



«Αντιμετώπιση της απειλής των εισβλητικών ειδών στη Βόρεια Ελλάδα, μέσω της ανάπτυξης συστημάτων έγκαιρης προειδοποίησης και πληροφοριών για θηλαστικά»

## Δράση C2

Ανάλυση οικολογικών και βιολογικών παραμέτρων

### Παραδοτέο C2.1

Τελική έκθεση των οικολογικών και βιολογικών χαρακτηριστικών του μινκ

Δεκέμβριος 2023

Συντονιστής



ΑΡΙΣΤΟΤΕΛΕΙΟ  
ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ  
ΘΕΣΣΑΛΟΝΙΚΗΣ

Εταίροι



## I. Αντικείμενο έργου LIFE ATIAS

LIFE ATIAS - LIFE18 NAT/GR/000430 «Addressing the Threat of Invasive Alien Species in North Greece, using Early Warning and Information systems for mammals» με ελληνικό τίτλο «Αντιμετώπιση της απειλής των εισβλητικών ειδών στη Βόρεια Ελλάδα, μέσω της ανάπτυξης συστημάτων έγκαιρης προειδοποίησης και πληροφοριών για θηλαστικά».

### Συντονιστής Έργου

Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Σχολή Δασολογίας & Φυσικού Περιβάλλοντος, Εργαστήριο Άγριας Πανίδας & Ιχθυοπονίας Γλυκέων Υδάτων ΕΑΠ ΑΠΘ

### Εταίροι Έργου

Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Σχολή Δασολογίας & Φυσικού Περιβάλλοντος, Εργαστήριο Δασικής Διαχειριστικής και Τηλεπισκόπησης ΕΔΔΤ ΑΠΘ

Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Τμήμα Δημοσιογραφίας και Μέσων Μαζικής Επικοινωνίας ΤΔΜΜΕ ΑΠΘ

Αποκεντρωμένη Διοίκηση Ηπείρου & Δυτικής Μακεδονίας ΑΔΗΔΜ

Αποκεντρωμένη Διοίκηση Μακεδονίας & Θράκης ΑΔΜΘ

Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης, Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων ΔΠΘ

Ελληνική Ομοσπονδία Γούνας ΕΟΓ

Κυνηγετική Ομοσπονδία Μακεδονίας & Θράκης ΚΟΜΑΘ

Εταιρεία ΓΟΥΝΑΡΗΣ Ν. – ΚΟΝΤΟΣ Κ. Ε.Ε. - "HOMEOTECH Co." HOMEO



Το έργο LIFE ATIAS “Addressing the Threat of Invasive Alien Species in North Greece, using Early Warning and Information systems for mammals” (LIFE18/NAT/GR/000430) συγχρηματοδοτείται από την Ευρωπαϊκή Ένωση στο πλαίσιο του προγράμματος Life



Το έργο συγχρηματοδοτείται από το Πράσινο Ταμείο

#### Συντονιστής



#### Εταίροι



## II. Σχετικά με το παρόν τεύχος

Το παρόν τεύχος αφορά τη Δράση C2 του Προγράμματος «Ανάλυση οικολογικών και βιολογικών παραμέτρων» και πιο συγκεκριμένα το Παραδοτέο C2.1 «Τελική έκθεση των οικολογικών και βιολογικών χαρακτηριστικών του μινκ». Με σκοπό να συμβάλουν στη λήψη κατάλληλων αποφάσεων για την εφαρμογή της καλύτερης δυνατής στρατηγικής καταπολέμησης των εισβλητικών ειδών, οι διαχειριστές θα πρέπει να έχουν καλή γνώση της οικολογίας του είδους. Με βάση το παραπάνω, το παρόν τεύχος περιλαμβάνει την αναγνώριση των περιβαλλοντικών μεταβλητών που σχετίζονται με την παρουσία του είδους στην περιοχή μελέτης του έργου, με τη χρήση των δεδομένων ιχνηλάτησης που συλλέχθηκαν κατά το χρονικό διάστημα 2021 – 2023 και των μοντέλων κατάληψης πολλαπλών περιόδων.

### English summary

The current issue concerns Action C2 of the Program “Ecological and biological parameters analysis”, and more specifically Deliverable C2.1 “Final report on ecological and biological characteristics of mink”. In order to help make appropriate decisions for the implementation of the best possible strategy to control invasive species, managers ought to have good knowledge of the species’ ecology. With that in mind, the current issue identifies those environmental variables that drive mink occurrence within the study area, by making use of multi-season occupancy models and tracking data collected during 2021 – 2023.

Περίοδος υλοποίησης προγράμματος/ Project Implementation Period			
Ημερομηνία έναρξης/ Start date	02/09/2019	Ημερομηνία ολοκλήρωσης/ End date	31/03/2024

<b>Δράση προγράμματος/ Project action</b>	C2.1
<b>Τίτλος παραδοτέου</b>	Τελική έκθεση των οικολογικών και βιολογικών χαρακτηριστικών του μινκ
<b>Deliverable</b>	Final report on ecological & biological characteristics of mink
<b>Επικεφαλής εταίρος</b>	Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Εργαστήριο Άγριας Πανίδας και Ιχθυοπονίας Γλυκών Υδάτων
<b>Beneficiary responsible</b>	Aristotle University of Thessaloniki, Laboratory of Wildlife and Freshwater Fish Farming, Department of Forestry and Natural Environment

Έκδοση/ Version	Ημερομηνία/ Date	Συντάκτης/ Editor	Λόγοι τροποποίησης/ Reasons for modification	Στάδιο/ Stage
1.0	22/12/2023	Δ. Μπακαλούδης / D. Bakaloudis Χ. Θωμά / C. Thoma Κ. Μακρίδου / K. Makridou		Draft version 1
2.0				

### III. Συντελεστές Έκδοσης

#### Ομάδα Εργασίας LIFE ATIAS

Συντονισμός Έργου	Δρ. Δημήτριος Μπακαλούδης Καθηγητής ΑΠΘ, Σχολή Δασολογίας & Φυσικού Περιβάλλοντος
Επιστημονικά Υπεύθυνος Σύνταξης Παραδοτέου	Δρ. Δημήτριος Μπακαλούδης Καθηγητής ΑΠΘ, Σχολή Δασολογίας & Φυσικού Περιβάλλοντος
Συντελεστές Έκδοσης	Μπακαλούδης Δημήτριος Θωμά Χαράλαμπος Μακρίδου Κωνσταντίνα
Διαχείριση έργου	Δέσποινα Βλαχάκη Δασολόγος – Περιβαλλοντολόγος MSc, HOMEOTECH  Κωνσταντίνος Κόντος Δασολόγος – Περιβαλλοντολόγος, HOMEOTECH

Ενότητα Α: Τελική έκθεση οικολογικών χαρακτηριστικών του  
Αμερικανικού μινκ

## Πίνακας περιεχομένων

1. Εισαγωγή.....	7
2. Στόχος τεχνικής αναφοράς.....	9
3. Μεθοδολογία.....	10
3.1 Περιοχή μελέτης.....	10
3.2 Δεδομένα παρουσίας Αμερικανικού μινκ (δράσεις ιχνηλάτησης) .....	10
3.3 Δημιουργία μεταβλητών .....	10
3.4 Στατιστική ανάλυση.....	13
4. Αποτελέσματα.....	15
5. Συζήτηση .....	22
6. Συμπεράσματα – προτάσεις.....	26
7. Βιβλιογραφία.....	28

## 1. Εισαγωγή

---

Τα εισβλητικά είδη συμβάλλουν σημαντικά στην απώλεια της βιοποικιλότητας, στην αλλοίωση των ενδιαιτημάτων, ενώ επιφέρουν και τεράστιες οικονομικές απώλειες στις περιοχές που έχουν εισαχθεί (Born *et al.* 2005, Clavero & García-Berthou 2005, Bellard *et al.* 2016, Walsh *et al.* 2016). Στα υδάτινα οικοσυστήματα, οι παραπάνω επιπτώσεις είναι ακόμη πιο ισχυρές, αφού η εισαγωγή ξενικών ειδών συνέβαλε στη μείωση ή ακόμη και την εξαφάνιση αρκετών αυτόχθονων ειδών, τροποποιώντας τη δομή και τη λειτουργία αυτών των τύπων οικοσυστημάτων (Dudgeon *et al.* 2006). Μια τέτοια περίπτωση αποτελεί και η εισαγωγή του εισβλητικού Αμερικανικού μινκ (*Neogale vison*) σε περιοχές εκτός του φυσικού εύρους εξάπλωσής του. Το είδος ευθύνεται για την απώλεια αρκετών αυτόχθονων ειδών της άγριας πανίδας (Rushton *et al.* 2000, Brzeziński *et al.* 2020), ενώ η παρουσία του προκαλεί μεταβολές τόσο στην κατανομή όσο και στη συμπεριφορά των αυτόχθονων ειδών (Sidorovich & MacDonald 2001, Santulli *et al.* 2014), επηρεάζοντας γενικότερα τις ζωικές κοινότητες και τις οικοσυστημικές υπηρεσίες μιας περιοχής.

Ιστορικά, η διαχείριση των εισβλητικών ειδών ήταν προσανατολισμένη στον περιορισμό της περαιτέρω εξάπλωσής τους (Parkes & Panetta 2009), είτε γιατί η πλήρης εξάλειψή τους θεωρούνταν ακατόρθωτη, είτε εξαιτίας της ελλιπούς ενημέρωσης της πολιτείας και του απλού κοινού σχετικά με τα προβλήματα που προκαλούν τα εισβλητικά είδη (Genovesi 2005, Bremner & Park 2007). Παρόλα αυτά, αρκετές δράσεις εξάλειψης εισβλητικών ειδών που έλαβαν χώρα τις τελευταίες δύο δεκαετίες, έδειξαν ότι για πολλά εισβλητικά είδη τα οποία εμφανίζουν μια ασυνεχή κατανομή υπάρχει η δυνατότητα επιτυχούς εξάλειψής τους με τη χρήση νέων τεχνικών και μεθόδων (Nogales *et al.* 2004, Nordstrom & Korpimaki 2004, Howald *et al.* 2007, Parkes & Panetta 2009). Σε αντίθεση με τις δράσεις ελέγχου και περιορισμού της εξάπλωσης των εισβλητικών ειδών, οι οποίες απαιτούν μακροπρόθεσμες επενδύσεις σε χρόνο, χρήμα και εργαλεία (Zavaleta *et al.* 2001), οι δράσεις εξάλειψης έχουν υψηλό αλλά βραχυπρόθεσμο κόστος (Zabala *et al.* 2010). Επιπλέον, η επιτυχής εξάλειψη ενός εισβλητικού είδους μπορεί να επιτευχθεί σε σύντομο χρονικό διάστημα, παρέχοντας τη δυνατότητα επανάκαμψης της βιοποικιλότητας της επηρεαζόμενης περιοχής (Rainbolt & Coblenz 1997, Saunders & Norton 2001, Zavaleta *et al.* 2001, Parkes & Panetta 2009).

Στην περιοχή της Μεσογείου, η αντιμετώπιση της εισβολής του Αμερικανικού μινκ και η διερεύνηση των επακόλουθων αρνητικών επιπτώσεων στη βιοποικιλότητα είναι ελλιπής (Rodrigues *et al.* 2015), με εξαίρεση την Ισπανία όπου έχουν ήδη ληφθεί τα απαραίτητα μέτρα (Melero *et al.* 2010). Στην Ελλάδα, το είδος εκτρέφεται για την παραγωγή γούνας σε αρκετές περιοχές της Δυτικής Μακεδονίας. Όπως και σε άλλες περιοχές της Ευρώπης, έτσι και στην Ελλάδα σημειώθηκαν ακούσιες αποδράσεις του είδους, οδηγώντας στη δημιουργία άγριων πληθυσμών. Παρόλα αυτά, ούτε οι τοπικές αρχές, ούτε η ελληνική κυβέρνηση προχώρησαν στη



λήψη μέτρων για την αποτροπή της περαιτέρω εξάπλωσης του είδους και την προστασία των αυτόχθονων ειδών της περιοχής.

Με σκοπό να συμβάλουν στη λήψη κατάλληλων αποφάσεων για την εφαρμογή της καλύτερης δυνατής στρατηγικής καταπολέμησης των εισβλητικών ειδών, οι διαχειριστές θα πρέπει να έχουν καλή γνώση της οικολογίας του είδους (Anderson *et al.* 2016). Γενικά, η κατανομή ενός είδους σε μια περιοχή καθορίζεται από πολλούς παράγοντες, όπως την ποιότητα του ενδιαίτηματος, τα τροφικά διαθέσιμα, τις δια-ειδικές αλληλεπιδράσεις όπως ο ανταγωνισμός και η θήρευση, καθώς και τις ενδο-ειδικές αλληλεπιδράσεις (Hodder *et al.* 2017). Επομένως, γνωρίζοντας ποιες οικολογικές μεταβλητές σχετίζονται με την παρουσία ενός είδους σε μια περιοχή, οι διαχειριστές μπορούν να γνωρίζουν πού, πότε και πώς να εφαρμόσουν τα κατάλληλα διαχειριστικά μέτρα για να επιτύχουν τον αναμενόμενο στόχο (εξάλειψη ή έλεγχο) (Anderson *et al.* 2016).

Σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία, η κατανομή του Αμερικανικού μινκ σχετίζεται με ενδιαίτηματα που γειτνιάζουν με πηγές υδάτων (Dunstone 1993), ενώ το είδος εκμεταλλεύεται τις εσωτερικές πλωτές οδούς και τους παράκτιους οικότοπους για να εξαπλωθεί σε νέες περιοχές (Dunstone & Birks 1983). Η παρουσία του είδους σε μια περιοχή εξαρτάται από τον κυρίαρχο τύπο και την πυκνότητα της βλάστησης, την εποχή του έτους, τη διαθεσιμότητα τροφής και θέσεων φωλεοποίησης, τα χαρακτηριστικά των υδάτων (βάθος, ταχύτητα ροής, ρύπανση), καθώς και από την παρουσία άλλων υδρόβιων θηρευτών (Bonesi & Palazon 2007, Melero *et al.* 2008, Schuttler *et al.* 2010, Schooley *et al.* 2012, Wolff *et al.* 2015).

