189.

Verweij, M. C., Nagelkerken, I., Wartenbergh, S. L., Pen, I. R., & van der Velde, G. (2006). Caribbean mangroves and seagrass beds as daytime feeding habitats for juvenile French grunts, *Haemulon flavolineatum*. *Marine Biology*, 149, 1291-1299.

Vilibic, I., Leder, N., & Smircic, A. (2000). Storm surges in the Adriatic Sea: an impact on the coastal infrastructure. *Periodicum Biologorum*, 102, 483-488.

Vioque-Fernández, A., de Almeida, E. A., & López-Barea, J. (2009). Assessment of Doñana National Park contamination in *Procambarus clarkii*: Integration of conventional biomarkers and proteomic approaches. *Science of the total Environment*, 407(5), 1784-1797.

Vogiatzakis, I. N., Mannion, A. M., & Sarris, D. (2016). Mediterranean island biodiversity and climate change: the last 10,000 years and the future. *Biodiversity and conservation*, 25, 2597-2627.

Vogiatzakis, I. N., Zotos, S., Litskas, V. D., Manolaki, P., Sarris, D., & Stavrinos, M. (2020). Towards implementing Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services in Cyprus: A first set of indicators for ecosystem management. *One Ecosystem*.

Voloudakis, D., Karamanos, A., Economou, G., Kalivas, D., Vahamidis, P., Kotoulas, V., ... & Zerefos, C. (2015). Prediction of climate change impacts on cotton yields in Greece under eight climatic models using the AquaCrop crop simulation model and discriminant function analysis. *Agricultural Water Management*, 147, 116-128.

Von Haaren, C., & Albert, C. (2011). Integrating ecosystem services and environmental planning: limitations and synergies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 7(3), 150-167.

West, P., Igoe, J., & Brockington, D. (2006). Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annu. Rev. Anthropol.*, 35, 251-277.

Weyland, F. and Laterra, P., 2014. Recreation potential assessment at large spatial scales: A method based in the ecosystem services approach and landscape metrics. *Ecological indicators*, 39, pp.34-43.

Whitham, C. E., Shi, K., & Riordan, P. (2015). Ecosystem service valuation assessments for protected area management: A case study comparing methods using different land cover classification and valuation approaches. *PloS One*, 10(6), e0129748.

Zander, K. K., Signorello, G., De Salvo, M., Gandini, G., & Drucker, A. G. (2013). Assessing the total economic value of threatened livestock breeds in Italy: Implications for conservation policy. *Ecological Economics*, 93, 219-229.

Zomeni, M., Martinou, A. F., Stavriniades, M., & Vogiatzakis, I. N. (2018). High nature value farmlands: challenges in identification and interpretation using Cyprus as a case study. *Nature Conservation*.

Ηλεκτρονικές πηγές

Biodiversity Information System for Europe. (2023) Cyprus. [Online] Available from <https://biodiversity.europa.eu/countries/cyprus> [Accessed: 28th October 2023].

Dasarxeio.com (2018) Οι Οικοσυστημικές Υπηρεσίες των Δασών [Online] Available from: <https://dasarxeio.com/2018/06/14/57627/> [Accessed: 23rd October 2023].

Department of Environment and Science, Queensland (2021) , WetlandInfo website, Available from: <https://wetlandinfo.des.qld.gov.au/wetlands/ecology/processes-systems/nitrogen-concept-model/palustrine/> [Accessed 8 August 2023].

Ecosystem Services Valuation Database (ESVD). [Online] Available from: <https://www.esvd.net/esvd> [Accessed 07 December 2023].

Ecosystem Valuation Methods, Section 6 Contingent Valuation Method [Online] Available from: <https://www.ecosystemvaluation.org/uses.htm> [Accessed 8 August 2023].

Ecosystem Valuation, Essentials, Section 2, Valuation of Ecosystem Services [Online] Available from: <https://www.ecosystemvaluation.org/1-02.htm> [Accessed 11 August 2023].

EPA (2012) Ecological Risk Assessment Glossary of Terms [Online] Available from: https://sor.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&glossaryName=Eco%20Risk%20Assessment%20Glossary [Accessed 8 August 2023].

James Boyd, SESYNC, Resources for the Future (2022) Valuation of Natural Resources and Ecosystem Services: Economic Methods [Online] Available from: <https://www.sesync.org/resources/valuation-natural-resources-and-ecosystem-services-economic-methods>

MIT Climate Portal (2021) Coastal Ecosystems and Climate Change. [Online] Available from: <https://climate.mit.edu/explainers/coastal-ecosystems-and-climate-change>. [Accessed: 3 August 2023].

Neverre, Noemie. (2015). Rareté de l'eau et relations interbassins en Méditerranée sous changements globaux. Développement et application d'un modèle hydroéconomique à large échelle. ? [Online] Available from: [https://www.researchgate.net/publication/343985683 Rarete de l%27eau et relations interbassins en Mediterranee sous changements globaux Developpement et application d%27un modele hydroeconomique a large echelle](https://www.researchgate.net/publication/343985683_Rarete_de_l%27eau_et_relations_interbassins_en_Mediterranee_sous_changements_globaux_Developpement_et_application_d%27un_modele_hydroeconomique_a_large_echelle).

[Accessed: 26 November 2023].

NOAA National Ocean Service (2023) How do coral reefs protect lives and property? [Online] Available from: https://oceanservice.noaa.gov/facts/coral_protect.html#:~:text=The%20coral%20reef%20structure%20buffers,wave%20action%20and%20violent%20storms.

[Accessed:3 August 2023].

Salah, Mostafa and Boxer, Baruch. "Mediterranean Sea". Encyclopedia Britannica. [Online] Available from: <https://www.britannica.com/place/Mediterranean-Sea>.

[Accessed 7 December 2023].

The Parliamentary Office of Science and Technology (2011) Ecosystem Service Valuation. [Online] Available from: https://www.parliament.uk/globalassets/documents/post/postpn_378-Ecosystem-Service-Valuation.pdf

[Accessed: 25th September 2023].

United Nations Environment Programme (2020) SOED- State of the Environment and Development in the Mediterranean. https://planbleu.org/wp-content/uploads/2021/04/SoED_Keys-Messages.pdf. Accessed: 31 October 2023.