Παρόλα αυτά, εξαιτίας του καιροσκοπικού χαρακτήρα του είδους (Hodder *et al.* 2017), οι οικολογικές του απαιτήσεις δύναται να διαφέρουν από περιοχή σε περιοχή. Επομένως, η διερεύνηση των οικολογικών παραμέτρων που σχετίζονται με την παρουσία του είδους στην περιοχή εφαρμογής του έργου LIFE ATIAS είναι απαραίτητη, αφού θα συμβάλει στον καλύτερο σχεδιασμό και εφαρμογή των μέτρων εξάλειψης ή ελέγχου του πληθυσμού του είδους.

## 2. Στόχος τεχνικής αναφοράς

---

Στόχος της παρούσας τεχνικής αναφοράς είναι να παρέχει πληροφορίες σχετικά με τις οικολογικές παραμέτρους, οι οποίες σχετίζονται άμεσα με την παρουσία του Αμερικανικού μινκ στην περιοχή εφαρμογής του έργου LIFE ATIAS, παρέχοντας τη δυνατότητα αναγνώρισης περιοχών με αυξημένη πιθανότητα κατάληψης, αλλά και συμβάλλοντας στο σχεδιασμό και τη λήψη κατάλληλων δράσεων καταπολέμησης. Επιπλέον, η γνώση των περιβαλλοντικών μεταβλητών που καθορίζουν την παρουσία του είδους, θα παρέχουν σημαντικές πληροφορίες οι οποίες απαιτούνται για την ολοκλήρωση των Δράσεων C3 «Ανάπτυξη συστήματος έγκαιρης προειδοποίησης και ταχείας αντίδρασης για τα εισβλητικά είδη» και C4 «Πιθανότητα εξάπλωσης και επιπτώσεις της εισαγωγής των εισβλητικών ειδών».

### 3. Μεθοδολογία

---

#### 3.1 Περιοχή μελέτης

---

Η περιοχή μελέτης περιελάμβανε την ευρύτερη περιοχή της Δυτικής Μακεδονίας, με τις δράσεις ιχνηλάτησης του Αμερικανικού μινκ να λαμβάνουν χώρα κατά μήκος των ποταμών Αλιάκμονα και Λαδοπόταμου, αλλά και περιμετρικά της λίμνης Καστοριάς, Μικρής Πρέσπας, Βεγορίτιδας και Άγρα.

#### 3.2 Δεδομένα παρουσίας Αμερικανικού μινκ (δράσεις ιχνηλάτησης)

---

Τα δεδομένα παρουσίας για το Αμερικανικό μινκ προήλθαν από τις δράσεις ιχνηλάτησης που πραγματοποιήθηκαν το διάστημα 2021 - 2023, σύμφωνα με το πρωτόκολλο που αναπτύχθηκε στη Δράση A4 του έργου.

Πιο συγκεκριμένα, στην περιοχή μελέτης τοποθετήθηκαν 150 πλωτές εξέδρες κατά μήκος των κυριότερων ποταμών και περιμετρικά των λιμνών της περιοχής, με σκοπό την καταγραφή της παρουσίας του Αμερικανικού μινκ με τη χρήση επιφανειών καταγραφής αποτυπωμάτων (δράσεις ιχνηλάτησης). Οι παραπάνω δράσεις ιχνηλάτησης πραγματοποιήθηκαν σε τέσσερις περιόδους. Η πρώτη περίοδος αφορούσε το χρονικό διάστημα Οκτώβριος – Νοέμβριος 2021, η δεύτερη περίοδος αφορούσε το χρονικό διάστημα Απρίλιος – Μάιος 2022, η τρίτη περίοδος αφορούσε το χρονικό διάστημα Οκτώβριος – Δεκέμβριος 2022 και τέλος, η τέταρτη περίοδος αφορούσε το χρονικό διάστημα Μάρτιος – Απρίλιος 2023. Σε κάθε περίοδο πραγματοποιήθηκαν τρεις επαναλήψεις δράσεων ιχνηλάτησης, με την κάθε επανάληψη να έχει διάρκεια πέντε συναπών ημερών.

Από το σύνολο των δεδομένων ιχνηλάτησης, στη στατιστική ανάλυση που ακολούθησε, χρησιμοποιήθηκε το ιστορικό των δεδομένων ιχνηλάτησης για εκείνες τις πλωτές εξέδρες που ελέγχθηκαν σε τουλάχιστον τρεις από τις τέσσερις περιόδους ιχνηλάτησης ( $n = 121$  πλωτές εξέδρες).

#### 3.3 Δημιουργία μεταβλητών

---

Για τη διερεύνηση των οικολογικών παραμέτρων οι οποίες επηρεάζουν την παρουσία του είδους στην περιοχή μελέτης, δημιουργήθηκαν τρεις ομάδες περιβαλλοντικών μεταβλητών. Η πρώτη ομάδα αφορούσε την καταγραφή μεταβλητών στις θέσεις εγκατάστασης κάθε πλωτής εξέδρας (μεταβλητές μικρο-περιβάλλοντος), η δεύτερη ομάδα αφορούσε τοπικές μεταβλητές σε ακτίνα

250 m περιμετρικά της κάθε εξέδρας, ενώ η τρίτη ομάδα αφορούσε μεταβλητές τοπίου, σε ακτίνα 1 km περιμετρικά της κάθε εξέδρας. Η δημιουργία των μεταβλητών για τις δύο τελευταίες ομάδες έγινε με τη χρήση Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών και χωρικών δεδομένων από διάφορες πηγές.

- *Μεταβλητές μικρο-περιβάλλοντος:*

Στη θέση εγκατάστασης κάθε πλωτής εξέδρας, συλλέχθηκαν 12 μεταβλητές, οι οποίες αφορούσαν τη βλάστηση, το έδαφος, την τοπογραφία και τα χαρακτηριστικά του υδρογραφικού δικτύου (Πίνακας 1). Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, οι μεταβλητές αυτές σχετίζονται άμεσα με την παρουσία του είδους σε μια περιοχή (Schuttler et al. 2010, Santulli et al. 2014, Hodder et al. 2017). Πιο συγκεκριμένα, σε κάθε σημείο εκτιμήθηκε το εκατοστιαίο ποσοστό (%) συγκόμωσης σε τρία στρώματα (strata). Το πρώτο στρώμα αφορούσε βλάστηση με ύψος <1 m, το δεύτερο στρώμα αφορούσε βλάστηση με ύψος 1 – 5 m, ενώ το τρίτο στρώμα αφορούσε βλάστηση με ύψος >5 m. Οι παραπάνω μετρήσεις έγιναν σε διαδρομές κατά μήκος των τεσσάρων σημείων του ορίζοντα, μήκους 10 m, με τη συγκόμωση να καταγράφεται κάθε 2 m. Επιπλέον, στις ίδιες διαδρομές εκτιμήθηκε το εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης διαφόρων στοιχείων του εδάφους (γυμνό έδαφος, πέτρες, αγρωστώδη, θάμνοι και καλάμια) με τη μέθοδο του σημείου-τομής (point-line intercept), όπου τα δεδομένα καταγράφονται κάθε 0,5 m. Τέλος, στη θέση της κάθε εξέδρας καταγράφηκε το υψόμετρο με τη χρήση GPS χειρός και εκτιμήθηκε ποιοτικά το βάθος του νερού, η ταχύτητα ροής των υδάτων και το πλάτος του ποταμού. Το βάθος και η ταχύτητα ροής των υδάτων, αλλά και το πλάτος του ποταμού δεν χρησιμοποιήθηκαν στις αναλύσεις που ακολούθησαν εξαιτίας της μεγάλης διακύμανσης που εμφάνιζαν κατά τη διάρκεια του έτους. Επιπλέον, επειδή οι μεταβλητές «Strata 1» και «SH» εμφάνιζαν υψηλή συσχέτιση (*Pearson's r* > 0,6), η μεταβλητή «Strata 1» δεν συμπεριλήφθηκε στις αναλύσεις που ακολούθησαν.

- *Τοπικές μεταβλητές και μεταβλητές τοπίου:*

Συνολικά δημιουργήθηκαν 15 μεταβλητές (6 τοπικές μεταβλητές και 9 μεταβλητές τοπίου) με τη χρήση Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών (ΓΣΠ) και ψηφιακών χαρτογραφικών υποβάθρων από διάφορες πηγές. Οι μεταβλητές αφορούσαν στοιχεία του ενδιαίτηματος και των ποταμών στις θέσεις εγκατάστασης των πλωτών εξεδρών (Πίνακας 1), οι οποίες δύναται να επηρεάσουν την πιθανότητα κατάληψης μιας περιοχής από το Αμερικανικό μινκ. Οι τοπικές μεταβλητές αφορούσαν ακτίνα 250 m περιμετρικά της θέσης της κάθε εξέδρας, ενώ οι μεταβλητές τοπίου αφορούσαν ακτίνα 1 km περιμετρικά της θέσης της κάθε εξέδρας.

Τόσο οι μεταβλητές μικρο-περιβάλλοντος, όσο και οι τοπικές μεταβλητές και οι μεταβλητές τοπίου χρησιμοποιήθηκαν για την πιθανή επίδρασή τους στην πιθανότητα εποίκισμού και εξάλειψης του είδους, λαμβάνοντας υπόψη και ορισμένες ετήσιες μεταβλητές (μεταβλητές που

μεταβάλλονται κάθε περίοδο καταγραφών). Τέλος, για την εκτίμηση της πιθανότητας εντοπισμού του είδους, χρησιμοποιήθηκαν ορισμένες συμμεταβλητές οι οποίες περιελάμβαναν τη μέρα, το μήνα, το έτος και την περίοδο παρατήρησης.

**Πίνακας 1.** Σύνολο μεταβλητών που δημιουργήθηκαν για την διερεύνηση των οικολογικών απαιτήσεων του Αμερικανικού μινκ στην περιοχή μελέτης.

Τύπος μεταβλητής	Όνομα μεταβλητής	Περιγραφή	Χωρική κλίμακα
Μεταβλητές πιθανότητας κατάληψης	DEM	Υψόμετρο	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Strata1	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) συγκόμωσης βλάστησης (< 1 m ύψος)	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Strata2	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) συγκόμωσης βλάστησης (1 – 5 m ύψος)	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Strata3	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) συγκόμωσης βλάστησης (> 5 m ύψος)	Μίκρο-ενδιαίτημα
	BS	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με γυμνό έδαφος	Μίκρο-ενδιαίτημα
	R	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με πέτρες/βράχους	Μίκρο-ενδιαίτημα
	GS	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με αγρωστώδη	Μίκρο-ενδιαίτημα
	SH	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με θάμνους	Μίκρο-ενδιαίτημα
	RE	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με καλάμια	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Wflow	Ταχύτητα ροής υδάτων (στάσιμα, καμία, μικρή, μεσαία, υψηλή)	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Wdepth	Βάθος νερού σε απόσταση 1 m από την ακτή ή όχθη (A < 0,5m, B = 0,5 – 1 m, Γ > 1m)	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Rwidth	Πλάτος ποταμού (A < 2m, B = 2 – 5m, Γ = 5 – 10m, Δ > 10m)	Μίκρο-ενδιαίτημα
	Arable	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με αρόσιμη γη (περιλαμβάνει τα επίπεδα 211, 212 και 213 του Corine Land Cover)	Τοπική (250 m) και Τοπίου (1 km)
	HetAgri	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με ετερογενείς γεωργικές εκτάσεις (περιλαμβάνει τα επίπεδα 211, 243 και 244 του Corine Land Cover)	Τοπική (250 m) και Τοπίου (1 km)
	Shrub	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με θάμνους (περιλαμβάνει τα επίπεδα 321, 322, 323 και 324 του Corine Land Cover)	Τοπική (250 m) και Τοπίου (1 km)
	Broad	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με δάσος πλατύφυλλων (περιλαμβάνει το επίπεδο 311 του Corine Land Cover)	Τοπική (250 m) και Τοπίου (1 km)
	Dev	Εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης με ανεπτυγμένες περιοχές (εκτίμηση από υπόβαθρο «Build-up areas» του Copernicus)	Τοπική (250 m) και Τοπίου (1 km)
	Riv	Πυκνότητα (km/km <sup>2</sup> ) ποταμών (εκτίμηση από υπόβαθρο «EU Hydro» του Copernicus)	Τοπική (250 m) και Τοπίου (1 km)
	SRiv	Πυκνότητα (km/km <sup>2</sup> ) μικρών ποταμών (Stahler 1 και 2) (εκτίμηση από υπόβαθρο «EU Hydro» του Copernicus)	Τοπίου (1 km)
	Mriv	Πυκνότητα (km/km <sup>2</sup> ) μεσαίων ποταμών (Stahler 3, 4 και 5) (εκτίμηση από υπόβαθρο «EU Hydro» του Copernicus)	Τοπίου (1 km)
Dfarm	Απόσταση (m) από το πλησιέστερο εκτροφείο μινκ	Τοπίου (1 km)	
Μεταβλητές εποικισμού και εξάλειψης	Όλες οι μεταβλητές από την πιθανότητα κατάληψης		
	S	Περίοδος καταγραφών	Ετήσια
	catch	Αριθμός ατόμων μινκ που παγιδευτηκαν	Ετήσια
	trap	Τοποθέτηση (ναι/όχι) παγίδας	Ετήσια
Μεταβλητές πιθανότητας εντοπισμού	day	Ιουλιανή μέρα	Συμμεταβλητή παρατήρησης
	month	Μήνας	Συμμεταβλητή παρατήρησης
	year	Έτος	Συμμεταβλητή παρατήρησης
	Session	Περίοδος	Συμμεταβλητή παρατήρησης

### 3.4 Στατιστική ανάλυση

---

Η διερεύνηση των περιβαλλοντικών μεταβλητών που σχετίζονται με την παρουσία του Αμερικανικού μινκ πραγματοποιήθηκε εφαρμόζοντας την ανάλυση των μοντέλων κατάληψης πολλαπλών περιόδων (MacKenzie 2002, 2003, MacKenzie *et al.* 2006, Fiske & Chandler 2011). Η συγκεκριμένη μέθοδος ανάλυσης παρέχει μια δυναμική εκτίμηση της παρουσίας του μελετώμενου είδους, η οποία αποτελείται από την πιθανότητα εντοπισμού του είδους ( $p$ ) (δηλαδή την πιθανότητα καταγραφής της παρουσίας του είδους όταν αυτό είναι παρόν), την αρχική πιθανότητα κατάληψης μιας περιοχής ( $\psi_1$ ) και το ρυθμό εποικισμού ( $\gamma$ ) και εξάλειψης ( $\epsilon$ ) από μια περιοχή (δηλαδή τις μεταβολές στην παρουσία του είδους μεταξύ δύο ή περισσότερων περιόδων καταγραφών) (MacKenzie 2003, MacKenzie *et al.* 2006, Fiske & Chandler 2011).

Οι παραπάνω παράμετροι εκτιμήθηκαν ιεραρχικά (Παράρτημα I), χρησιμοποιώντας τις διαθέσιμες μεταβλητές για κάθε τύπο και κλίμακα (Πίνακας 1). Στο πρώτο βήμα, εκτιμήθηκε η αρχική πιθανότητα εντοπισμού του είδους, χρησιμοποιώντας τις διαθέσιμες συμμεταβλητές παρατήρησης (Παράρτημα I, Πίνακας S1). Από το σύνολο των μοντέλων που προέκυψαν, επιλέχθηκε αυτό με την υψηλότερη κατάταξη απόδοσης και διατηρήθηκε σταθερό στο επόμενο βήμα της ανάλυσης. Ακολούθως, εκτιμήθηκε η αρχική πιθανότητα κατάληψης για κάθε μια από τις τρεις χωρικές κλίμακες ξεχωριστά (Παράρτημα I, Πίνακας S2, S3 και S4). Οι μεταβλητές των μοντέλων με την υψηλότερη απόδοση από κάθε χωρική κλίμακα συνδυάστηκαν (Παράρτημα I, Πίνακας S5) και από αυτά επιλέχθηκε το μοντέλο με την υψηλότερη απόδοση και το οποίο διατηρήθηκε σταθερό στο αμέσως επόμενο βήμα που αφορούσε την εκτίμηση της πιθανότητας εποικισμού. Η πιθανότητα εποικισμού του είδους εκτιμήθηκε για το σύνολο των ετήσιων μεταβλητών, αλλά και για κάθε χωρική κλίμακα ξεχωριστά (Παράρτημα I, Πίνακας S6, S7, S8 και S9). Οι μεταβλητές από τα τέσσερα μοντέλα με την υψηλότερη απόδοση συνδυάστηκαν και από το σύνολο των υποψήφιων μοντέλων επιλέχθηκε αυτό με την υψηλότερη απόδοση (Παράρτημα I, Πίνακας S10), το οποίο και διατηρήθηκε σταθερό στο επόμενο βήμα που αφορούσε την εκτίμηση της πιθανότητας εξάλειψης. Η πιθανότητα εξάλειψης του είδους εκτιμήθηκε για το σύνολο των ετήσιων μεταβλητών, αλλά και για κάθε χωρική κλίμακα ξεχωριστά (Παράρτημα I, Πίνακας S11, S12, S13 και S14). Οι μεταβλητές από τα τέσσερα μοντέλα με την υψηλότερη απόδοση συνδυάστηκαν και από το σύνολο των υποψήφιων μοντέλων επιλέχθηκε το τελικό μοντέλο, πάνω στο οποίο στηρίχθηκε η ερμηνεία των αποτελεσμάτων (Παράρτημα I, Πίνακας S15).

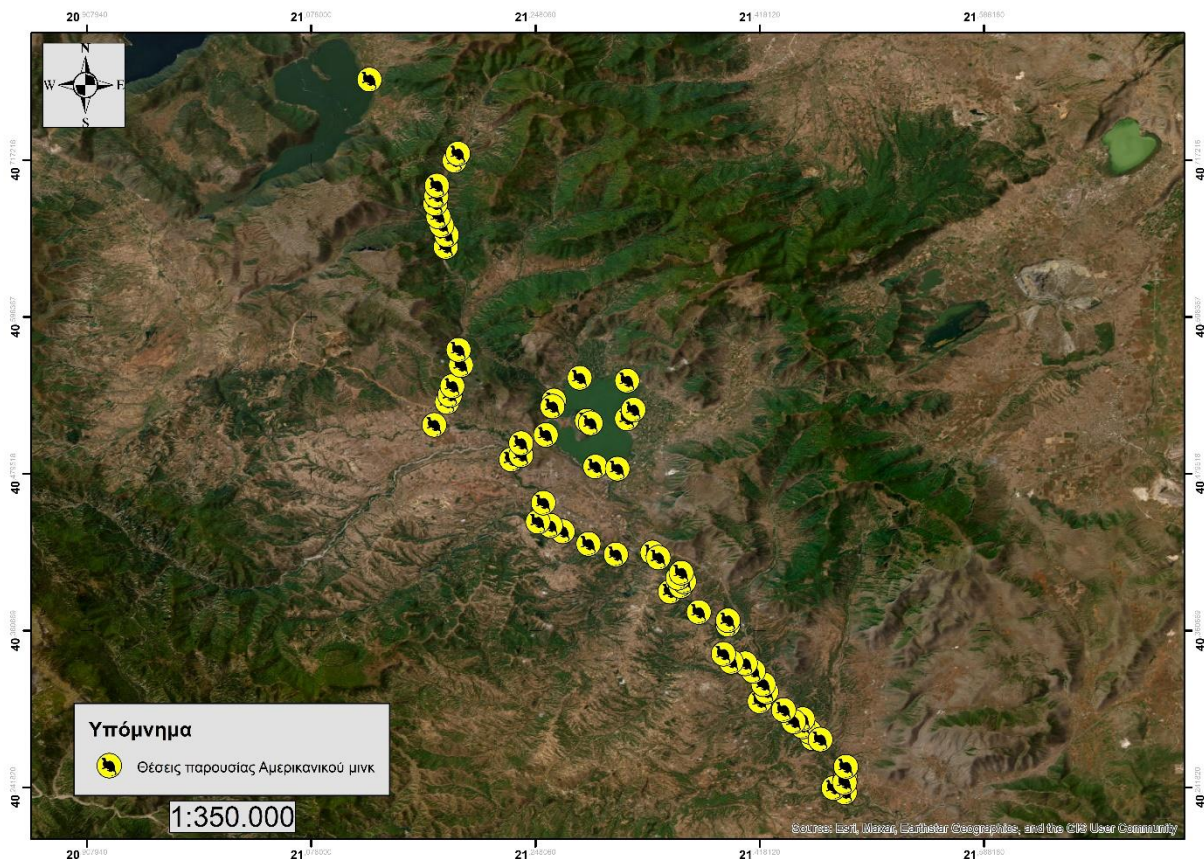
Ο έλεγχος καλής προσαρμογής του τελικού μοντέλου έγινε με την εφαρμογή παραμετρικού bootstrap με 1000 επαναλήψεις και τον έλεγχο  $\chi^2$  του Pearson, όπου τιμές  $P > 0,05$  υποδηλώνουν επαρκή προσαρμογή του μοντέλου (Fiske & Chander 2011, Kéry & Chandler

2016). Όλες οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν στη γλώσσα προγραμματισμού *R* (R Development Core Team 2019 ), με τη χρήση του πακέτου *unmarked* (Fiske & Chander 2011).



## 4. Αποτελέσματα

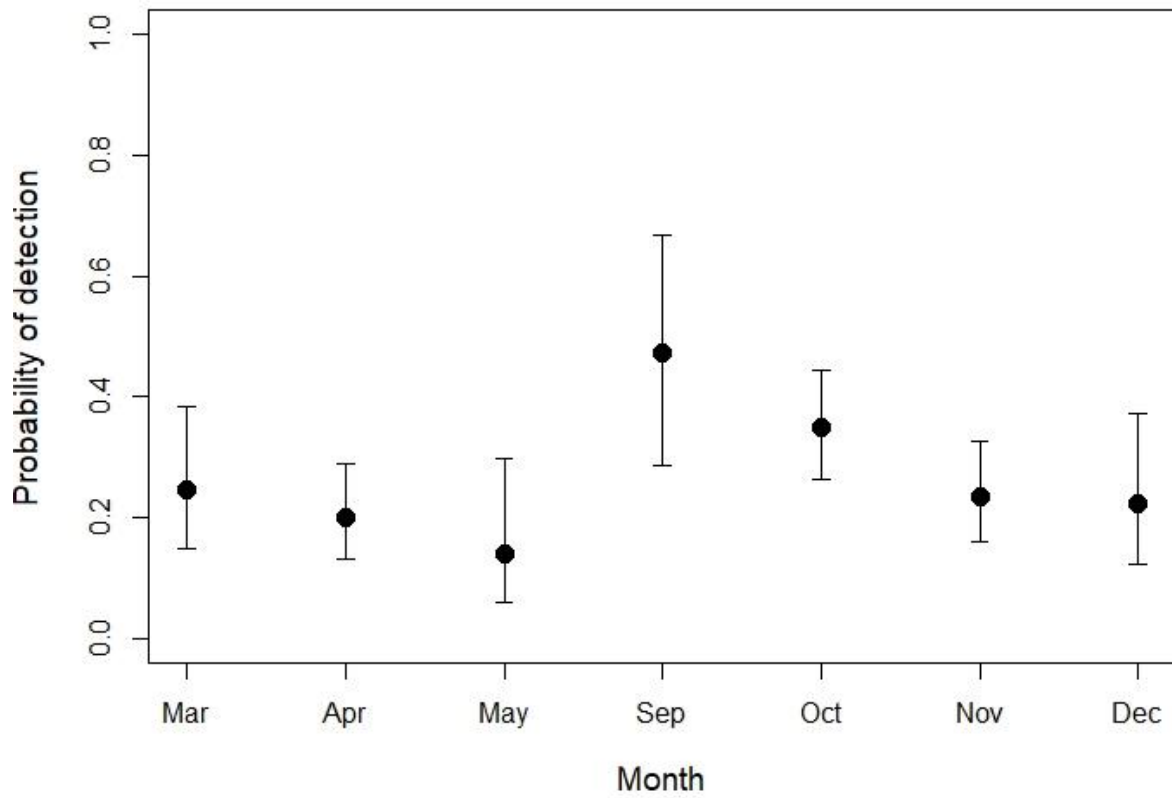
Από το σύνολο των 121 πλωτών εξεδρών που αναλύθηκαν, το Αμερικανικό μινκ καταγράφηκε τουλάχιστον μια φορά σε 65 πλωτές εξέδρες και επομένως το απλοϊκό ποσοστό κατάληψης ήταν 53,7% (Σχήμα 1).



**Σχήμα 1.** Απεικόνιση των θέσεων των πλωτών εξεδρών στις οποίες καταγράφηκε η παρουσία του Αμερικανικού μινκ τουλάχιστον μια φορά κατά τη διάρκεια των εργασιών πεδίου.

Το μοντέλο κατάληψης πολλαπλών περιόδων με την υψηλότερη απόδοση εμφάνιζε καλή προσαρμογή στα δεδομένα ( $P = 0,110$ ). Σύμφωνα με αυτό, η πιθανότητα ανίχνευσης του Αμερικανικού μινκ με τη χρήση πλωτών εξεδρών εκτιμήθηκε σε 19,86% και φαίνεται να επηρεάζεται από το μήνα διεξαγωγής των καταγραφών. Πιο συγκεκριμένα, η πιθανότητα ανίχνευσης του είδους ήταν υψηλότερη τον Σεπτέμβριο και Οκτώβριο, ενώ τον Απρίλιο και Μάιο οι αντίστοιχες πιθανότητες ανίχνευσης ήταν κατά πολύ μικρότερες (Σχήμα 2). Ωστόσο, μόνο για τους μήνες Σεπτέμβριο και Οκτώβριο οι τιμές του 95% των διαστημάτων εμπιστοσύνης δεν περιελάμβαναν αρνητικές τιμές και επομένως ήταν ιδιαίτερα ενημερωτικές (Πίνακας 2).





**Σχήμα 2.** Πιθανότητα ανίχνευσης ( $p$ ) του Αμερικανικού μινκ με τη χρήση πλωτών εξεδρών, σε συνάρτηση με το μήνα διεξαγωγής των καταγραφών (2021-2023).

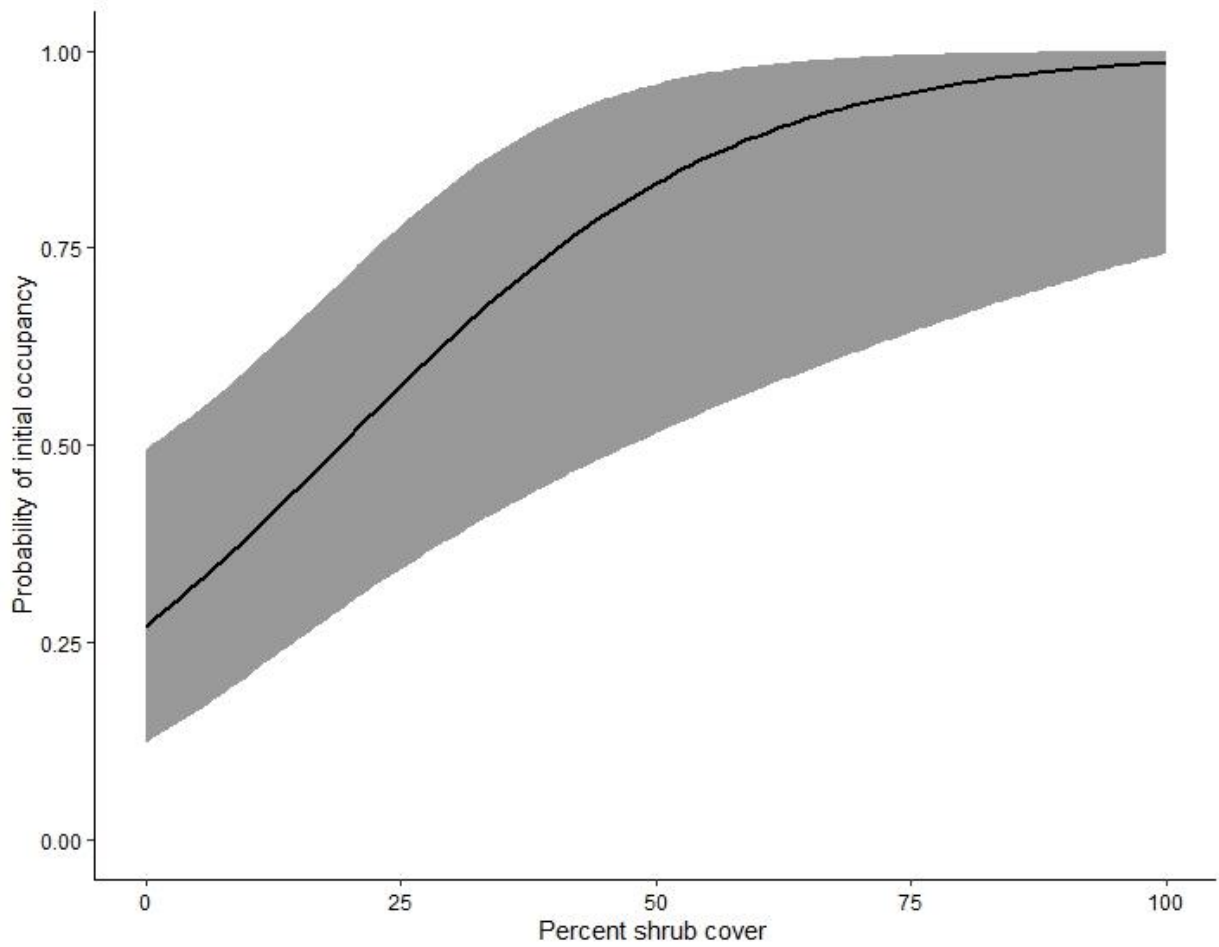
**Πίνακας 2.** Εκτιμώμενες παράμετροι του μοντέλου παρουσίας πολλαπλών περιόδων με την υψηλότερη απόδοση για την αρχική πιθανότητα κατάληψης ( $\psi$ ), το ρυθμό εποικισμού ( $\gamma$ ) και εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) και την πιθανότητα ανίχνευσης ( $\rho$ ) του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία (2021-2023).

Πιθανότητα	Παράμετρος	Εκτίμηση	Τυπικό Σφάλμα	95% Διάστημα εμπιστοσύνης – χαμηλότερο όριο	95% Διάστημα εμπιστοσύνης – υψηλότερο όριο
	month				
Ανίχνευσης ( $\rho$ )	<i>Mar</i>	0,281	0,367	-0,437	0,999
	<i>Apr</i>	-1,395	0,255	-1,895	-0,894
	<i>May</i>	-0,426	0,536	-1,476	0,625
	<b><i>Sep</i></b>	1,287	0,487	0,332	2,240
	<b><i>Oct</i></b>	0,768	0,323	0,134	1,400
	<i>Nov</i>	0,205	0,339	-0,459	0,869
	<i>Dec</i>	0,147	0,442	-0,719	1,013
Κατάληψης ( $\psi$ )	<b>SH</b>	1,726	0,587	0,575	2,875
	<b>R</b>	1,244	0,481	0,301	2,186
	<b>LRiv1000</b>	1,985	0,762	0,491	3,478
Εποικισμού ( $\gamma$ )	SH	32,4	57,4	-79,993	144,871
	RE	14,7	27,2	-38,549	67,935
Εξάλειψης ( $\varepsilon$ )	<b>Dfarm</b>	1,345	0,520	0,326	2,364

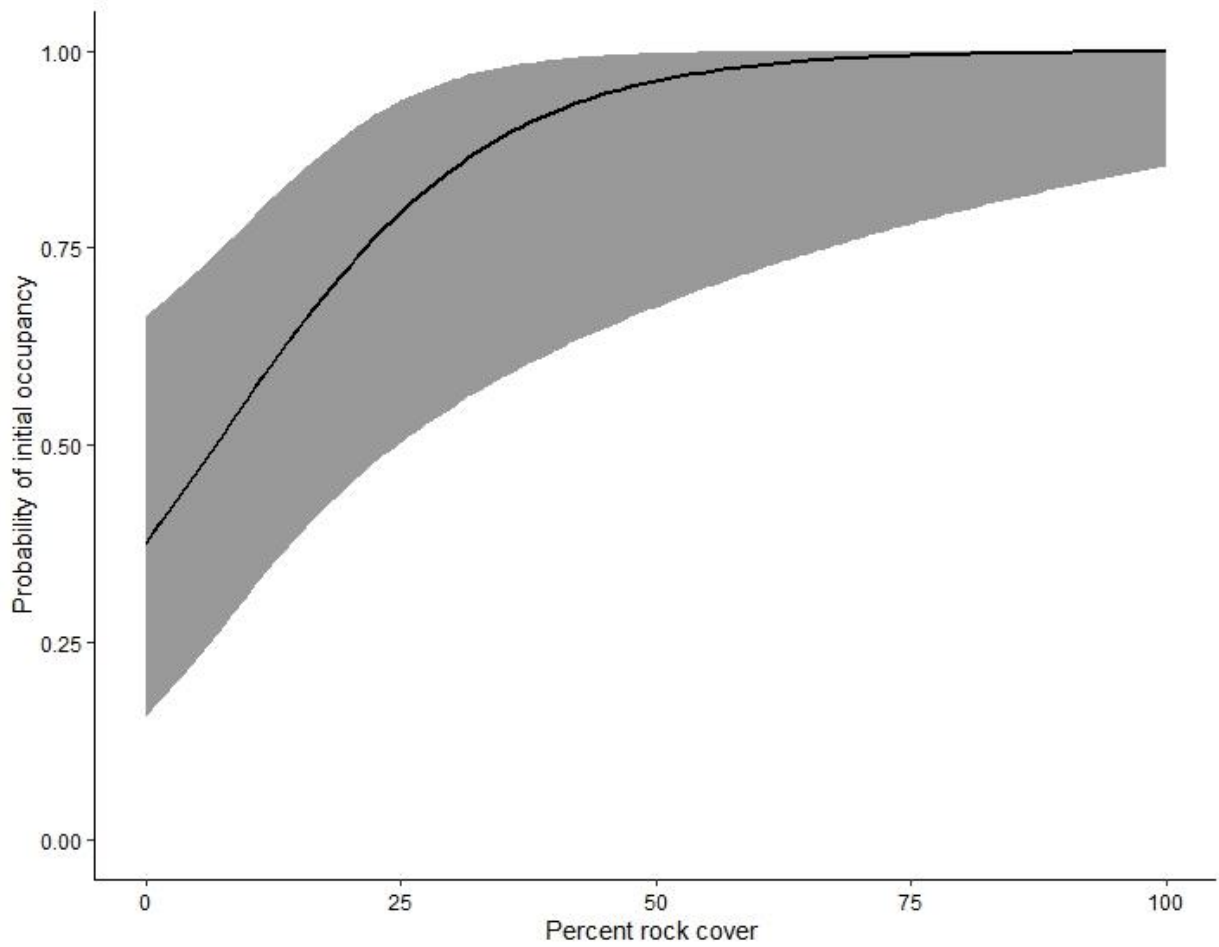
\*Με έντονη γραμματοσειρά εμφανίζονται οι παράμετροι των οποίων το 95% των διαστημάτων εμπιστοσύνης δεν περιλαμβάνουν αρνητικές τιμές

Η αρχική πιθανότητα κατάληψης του είδους στην περιοχή μελέτης βρέθηκε ίση με 67,59% και εμφάνιζε θετική συσχέτιση με δύο μεταβλητές του μικρο-ενδιαιτήματος και μια μεταβλητή τοπίου. Πιο συγκεκριμένα, η πιθανότητα κατάληψης μιας περιοχής βρέθηκε να αυξάνεται όσο αυξάνεται το ποσοστό κάλυψης από θάμνους (Σχήμα 3) και από πέτρες ή βράχους (Σχήμα 4), αλλά και από την πυκνότητα των μεσαίου μεγέθους ποταμών (Σχήμα 5). Μάλιστα, οι παραπάνω μεταβλητές αποτελούσαν ισχυρούς προγνωστικούς παράγοντες, με τα όρια των αντίστοιχων διαστημάτων εμπιστοσύνης να μην περιλαμβάνουν αρνητικές τιμές (Πίνακας 2).

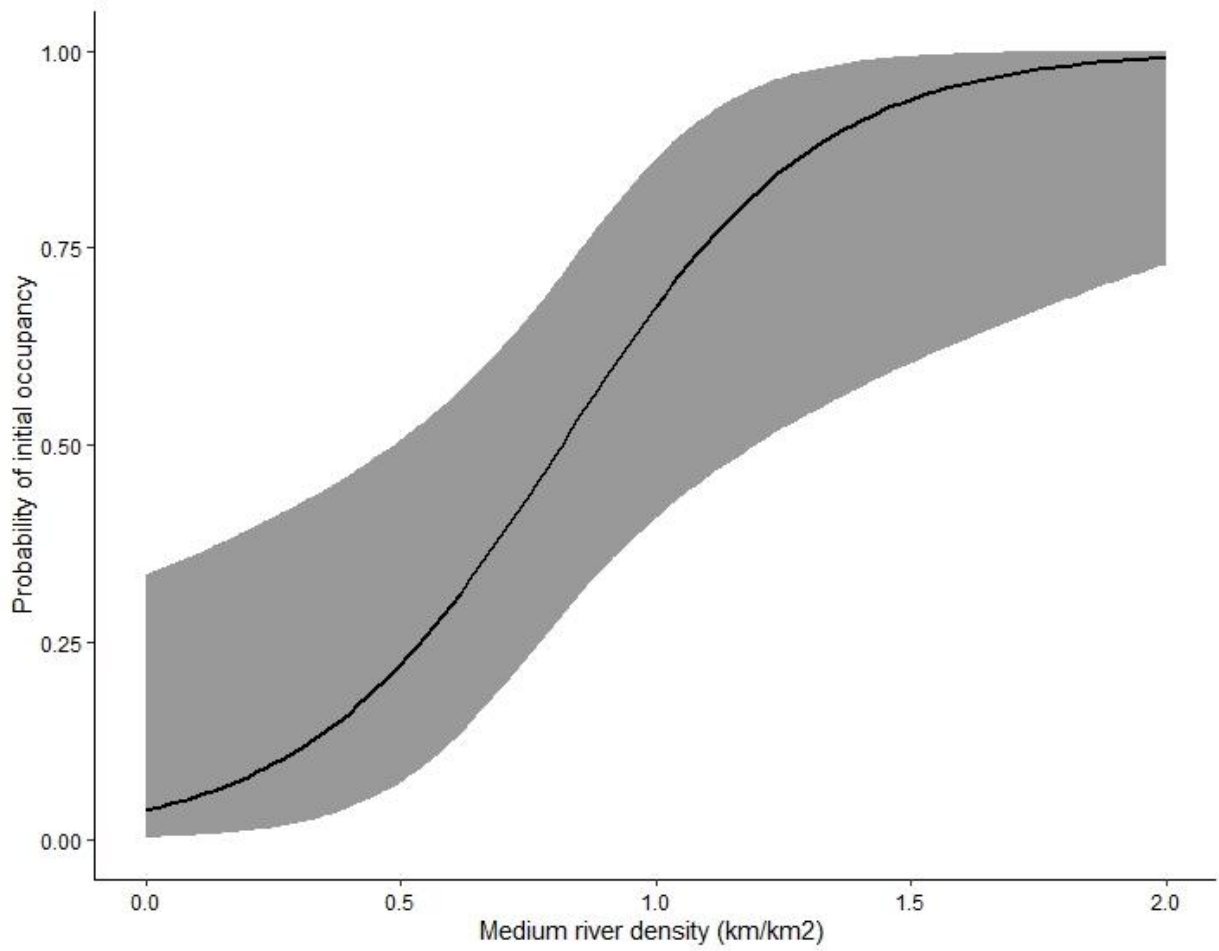
Αντίθετα, οι μεταβλητές που σχετίζονται με τις διεργασίες εποικισμού νέων περιοχών από το είδος δεν ήταν ιδιαίτερα ενημερωτικές, αφού τα όρια των αντίστοιχων διαστημάτων εμπιστοσύνης περιελάμβαναν αρνητικές τιμές, τόσο για τη μεταβλητή που αφορούσε το εκατοστιαίο ποσοστό κάλυψης από θάμνους, όσο και για αυτήν που αφορούσε το εκατοστιαίο ποσοστό κάλυψης από καλάμια (Πίνακας 2). Ωστόσο, σύμφωνα με τα αποτελέσματα, η πιθανότητα εποικισμού βρέθηκε να είναι σχεδόν μηδενική (0,002%).



**Σχήμα 3.** Αρχική πιθανότητα κατάληψης ( $\psi$ ) μιας περιοχής από το Αμερικανικό μινκ, σε συνάρτηση με το εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης από θάμνους.

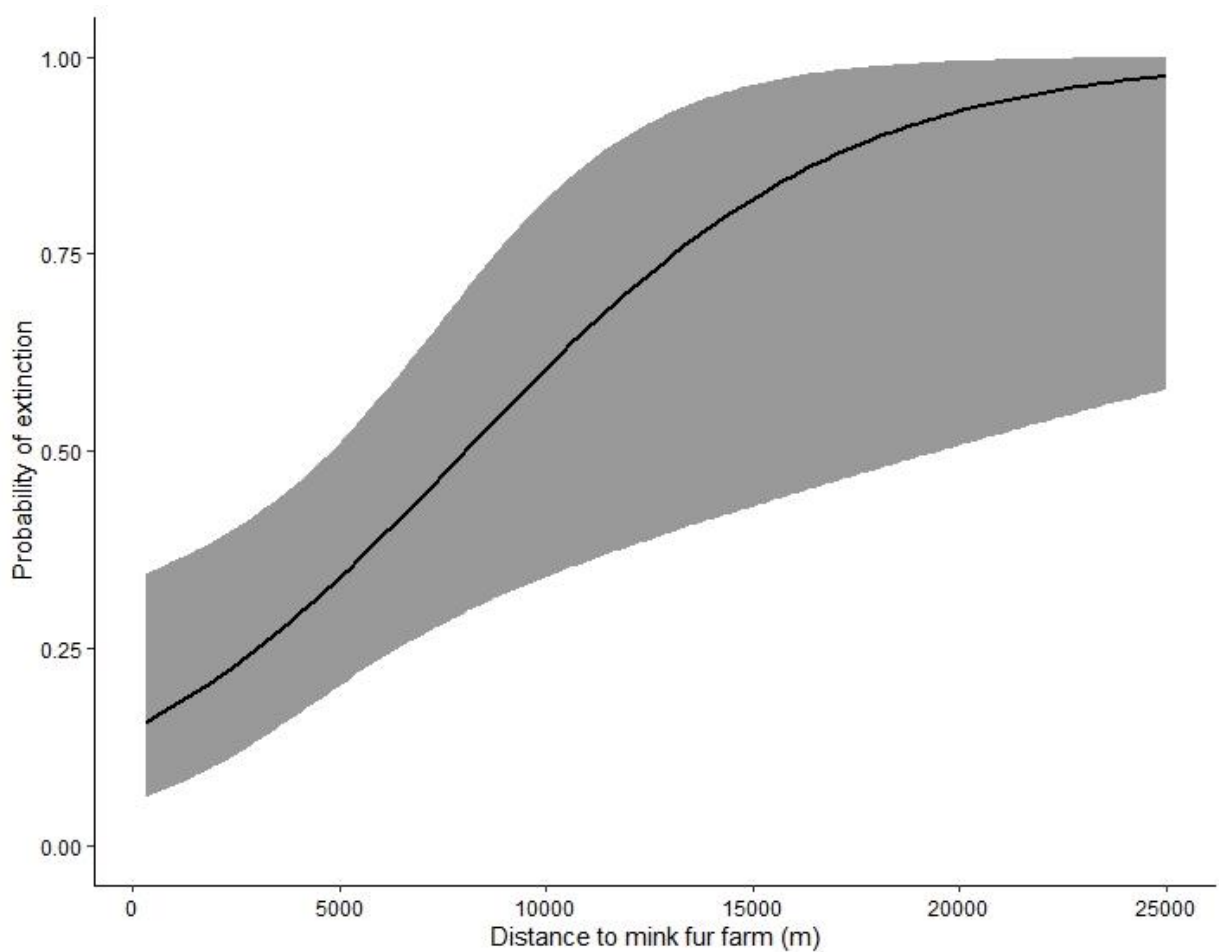


**Σχήμα 4.** Αρχική πιθανότητα κατάληψης ( $\psi$ ) μιας περιοχής από το Αμερικανικό μινκ, σε συνάρτηση με το εκατοστιαίο ποσοστό (%) κάλυψης του εδάφους από πέτρες/βράχους.



**Σχήμα 5.** Αρχική πιθανότητα κατάληψης ( $\psi$ ) μιας περιοχής από το Αμερικανικό μινκ, σε συνάρτηση με την πυκνότητα ( $\text{km}/\text{km}^2$ ) των ποταμών μεσαίου μεγέθους.

Τέλος, ο ρυθμός εξάλειψης του είδους βρέθηκε να είναι ιδιαίτερα υψηλός (41,6%) και εμφάνιζε θετική συσχέτιση με την απόσταση από τα εκτροφεία μινκ της ευρύτερης περιοχής (Σχήμα 6). Μάλιστα, τα όρια των διαστημάτων εμπιστοσύνης της συγκεκριμένης μεταβλητής περιελάμβαναν θετικές τιμές (Πίνακας 2), γεγονός που υποδηλώνει την ισχυρή της προγνωστική ικανότητα.



**Σχήμα 6.** Πιθανότητα εξάλειψης ( $\epsilon$ ) του Αμερικανικού μινκ, σε συνάρτηση με την απόσταση (m) από τα εκτροφεία μινκ της ευρύτερης περιοχής.

## 5. Συζήτηση

---

Η αποτελεσματική εφαρμογή προγραμμάτων διαχείρισης για εισβλητικά είδη εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη γνώση της οικολογίας του είδους, αφού η ικανότητά του να εισβάλει και να εγκαθίσταται επιτυχώς σε μια περιοχή εξαρτάται από τη χωρική και χρονική απόκρισή του στα βιοτικά και αβιοτικά χαρακτηριστικά του περιβάλλοντος (Catford et al. 2009). Τα μοντέλα κατάληψης αποτελούν μια από τις πιο διαδεδομένες μεθόδους που στοχεύουν στην εκτίμηση των παραγόντων που καθορίζουν την παρουσία ενός εισβλητικού είδους στο χώρο και στο χρόνο (Bled et al. 2011, Yackulic et al. 2012, Santulli et al. 2014, Crego et al. 2018), ενώ τα εξαγόμενα αποτελέσματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν για το σχεδιασμό στοχευμένων μέτρων διαχείρισης, αλλά και για να καθοδηγήσουν τις προσπάθειες ελέγχου ή περιορισμού της εξάπλωσης των εισβλητικών ειδών.

Σύμφωνα με τους Reynolds et al. (2004) και Reynolds et al (2010), η χρήση πλωτών εξεδρών για την καταγραφή της παρουσίας του Αμερικανικού μινκ σε μια περιοχή εμφανίζει μεγαλύτερη αποτελεσματικότητα σε σχέση με άλλες τεχνικές καταγραφής. Ωστόσο, η πιθανότητα ανίχνευσης του είδους ενδέχεται να μεταβάλλεται χρονικά (Reynolds et al 2010). Πράγματι, η πιθανότητα ανίχνευσης του Αμερικανικού μινκ στην περιοχή μελέτης εμφάνιζε διακυμάνσεις ανάλογα με τον μήνα κατά τον οποίο πραγματοποιήθηκαν οι καταγραφές. Πιο συγκεκριμένα, τον Σεπτέμβριο και Οκτώβριο το είδος εμφάνιζε τη μεγαλύτερη πιθανότητα ανίχνευσης σε σχέση με τους υπόλοιπους μήνες. Κατά το χρονικό αυτό διάστημα, τα ανώριμα άτομα του είδους διασπείρονται από τις γενέθλιες θέσεις σε νέες περιοχές, ενώ τα θηλυκά δημιουργούν τις χωροκράτειές τους, γεγονός που πιθανόν να εξηγεί τη μεγαλύτερη πιθανότητα παρατήρησης του είδους την περίοδο αυτή (Dunstone 1993, Roy et al. 2009). Λαμβάνοντας υπόψη την ατελή ανίχνευση του είδους, το ποσοστό κατάληψης θέσεων στην περιοχή μελέτης εκτιμήθηκε σε 67,59%, δηλαδή 13,89% περισσότερο σε σχέση με την απλοϊκή εκτίμηση του ποσοστού κατάληψης.

Η παρουσία του είδους στη Δυτική Μακεδονία φαίνεται να σχετίζεται κυρίως με το άμεσο περιβάλλον, όσο και με ορισμένα χαρακτηριστικά του τοπίου. Αυτό πιθανόν να οφείλεται στη μικρή περιοχή ενδημίας που χαρακτηρίζει το Αμερικανικό μινκ και η οποία συνήθως δεν ξεπερνά τα 1 – 2,5 km (Dunstone & Birks 1985). Επομένως, η παρουσία ή η απουσία του είδους σε μια περιοχή πιθανόν να αντικατοπτρίζει τα άμεσα χαρακτηριστικά του ενδιαιτήματος.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας, το είδος εμφανίζει μεγαλύτερη πιθανότητα κατάληψης θέσεων με υψηλή κάλυψη από θάμνους ή πέτρες και βράχους. Τα δύο αυτά πρότυπα έχουν περιγραφεί προηγουμένως και από άλλους συγγραφείς (Allen 1984, Previtali et al. 1998, Yamaguchi et al. 2003, Birks et al. 2005, Schüttler et al. 2010, Garcia et al. 2010) και πιθανόν να σχετίζονται με τις απαιτήσεις του είδους για θέσεις κάλυψης ή και φωλεοποίησης, ενώ ενδέχεται να σχετίζονται και με την αφθονία των ειδών λείας. Πιο

συγκεκριμένα, οι Yamaguchi et al. (2003) και οι Schüttler et al. (2010), αναφέρουν ότι το είδος αποφεύγει τους ανοιχτούς τύπους ενδιαιτημάτων, ενώ χρησιμοποιεί κυρίως περιοχές με πυκνή χαμηλή βλάστηση, γιατί παρέχουν στα άτομα του είδους περισσότερες θέσεις κάλυψης και φωλεοποίησης (Dunstone 1993, Halliwell & Macdonald 1996). Ο κίνδυνος ή το ρίσκο θήρευσης πιθανόν να αποτελεί καθοριστικό παράγοντα, ο οποίος επηρεάζει την επιλογή των θέσεων κάλυψης και φωλεοποίησης του είδους (Dunstone 1993, Yamaguchi et al. 2003, Zabala et al. 2007, Harrington & Macdonald 2008). Η βίβρα (*Lutra lutra*), η αλεπού (*Vulpes vulpes*), ο σκύλος (*Canis lupus familiaris*), αλλά και οι άνθρωποι αποτελούν τους κυριότερους θηρευτές του Αμερικανικού μινκ (Dunstone 1993, Lariviere 1999). Επομένως, η παρουσία όλων των παραπάνω στην περιοχή μελέτης πιθανόν να ωθούν το Αμερικανικό μινκ στην επιλογή μη εκτεθειμένων περιοχών, με πυκνή παρόχθια βλάστηση (Yamaguchi et al. 2003, Zabala et al. 2007). Από την άλλη, το είδος μπορεί να επιλέγει αυτές τις θέσεις γιατί συνήθως χαρακτηρίζονται από μεγάλες πυκνότητες και αφθονία ειδών λείας (Garcia et al. 2010). Σύμφωνα με τους Torre & Diaz (2004) και τους Torre et al. (2022), οι περιοχές που καλύπτονται από θάμνους υποστηρίζουν μεγαλύτερο αριθμό ειδών και μεγαλύτερους πληθυσμούς μικρών θηλαστικών στα Μεσογειακά οικοσυστήματα, πολλά από τα οποία ενδέχεται να αποτελούν τροφή για το Αμερικανικό μινκ.

Παρόμοια, οι όχθες με πέτρες ή βράχους αποτελούν σημαντικές περιοχές τροφοληψίας (Ben-David et al. 1996, Bonesi et al. 2000), αλλά και φωλεοποίησης (Birks & Linn 1982, Birks et al. 2005, Garcia et al. 2010) για το Αμερικανικό μινκ. Σύμφωνα με τους Brainerd et al. (1995), Zalewski (1997), Achterberg et al. (2000) και Stier (2000), οι Ικτίδες συνήθως επιλέγουν θέσεις φωλεοποίησης οι οποίες βρίσκονται μέσα σε κοιλότητες δέντρων. Ωστόσο, όταν υπάρχει περιορισμένη διαθεσιμότητα κατάλληλων δέντρων, τα είδη αναζητούν εναλλακτικές θέσεις, όπως περιοχές με πέτρες και βράχους (Birks et al. 2005). Πέρα από τη διαθεσιμότητα, η επιλογή τέτοιων θέσεων φωλεοποίησης πιθανόν να καθορίζεται και από άλλους παράγοντες όπως η θήρευση (Dunstone 1993, Yamaguchi et al. 2003, Zabala et al. 2007, Harrington & Macdonald 2008), αλλά και θερμορρυθμιστικοί παράγοντες (Birks et al. 2005). Για παράδειγμα, οι θέσεις φωλεοποίησης που εντοπίζονται σε ανυψωμένες κοιλότητες βράχων προσομοιάζουν με τις κοιλότητες των δέντρων, αφού και οι δύο είναι απρόσιτες σε χερσαία είδη θηρευτών (Webster 2001). Από την άλλη, οι θέσεις φωλεοποίησης που εντοπίζονται στο έδαφος, ανάμεσα σε πέτρες, παρέχουν προστασία έναντι χερσαίων θηρευτών που χαρακτηρίζονται από την ικανότητα να σκάβουν (Birks et al. 2005). Αντίθετα, οι Ικτίδες δεν εμφανίζουν καλή προσαρμογή στις ακραίες θερμοκρασίες εξαιτίας της μορφολογίας τους (Kruuk et al. 1994), με τις πέτρες και τους βράχους να παρέχουν ανεπαρκή μόνωση σε σχέση με τα δέντρα. Επομένως, το υψηλότερο ενεργειακό κόστος που σχετίζεται με την επιλογή φωλεοποίησης σε βράχους ή και πέτρες, πιθανόν να απαιτεί από τα άτομα του είδους τη συλλογή φυτικού υποστρώματος για τη βελτίωση της μόνωσης (Balharry 1993).



Τέλος, σε επίπεδο τοπίου το είδος εμφάνιζε μεγαλύτερη πιθανότητα κατάληψης περιοχών όπου οι πυκνότητα των ποταμών μεσαίου μεγέθους ήταν μεγαλύτερη. Παρόμοια πρότυπα έχουν βρεθεί και για άλλα είδη ημι-υδρόβιων Ικτίδων από άλλους συγγραφείς (Zabala et al. 2003, Palazon et al. 2006, Garcia et al. 2010, Sanzo 2014). Σύμφωνα με αυτούς, οι Ικτίδες επιλέγουν δευτερεύοντες ποταμούς με επαρκή βλάστηση, ενώ αποφεύγουν περιοχές με μολυσμένα νερά ή τροποποιημένες κοίτες και όχθες ποταμών (Zabala et al. 2006), αλλά και μεγάλους ποταμούς με αυξημένη ροή υδάτων (Sidorovich & Macdonald 2001). Επιπλέον, σύμφωνα με τους Garcia et al. (2010), οι δευτερεύοντες ποταμοί χαρακτηρίζονται από την ύπαρξη νησίδων εντός των λεκανών απορροής, οι οποίες μπορεί να λειτουργήσουν ως θέσεις ανάπαυσης για τα άτομα του είδους (Yamaguchi et al. 2003, Zabala et al. 2007). Επιπλέον, η χρήση του ενδιαίτηματος από το Αμερικανικό μινκ εμφανίζει αρνητική συσχέτιση με το πλάτος της κοίτης, ενώ εμφανίζει θετική συσχέτιση με το βάθος του νερού και το ποσοστό κάλυψης με παρόχθια βλάστηση (Dunstone 1993, Yamaguchi et al. 2003, Zabala et al. 2007, Melero et al. 2008). Στην περιοχή μελέτης της παρούσας έρευνας δεν εντοπίζονται ποταμοί μεγάλου μεγέθους ( $Stahler \geq 6$ ) και επομένως η θετική συσχέτιση του είδους με τους ποταμούς μεσαίου μεγέθους πιθανόν να σχετίζεται με το γεγονός ότι αυτή η κατηγορία ποταμών χαρακτηρίζεται από συνεχή ροή υδάτων όλο τον χρόνο, σε αντίθεση με τους ποταμούς της μικρότερης κατηγορίας οι οποίοι χαρακτηρίζονται από εποχική ροή υδάτων και μικρό βάθος. Επιπλέον, η μη καταγραφή της παρουσίας του είδους στον Αλιάκμονα ποταμό, από το ύψος του Νεστορίου έως και την Κολοκυνθού πιθανόν να οφείλεται στη διαρκή ανθρώπινη παρουσία εντός της κοίτης εξαιτίας των έργων διαμόρφωσης της κοίτης που εκτελούνταν καθ' όλη τη διάρκεια του έργου και τα οποία περιελάμβαναν απομάκρυνση της παρόχθιας βλάστησης, εκσκαφή της κοίτης με βαρέα οχήματα, εναπόθεση υλικών και μεταβολή της διεύθυνσης ροής των υδάτων.

Αναφορικά με την πιθανότητα εξάλειψης του είδους, αυτή βρέθηκε να εμφανίζει θετική συσχέτιση με την απόσταση από τα εκτροφεία μινκ της ευρύτερης περιοχής, με το 70% των περιοχών παρουσίας που καταγράφηκαν να εντοπίζονται σε ακτίνα μικρότερη των 5 km από τα εκτροφεία. Σύμφωνα με τους King et al. (2009), ο περιορισμός της εξάπλωσης ή η πλήρης εξάλειψη των εισβλητικών Ικτίδων θεωρείται πολύ δύσκολο εγχείρημα, αφού είναι κρυπτικά, κυρίως νυκτόβια είδη (Medina-Vogel et al. 2015). Μάλιστα, οι Bonesi & Palazon (2007) αναφέρουν ότι η πιθανότητα επανεμφάνισης του Αμερικανικού μινκ μετά από μια εκστρατεία απομάκρυνσης, σχετίζεται άμεσα με το βαθμό απομόνωσης της περιοχής από τις πηγές επανεισαγωγής. Επομένως, η φιλοδοξία της πλήρους και μόνιμης απομάκρυνσης ενός εισβλητικού είδους, όπως το Αμερικανικό μινκ είναι περιορισμένη, ειδικά σε περιοχές όπου ακόμα λειτουργούν εκτροφεία γούνας και τα οποία αποτελούν την κυριότερη πηγή επανεισαγωγής του είδους (Bonesi & Palazon 2007). Ο αριθμός των ατόμων του Αμερικανικού μινκ που διαφεύγουν από τα εκτροφεία της ευρύτερης περιοχής είναι άγνωστος, ενώ άγνωστο παραμένει και το ποσοστό του ελεύθερου πληθυσμού που μπορεί να χαρακτηριστεί «άγριος» ή προέρχεται από μαζικές διαφυγές. Για

παράδειγμα, στη Δανία βρέθηκε ότι το 80% των ατόμων μινκ που παγιδεύτηκαν στη φύση προέρχονταν από πρόσφατες διαφυγές από τα εκτροφεία της περιοχής (Hammershøj et al. 2006). Αν και μόλις το 25% των ατόμων μινκ που διαφεύγουν από τα εκτροφεία επιβιώνουν για διάστημα μεγαλύτερο των τριών μηνών (Hammershøj et al. 2006), τα άτομα που προέρχονται από διαφυγές μπορεί να αποτελέσουν πηγή αυξανόμενης γενετικής ποικιλότητας και προσαρμογής στους άγριους πληθυσμούς (Pagh et al. 2019). Επιπλέον, οι Rørbæk et al. (2023) βρήκαν ότι η ικανότητα των ατόμων μινκ που προέρχονται από πρόσφατες διαφυγές να θηρεύουν διάφορα είδη λείας, ήταν ίδια με αυτήν των άγριων ατόμων, με τις δύο αυτές κατηγορίες να εμφανίζουν παρόμοιες τροφικές συνήθειες. Ωστόσο, σύμφωνα με τους ίδιους, οι διάφορες δυνάμεις επιλογής πιθανόν να ευνοούν τα άτομα με μικρότερο σωματικό μέγεθος. Σε κάθε περίπτωση, η μείωση της πίεσης απελευθέρωσης νέων ατόμων Αμερικανικού μινκ στη φύση μπορεί να βοηθήσει στη μείωση της επιτυχίας και του ρυθμού εξάπλωσης του είδους σε νέες περιοχές (Jeschke & Strayer 2006).

## 6. Συμπεράσματα – προτάσεις

---

Η γνώση των περιοχών παρουσίας του Αμερικανικού μινκ και των περιβαλλοντικών παραμέτρων που σχετίζονται με την παρουσία του σε αυτές τις περιοχές, αποτελεί το πρώτο βήμα για το σχεδιασμό της διαχείρισής του. Οι διαχειριστικές επιλογές για τη μείωση των αρνητικών επιπτώσεων που μπορεί να επιφέρει το είδος θα πρέπει να περιλαμβάνουν τον άμεσο έλεγχο του πληθυσμού του με τη χρήση θανατηφόρων μεθόδων ή και τον χειρισμό και τη διαμόρφωση του ενδιαιτήματος (Macdonald & Harrington 2003). Ωστόσο, η διαχείριση του είδους σε τοπικό επίπεδο πιθανόν να είναι πιο πρακτική και πιο αποτελεσματική σε σχέση με τη διαχείρισή του σε επίπεδο τοπίου (Dunstone 1993, Boitani 2001). Σε κάθε περίπτωση, τα μέτρα διαχείρισης τους είδους θα πρέπει να λαμβάνουν υπόψη κριτήρια για την αναγνώριση περιοχών-στόχων, τόσο για σκοπούς αποτελεσματικότητας και οικονομίας, όσο και για σκοπούς προστασίας της βιοποικιλότητας (Macdonald & Harrington 2003). Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας τεχνικής αναφοράς, οι προσπάθειες παγίδευσης ατόμων του Αμερικανικού μινκ θα μπορούσαν να αυξήσουν την αποτελεσματικότητά τους εστιάζοντας σε περιοχές σε ακτίνα 5 km από τα πλησιέστερα εκτροφεία και σε βραχώδη τμήματα της όχθης ή τμήματα με πυκνή παρόχθια βλάστηση. Επιπλέον, οι προσπάθειες παγίδευσης κατά τους φθινοπωρινούς μήνες πιθανόν να είναι πιο αποτελεσματικές, αφού την περίοδο αυτή η πιθανότητα ανίχνευσης του είδους ήταν ιδιαίτερα αυξημένη. Από την άλλη, ο έλεγχος των πληθυσμών του είδους μπορεί να περιλαμβάνει τη διαχείριση του ενδιαιτήματος, μέσω της μείωσης της ποιότητας των ενδιαιτημάτων που χρησιμοποιούνται από το Αμερικανικό μινκ για καταφύγιο και αναπαραγωγή, αλλά και με τη βελτίωση της ποιότητας των ενδιαιτημάτων άλλων ανταγωνιστικών ειδών, όπως της βίδρας. Ωστόσο, σε αυτή την περίπτωση και εξαιτίας του γενικότροπου χαρακτήρα και της ευελιξίας του Αμερικανικού μινκ να προσαρμόζεται σε ποικίλες συνθήκες και περιβάλλοντα, τέτοιοι χειρισμοί ενδέχεται να είναι πιο δύσκολοι στην εφαρμογή τους. Τέλος, οι μελλοντικές μελέτες θα πρέπει να επικεντρωθούν στη διερεύνηση των παραγόντων που καθορίζουν τον επικρισμό νέων περιοχών από το είδος, όπως για παράδειγμα η ποιότητα των υδάτων (Holland et al. 2019) και η κατανομή των ειδών λείας (Wolff et al. 2015), τα οποία δεν εξετάστηκαν στην παρούσα αναφορά. Επιπλέον, θα πρέπει να διερευνηθεί και η προέλευση των ατόμων που εντοπίζονται στη φύση και κατά πόσο αυτά αποτελούν μέρος ενός άγριου πληθυσμού ή προέρχονται από διαφυγές από τα εκτροφεία της ευρύτερης περιοχής. Στην τελευταία περίπτωση και εφόσον διαπιστωθεί ότι τα περισσότερα άτομα που εντοπίζονται προέρχονται από διαφυγές, τα μέτρα διαχείρισης θα πρέπει να εστιάζουν στη μεγιστοποίηση της ασφάλειας των εκτροφείων και στη δημιουργία ενός συστήματος έγκαιρης προειδοποίησης μελλοντικών διαφυγών, μέτρο το οποίο ήδη αναπτύσσεται στις Δράσεις του έργου LIFE ATIAS.

## **Ομάδα Υλοποίησης Εργασιών Δράσεων**

Ομάδα Έργου Α.Π.Θ. (Δημήτριος Μπακαλούδης, Χρήστος Βλάχος, Βασίλειος Γκούτνερ, Αντώνιος Κοκκινάκης, Ζωή Παρίση, Σαμψών Παναγιωτίδης, Χαράλαμπος Θωμά, Κωνσταντίνα Μακρίδου)

Ομάδα Έργου Α.Δ.Η.Δ.Μ (Αικατερίνη Λάντζα, Θεόδωρος Παλαμάς, Αργυρούλα Ζησοπούλου, Αθανάσιος Ζάχος, Ανανίας Χατζησάββας, Δημήτριος Τσιρίδης, Παναγιώτης Τζακόπουλος, Θωμάς Σκεμετζής, Δημήτριος Ρομαίος, Νικόλαος Ρότσιας, Πέτρος Τσακμάκης, Γεώργιος Χρηστίδης, Αριστοτέλης Καραμήτρος, Αλέξανδρος Καρανάσιος, Ανδρέας Κολοβός, Κωνσταντίνος Ντινόπουλος, Γεώργιος Τερζίδης, Τιμολέων Ζέζος, Χρήστος Γκετσιδης, Παναγιώτης Σιώπης, Χρήστος Ζύγας, Κωνσταντίνος Κατσιάς)

Ομάδα Έργου Α.Δ.Μ.Θ.(Μάρας Γιώργος, Σημέλα Ελευθεριάδου, Γραμματικόπουλος Ιωάννης, Γκεκόπουλος Αθανάσιος, Νοχουσίδης Παναγιώτης, Μαρταβαλτζής Γιώργος, Μακούφης Χρήστος, Παπαδόπουλος Ζαχαρίας, Σερδερίδης Κων/νος, Χαλινίδου Ιωάννα)

Ομάδα Έργου Κ.Ο.Μ.Α.Θ. (Κυριάκος Σκορδάς, Σωτήριος Λάλος, Ιωάννης Ισαάκ, Ευάγγελος Κύρου, Νικόλαος Κωστάρας, Δημήτριος Καμπέρης, Αθανάσιος Μπισύρης, Άγγελος Ταχυδρομίδης, Γεώργιος Τριανταφυλλίδης, Ιερόθεος Βασιλειάδης, Δημήτριος Χρυσόπουλος)

## 7. Βιβλιογραφία

---

- Achterberg, C., Bestman, M., and Wijsman, H.J.W. 2000. Inventarisatie van boommarternestbomen op de Utrechtse Heuvelrug 1992–1999. *Lutra* 43: 93–99.
- Allen, A.W. 1984. Habitat suitability index models: mink. U.S. Fish Wildlife Service, Washington, DC.
- Anderson, D. P., MacMurtrie, P., Edge, K. A., Baxter, P. W. J. & Byrom, A. E. 2016. Inferential and forward projection modeling to evaluate options for controlling invasive mammals on islands. *Ecological Applications* 26: 2548-2559.
- Balharry, D. 1993. Factors affecting the distribution and population density of pine martens (*Martes martes* L.) in Scotland. PhD Dissertation. University of Aberdeen, Aberdeen.
- Bellard, C., Genovesi, P. & Jeschke, J. M. 2016. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 20152454.
- Ben-David, M., Bowyer, R.T., and Faro, J.B. 1996. Niche separation by mink and river otters: coexistence in a marine environment. *Oikos* 75: 41–48.
- Birks, J., Messenger, J. E. and Halliwell E. C. 2005. Diversity of den sites used by pine martens *Martes martes*: a response to the scarcity of arboreal cavities? *Mammal Review* 35 (3-4): 313 – 320.
- Birks, J.D.S., and Linn, I.J. 1982. Studies of home range of the feral mink, *Mustela vison*. *Symposia of the Zoological Society of London* 49: 231-257.
- Bled, F., Royle, J.A. and Cam, E. 2011. Hierarchical modeling of an invasive spread: the Eurasian Collared-Dove *Streptopelia decaocto* in the United States. *Ecological Applications* 21: 290–302.
- Bogdziewicz, M. and Zwolak, R. 2014. Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *European Journal of Forest Research* 133: 1 – 11.
- Boitani, L. 2001. Carnivore introductions and invasions: their success and management options. In: Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W., and Wayne, R.K. ed. *Carnivore conservation*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. Pp. 123-144.
- Bonesi, L. & Palazon, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134: 470-483.
- Bonesi, L., Dunstone, N., and O’Connell, M. 2000. Winter selection of habitats within intertidal foraging areas by mink (*Mustela vison*). *Journal of Zoology* 250: 419–424.
- Born, W., Rauschmayer, F. & Brauer, I. 2005. Economic evaluation of biological invasions - a survey. *Ecological Economics* 55: 321-336.
- Brainerd, S.M., Helldin, J.O., Lindström, E.R., Rolstad, E., Rolstad, J., and Storch, I. 1995. Pine marten (*Martes martes*) selection of resting and denning sites in Scandinavian managed forests. *Annales Zoologici Fennici* 32: 151–157.
- Bremner, A. & Park, K. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological Conservation* 139: 306-314.
- Brzeziński, M., Żmihorski, M., Nieoczym, M., Wilniewicz, P. & Zalewski, A. 2020. The expansion wave of an invasive predator leaves declining waterbird populations behind. *Diversity and Distributions* 26: 138-150.
- Catford, J. A., Jansson, R. and Nilsson, C. 2009. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15: 22 – 40.

- Clavero, M. & García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 110.
- Crego, R. D., Jiménez, J. E. and Rozzi, R. 2018. Potential niche expansion of the American mink invading a remote island free of native-predatory mammals. *PLoS ONE* 13(4): e0194745
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Leveque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D. & Stiassny, M. L. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Dunstone, N. & Birks, J. D. S. 1983. Activity budget and habitat usage by coastal-living mink (*Mustela vison*). *Acta Zoologica Fennica* 174: 189-191.
- Dunstone, N. 1993. *The mink*, T. and A.D. Poyserd Ltd, London, UK.
- Dunstone, N., and Birks, J. 1985. The comparative ecology of coastal, riverine and lacustrine mink *Mustela vison* in Britain. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* 72: 59 – 70.
- Fiske, I. J. & Chandler, R. B. 2011. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43: 1-23.
- Garcia, P., Arevalo, V. and Lizana, M. 2010. Characterisation of den sites of American mink *Neovison vison* in central Spain. *Wildlife Biology* 16 (3): 276 – 282.
- Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7: 127-133.
- Gerell, R. 1970. Home ranges and movements of the mink *Mustela vison* Schreber in southern Sweden. *Oikos* 21: 160 – 173.
- Halliwell, E.C., and Macdonald, D.W. 1996. American mink *Mustela vison* in the Upper Thames catchment: relationship with selected prey species and den availability. *Biological Conservation* 76: 51 – 56.
- Hammershøj, M., Travis, J.M.J., and Stephenson, C.M. 2006. Incorporating evolutionary processes into a spatially explicit model: exploring the consequences of mink-farm closures in Denmark. *Ecography* 29: 465–476.
- Hannah, L., Carr, J. L. and Lanckerani, A. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4: 128 – 155.
- Harrington, L.A., and Macdonald, D.W. 2008. Spatial and temporal relationships between invasive American mink and native European polecats in the southern United Kingdom. *Journal of Mammalogy* 89(4): 991 – 1000.
- Hodder, D. P., Larsen, K. W. & Crowley, S. M. 2017. The role of environmental variables and sympatric meso-carnivores on the detection and occupancy of American mink during winter. *Hystrix* 28: 16 – 20.
- Holland, A.M., Schauber, E.M., Nielsen, C.K. and Hellgren, E.C. 2019. River otter and mink occupancy dynamics in riparian systems. *Journal of Wildlife Management* 83: 1552-1564. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21745>.
- Howald, G., Donlan, C. J., Galvan, J. P., Russell, J. C., Parkes, J., Samaniego, A., Wang, Y. W., Veitch, D., Genovesi, P., Pascal, M., Saunders, A. & Tershy, B. 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21: 1258-1268.
- Jeschke, J.M., and Strayer, D.L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology* 12: 1608–1619.
- Kéry, M., and R. Chandler. 2016. Dynamic occupancy models in unmarked. <<https://cran.r-project.org/web/packages/unmarked/vignettes/colext.html>>
- King, C. M., McDonald, R. M., Martin, R. D. & Dennis, T. 2009. Why is eradication of invasive mustelids so difficult? *Biological Conservation* 142: 806-816.

- Krawczyk, A. J., Bogdziewicz, M. and Czyz, M. J. 2013. Diet of the American mink *Neovison vison* in an agricultural landscape in western Poland. *Folia Zoologica* 62 (4): 304 – 310.
- Kruuk, H., Balharry, E., Taylor, P.T. 1994. The effect of water temperature on oxygen consumption of the Eurasian otter *Lutra lutra*. *Physiological Zoology* 67(5): 1174 – 1185.
- Larivière, S. 1999. *Mustela vison*. *Mammalian Species* 608: 1 – 9.
- Macdonald, D.W., and Harrington, L.A. 2003. The American mink: The triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology*. 30 (4): 421-441.
- MacKenzie, D. I. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248-2255.
- MacKenzie, D. I. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200-2207.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence.*, Academic Press, Burlington, MA.
- Medina-Vogel, G., Barros, M., Monsalve, R. & Pons, D. J. 2015. Assessment of the efficiency in trapping North American mink (*Neovison vison*) for population control in Patagonia. *Revista chilena de historia natural* 88: 9.
- Melero, Y., Palazón, S., Bonesi, L. & Gosálbez, J. 2010. Relative abundance of culled and not culled American mink populations in northeast Spain and their potential distribution: are culling campaigns effective? *Biological Invasions* 12: 3877-3885.
- Melero, Y., Palazon, S., Revilla, E., Martelo, J. & Gosalbez, J. 2008. Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. *European Journal of Wildlife Research* 54: 609-617.
- Moore, N., Roy, S. and Helyar, A. 2003. Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground-nesting birds in the Western Isles, Scotland, United Kingdom. *New Zealand Journal of Zoology* 30: 443 – 452.
- Nogales, M., Martin, A., Tershy, B. R., Donlan, C. J., Veitch, D., Puerta, N., Wood, B. & Alonso, J. 2004. Review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* 18: 310-319.
- Nordstrom, M. & Korpimäki, E. 2004. Effects of isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. *Journal of Animal Ecology* 73: 424-433.
- Pagh, S., Pertoldi, C., Petersen, H.H., Jensen, T.H., Hansen, M.S., Madsen, S., et al. 2019. Methods for the identification of farm escapees in feral mink (*Neovison vison*) populations. *PLoS ONE* 14 (11): e0224559.
- Palazon, S., Ruiz-Olmo, J., and Gosalbez, J. 2006. Habitat use and selection of European mink (*Mustela lutreola*) in Navarre and La Rioja northern Spain, in: *International Conference on the Conservation of European Mink (Mustela Lutreola)*. Logrono, La Rioja, Spain. 5-8 November 2003. Pp 157 – 166.
- Parkes, J. & Panetta, D. 2009: Eradication of invasive species: progress and emerging issues in the 21st century. In: Clout, M. N. & Williams, P. A. (eds.), *Invasive species management. A handbook of principles and techniques.*, 47-60. Oxford University Press, Oxford.
- Previtali, A., Cassini, M.H., and Macdonald, D.W. 1998. Habitat use and diet of the American mink (*Mustela vison*) in Argentinian Patagonia. *Journal of Zoology* 246: 482 – 486.
- Rainbolt, R. E. & Coblentz, B. E. 1997. A different perspective on eradication of vertebrate pests. *Wildlife Society Bulletin* 25: 189-191.
- Reynolds, J.C., Porteus, T.A., Richardson, S.M., Leigh, R.J. and Short, M.J. 2010. Detectability of American Mink Using Rafts to Solicit Field Signs in a Population Control Context. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 1601-1606. <https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01290.x>

- Reynolds, J.C., Short, M.J., and Leigh, R.J. 2004. Development of population control strategies for mink *Mustela vison*, using floating rafts as monitors and trap sites. *Biological Conservation*, 120 (4): 533 – 543.
- Rodrigues, D. C., Simoes, L., Mullins, J., Lampa, S., Mendes, R. C., Fernandes, C., Rebelo, R. & Santos-Reis, M. 2015. Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biological Invasions* 17: 13-22.
- Rørbæk, R.W., Andersen, T.A., Pertoldi, C., Jørgensen, A., and Pagh, S. 2023. Diet of Free Ranging American Mink (*Neovison vison*) in Denmark. *Animals* 13: 461. <https://doi.org/10.3390/ani13030461>.
- Roy, S., Reid, N., McDonald, R.A. 2009. A review of mink predation and control in Ireland. *Irish Wildlife Manuals*, No. 40. National Parks and Wildlife Service, Department of the Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.
- Rushton, S., Barreto, G., Cormack, R. M., McDonald, D. & Fuller, R. 2000. Modelling the effects of mink and habitat fragmentation on the water vole. *Journal of Applied Ecology* 37: 475-400.
- Santulli, G., Palazon, S., Melero, Y., Gosalbez, J. & Lambin, X. 2014. Multi-season occupancy analysis reveals large scale competitive exclusion of the critically endangered European mink by the invasive non-native American mink in Spain. *Biological Conservation* 176: 21-29.
- Sanzo, G.S. 2014. Occupancy, abundance, potential distribution and spatial competition of the critically endangered European mink (*Mustela lutreola*) and the invasive non-native American mink (*Neovison vison*) in the Iberian Peninsula. University of Barcelona, Barcelona, Spain.
- Saunders, A. & Norton, D. A. 2001. Ecological restoration at Mainland Islands in New Zealand. *Biological Conservation* 99: 109-119.
- Schooley, R. L., Cotner, L. A., Ahlers, A. A., Heske, E. J. & Levenson, J. M. 2012. Monitoring site occupancy for American mink in its native range. *The Journal of Wildlife Management* 76: 824-831.
- Schüttler, E., Ibarra, J. T., Gruber, B., Rozzi, R. & Jax, K. 2010. Abundance and habitat preferences of the southernmost population of mink: implications for managing a recent island invasion. *Biodiversity and Conservation* 19: 725-743.
- Schüttler, E., Ibarra, J.T., Gruber, B., Rozzi, R., and Jax, K. 2009. Abundance and habitat preferences of the southernmost population of mink: Implications for managing a recent island invasion. *Biodiversity and Conservation*. 19. 725-743. [10.1007/s10531-009-9730-3](https://doi.org/10.1007/s10531-009-9730-3).
- Sidorovich, V. & MacDonald, D. W. 2001. Density dynamics and changes in habitat use by the European mink and other native mustelids in connection with the American mink expansion in Belarus. *Netherlands Journal of Zoology* 51: 107-126.
- Stier, N. 2000. Tagesverstecke des Baumarders (*Martes martes* L.) in Südwest-Mecklenburg. *Beiträge zur Jagd und Wildforschung* 25: 165–182.
- Torre, I., and Díaz, M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica* 25 (3): 137 – 142.
- Torre, I., Jaime-González, C., and Díaz, M. 2022. Habitat Suitability for Small Mammals in Mediterranean Landscapes: How and Why Shrubs Matter. *Sustainability* 14 (3): 1562 <https://doi.org/10.3390/su14031562>.
- Walsh, J. R., Carpenter, S. R. & Zanden, M. J. V. 2016. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *PNAS* 113: 4081-4085.
- Webster, J.A. 2001. A review of the historical evidence of the habitat of the Pine Marten in Cumbria. *Mammal Review* 31: 17–31.



Wildlife Manuals, No. 40. National Parks and Wildlife Service, Department of the Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.

- Wolff, P. J., Taylor, C. A., Heske, E. J. & Schooley, R. L. 2015. Habitat selection by American mink during summer is related to hotspots of crayfish prey. *Wildlife Biology* 21: 9-17.
- Wolff, P.J., Taylor, C.A., Heske, E.J. and Schooley, R.L. 2015. Habitat selection by American mink during Summer is related to hotspots of crayfish prey. *Wildlife Biology*, 21: 9-17 wlb.00855. <https://doi.org/10.2981/wlb.00031>.
- Yackulic, C. B., Reid, J., Davis, R., Hines, J. E., Nichols, J. D. and Forsman, E. 2012 Neighborhood and habitat effects on vital rates: expansion of the Barred Owl in the Oregon Coast Ranges. *Ecology* 93: 1953 -1966.
- Yamaguchi, N., Rushton, S. and Macdonald D. W. 2003. Habitat preferences of feral American mink in the Upper Thames. *Journal of Mammalogy* 88 (4): 1356 – 1373.
- Zabala, J., Zuberogitia, I. & Gonzalez-Oreja, J. A. 2010. Estimating costs and outcomes of invasive American mink (*Neovison vison*) management in continental areas: a framework for evidence based control and eradication. *Biological Invasions* 12: 2999-3012.
- Zabala, J., Zuberogitia, I., and Martinez-Climent, J.A. 2006. Factors affecting occupancy by the European mink in south-western Europe. *Mammalia* 70: 193 – 201.
- Zabala, J., Zuberogitia, I., and Martinez-Climent, J.A. 2007. Winter habitat preferences of feral American mink *Mustela vison* in Biscay, Northern Iberian Peninsula. *Acta Theriologica* 52(1): 27 – 36.
- Zabala, J., Zuberogitia, I., Garin, I., and Aihartza, J. 2003. Landscape features in the habitat selection of European mink (*Mustela lutreola*) in south-western Europe. *Journal of Zoology* 260: 415-421.
- Zalewski, A. 1997. Factors affecting selection of resting site type by pine marten in primeval deciduous forests (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Theriologica* 42: 271–288.
- Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J. & Mooney, H. A. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.
- Zuberogitia, I., Zabala, J. and Martinez, J. A. 2006. Diurnal activity and observations of the hunting and ranging behaviour of the American mink (*Mustela vison*). *Mammalia* 2006: 310 – 312.

## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι

**Πίνακας S1.** Αποτελέσματα πιθανότητας ανίχνευσης ( $p$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023. Η αρχική πιθανότητα κατάληψης ( $\psi$ ), η πιθανότητα εποικισμού ( $\gamma$ ) και η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκαν σταθερές σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) \varepsilon(\cdot) p(\text{month})</math></b>	<b>798,77</b>	<b>0,00</b>	<b>10</b>	<b>0,47</b>
$\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) \varepsilon(\cdot) p(\text{session})$	799,47	0,69	7	0,32
$\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) \varepsilon(\cdot) p(\text{julian day})$	801,92	3,14	5	0,1
$\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) \varepsilon(\cdot) p(\text{null})$	802,14	3,37	4	0,09
$\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) \varepsilon(\cdot) p(\text{year})$	804,79	6,02	5	0,02

**Πίνακας S2.** Αποτελέσματα αρχικής πιθανότητας κατάληψης ( $\psi$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ, στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές του μικρο-ενδιαίτηματος. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ . Η πιθανότητα εποικισμού ( $\gamma$ ) και η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκαν σταθερές σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{SH}+\text{RE}+\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>750,57</b>	<b>0,00</b>	<b>13</b>	<b>0,41</b>
$\Psi(\text{SH}+\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	751,46	0,89	12	0,26
$\Psi(\text{SH}+\text{RE}+\text{DEM}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	753,92	3,35	13	0,08
$\Psi(\text{SH}+\text{Strata3}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	754,26	3,68	12	0,07
$\Psi(\text{SH}+\text{DEM}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	754,68	4,11	12	0,05
$\Psi(\text{SH}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	754,90	4,32	11	0,05
$\Psi(\text{SH}+\text{RE}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	754,90	4,33	12	0,04
$\Psi(\text{SH}+\text{RE}+\text{Strata3}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	755,45	4,88	13	0,04
$\Psi(\text{RE}+\text{Strata3}+\text{DEM}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	771,76	21,19	13	0,00
$\Psi(\text{RE}+\text{DEM}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	772,28	21,70	12	0,00
$\Psi(\text{RE}+\text{Strata3}+\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	777,60	27,03	13	0,00
$\Psi(\text{RE}+\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	779,11	28,54	12	0,00
$\Psi(\text{RE}+\text{Strata3}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	779,37	28,80	12	0,00
$\Psi(\text{RE}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	781,37	30,80	11	0,00
$\Psi(\text{Strata3}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	784,85	34,27	11	0,00
$\Psi(\text{Strata3}+\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	785,89	35,31	12	0,00
$\Psi(\text{DEM}+\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	786,52	35,94	12	0,00
$\Psi(\text{DEM}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	787,31	36,74	11	0,00
$\Psi(\text{Strata2}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	791,74	41,17	11	0,00
$\Psi(\text{GS}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	796,64	46,07	11	0,00
$\Psi(\text{R}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	798,16	47,58	11	0,00
$\Psi(\text{null}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	798,77	48,20	10	0,00
$\Psi(\text{BS}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	799,53	48,96	11	0,00

**Πίνακας S3.** Αποτελέσματα αρχικής πιθανότητας κατάληψης ( $\psi$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ, στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις τοπικές μεταβλητές (250 m). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ . Η πιθανότητα εποίκισμού ( $\gamma$ ) και η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκαν σταθερές σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{Broad250}+\text{HetAgri250}+\text{Arable250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>789,56</b>	<b>0,00</b>	<b>13</b>	<b>0,39</b>
$\Psi(\text{Broad250}+\text{HetAgri250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	790,53	0,97	12	0,23
$\Psi(\text{Broad250}+\text{Riv250}+\text{HetAgri250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	791,95	2,40	13	0,12
$\Psi(\text{Broad250}+\text{Riv250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	792,09	2,53	12	0,11
$\Psi(\text{Broad250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	793,13	3,57	11	0,06
$\Psi(\text{Broad250}+\text{Arable250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	793,74	4,18	12	0,05
$\Psi(\text{HetAgri250}+\text{Arable250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	797,45	7,89	12	0,01
$\Psi(\text{Riv250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	797,97	8,41	11	0,00
$\Psi(\text{HetAgri250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	798,39	8,83	11	0,01
$\Psi(\text{Riv250}+\text{Arable250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	798,58	9,02	12	0,00
$\Psi(\text{null}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	798,77	9,22	10	0,01
$\Psi(\text{Riv250}+\text{HetAgri250}+\text{Arable250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	799,03	9,47	13	0,00
$\Psi(\text{Arable250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	799,05	9,49	11	0,01
$\Psi(\text{Riv250}+\text{HetAgri250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	799,23	9,67	12	0,00
$\Psi(\text{Shrub250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	800,02	10,46	11	0,00
$\Psi(\text{Dev250}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	800,39	10,83	11	0,00

**Πίνακας S4.** Αποτελέσματα αρχικής πιθανότητας κατάληψης ( $\psi$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ, στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές τοπίου (1 km). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ . Η πιθανότητα εποίκισμού ( $\gamma$ ) και η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκαν σταθερές σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>776,02</b>	<b>0,00</b>	<b>12</b>	<b>0,31</b>
$\Psi(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000+\text{Dev}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	777,44	1,42	13	0,15
$\Psi(\text{LRiv}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	777,56	1,54	11	0,14
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Dev}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	777,65	1,63	12	0,13
$\Psi(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000+\text{Shrub}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	777,99	1,97	13	0,12
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Shrub}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	779,43	3,41	12	0,05
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Shrub}1000+\text{Dev}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	779,62	3,60	13	0,05
$\Psi(\text{Dfarm}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	780,98	4,96	11	0,03
$\Psi(\text{Dfarm}+\text{Shrub}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	782,77	6,75	12	0,01
$\Psi(\text{Dfarm}+\text{Dev}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	782,85	6,83	12	0,01
$\Psi(\text{HetAgri}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	791,77	15,75	11	0,00
$\Psi(\text{Arable}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	794,55	18,53	11	0,00
$\Psi(\text{SRiv}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	796,47	20,45	11	0,00
$\Psi(\text{null}) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	798,77	22,75	10	0,00
$\Psi(\text{Broad}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	799,04	23,02	11	0,00
$\Psi(\text{Dev}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	800,75	24,73	11	0,00
$\Psi(\text{Shrub}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	800,77	24,75	11	0,00
$\Psi(\text{Shrub}1000+\text{Dev}1000) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{top})$	802,75	26,73	12	0,00

**Πίνακας S5.** Αποτελέσματα αρχικής πιθανότητας κατάληψης ( $\psi$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ, στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές των κορυφαίων μοντέλων κάθε χωρικής κλίμακας (μικρο-ενδιαίτημα, τοπικές και τοπίου). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ . Η πιθανότητα εποίκισμού ( $\gamma$ ) και η πιθανότητα εξάλειψης ( $\epsilon$ ) διατηρήθηκαν σταθερές σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{SH}+\text{LRiv}1000+\text{R}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>740,20</b>	<b>0,00</b>	<b>13</b>	<b>0,86</b>
$\Psi(\text{SH}+\text{Dfarm}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	746,59	6,39	12	0,03
$\Psi(\text{SH}+\text{LRiv}1000+\text{Dfarm}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	746,60	6,40	13	0,04
$\Psi(\text{SH}+\text{LRiv}1000) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	747,02	6,82	12	0,02
$\Psi(\text{SH}+\text{LRiv}1000+\text{Broad}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	747,42	7,22	13	0,03
$\Psi(\text{SH}+\text{LRiv}1000+\text{RE}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	748,90	8,70	13	0,01
$\Psi(\text{SH}+\text{RE}+\text{R}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	750,57	10,38	13	0,00
$\Psi(\text{SH}+\text{Broad}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	751,40	11,20	12	0,01
$\Psi(\text{SH}+\text{R}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	751,46	11,27	12	0,00
$\Psi(\text{SH}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	754,90	14,70	11	0,00
$\Psi(\text{SH}+\text{RE}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	754,90	14,71	12	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{R}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	770,91	30,71	12	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Dfarm}+\text{R}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	771,10	30,91	13	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Dfarm}+\text{RE}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	773,93	33,73	13	0,00
$\Psi(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	776,02	35,82	12	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{RE}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	776,13	35,94	12	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Dfarm}+\text{Broad}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	776,56	36,36	13	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	777,56	37,36	11	0,00
$\Psi(\text{LRiv}1000+\text{Broad}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	777,58	37,38	12	0,00
$\Psi(\text{Dfarm}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	780,98	40,78	11	0,00
$\Psi(\text{RE}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	781,37	41,18	11	0,00
$\Psi(\text{Broad}250+\text{HetAgri}250+\text{Arable}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	789,56	49,36	13	0,00
$\Psi(\text{Broad}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	793,13	52,93	11	0,00
$\Psi(\text{R}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	798,16	57,96	11	0,00
$\Psi(\text{HetAgri}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	798,39	58,19	11	0,00
$\Psi(\text{null}) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	798,77	58,58	10	0,00
$\Psi(\text{Arable}250) \gamma(.) \epsilon(.) p(\text{top})$	799,05	58,85	11	0,00

**Πίνακας S6.** Αποτελέσματα πιθανότητας εποίκισμού ( $\gamma$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ, στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις ετήσιες μεταβλητές. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$ . Η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκε σταθερή σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{null}) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>740,20</b>	<b>0,00</b>	<b>13</b>	<b>0,43</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(S) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,57	1,38	15	0,22
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{trap}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,87	1,68	14	0,19
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{catch}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,17	1,98	14	0,16

**Πίνακας S7.** Αποτελέσματα πιθανότητας εποίκισμού ( $\gamma$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ, στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές μικρο-ενδιαιτήματος. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$ . Η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκε σταθερή σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH+RE}) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>729,46</b>	<b>0,00</b>	<b>15</b>	<b>0,78</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE+DEM}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	734,21	4,75	15	0,07
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	735,18	5,72	14	0,05
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH+BS}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	735,87	6,41	15	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH+DEM}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	736,85	7,39	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{BS+DEM}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	738,33	8,87	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	738,88	9,42	14	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{BS}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	738,93	9,47	14	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{DEM}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,52	10,06	14	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE+BS}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,73	10,27	15	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{GS}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,84	10,38	14	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{R}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,17	10,71	14	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{null}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,20	10,74	13	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Strata2}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,90	11,44	14	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Strata3}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,17	11,71	14	0,00



**Πίνακας S8.** Αποτελέσματα πιθανότητας εποίκισμού ( $\gamma$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις τοπικές μεταβλητές (250 m). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$ . Η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκε σταθερή σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub250}+\text{Arable250}) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>738,07</b>	<b>0,00</b>	<b>15</b>	<b>0,28</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,70	1,63	14	0,13
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,98	1,91	14	0,10
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,09	2,02	14	0,11
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{null}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,20	2,13	13	0,09
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub250}+\text{Dev250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,61	2,54	15	0,08
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev250}+\text{Arable250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,23	3,16	15	0,06
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{HetAgri250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,24	3,17	14	0,06
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Broad250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,24	3,17	14	0,05
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Riv250}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,20	4,13	14	0,04

**Πίνακας S9.** Αποτελέσματα πιθανότητας εποίκισμού ( $\gamma$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές τοπίου (1 km). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$ . Η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκε σταθερή σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>736,65</b>	<b>0,00</b>	<b>15</b>	<b>0,24</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev}1000+\text{Shrub}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	737,52	0,87	15	0,15
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev}1000+\text{Broad}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	738,87	2,22	15	0,08
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,78	3,13	14	0,05
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{null}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,20	3,55	13	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable}1000+\text{Shrub}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,41	3,77	15	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,43	3,78	14	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable}1000+\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,55	3,90	15	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev}1000+\text{Arable}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,69	4,04	15	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,91	4,26	14	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,01	4,36	14	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Broad}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,29	4,64	14	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,39	4,74	14	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dev}1000+\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,50	4,86	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable}1000+\text{Broad}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,64	4,99	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}1000+\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,66	5,01	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}1000+\text{SRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,73	5,08	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}1000+\text{HetAgri}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,74	5,09	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{HetAgri}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,84	5,19	14	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable}1000+\text{SRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,10	5,45	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{LRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,11	5,46	14	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}1000+\text{Broad}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,32	5,67	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}+\text{Broad}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,50	5,85	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}+\text{SRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,57	5,92	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}+\text{HetAgri}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,74	6,09	15	0,01

**Πίνακας S10.** Αποτελέσματα πιθανότητας εποίκισμού ( $\gamma$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές των κορυφαίων μοντέλων κάθε χωρικής κλίμακας. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$ . Η πιθανότητα εξάλειψης ( $\varepsilon$ ) διατηρήθηκε σταθερή σε όλα τα μοντέλα. Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}+\text{RE}) \varepsilon(.) p(\text{top})</math></b>	<b>729,46</b>	<b>0,00</b>	<b>15</b>	<b>0,43</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}+\text{Arable}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	729,72	0,26	15	0,37
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}+\text{Shrub}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	732,23	2,77	15	0,11
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	735,18	5,72	14	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}+\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	736,62	7,16	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	736,65	7,19	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{SH}+\text{LRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	737,17	7,71	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE}+\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	737,50	8,04	15	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}250+\text{Arable}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	738,07	8,61	15	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	738,88	9,42	14	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Shrub}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,70	10,24	14	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE}+\text{Arable}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	739,84	10,38	15	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Arable}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,09	10,63	14	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{null}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,20	10,74	13	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE}+\text{LRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	740,88	11,42	15	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{Dfarm}) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,01	11,55	14	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{RE}+\text{Shrub}250) \varepsilon(.) p(\text{top})$	741,28	11,82	15	0,00
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{LRiv}1000) \varepsilon(.) p(\text{top})$	742,11	12,65	14	0,00

**Πίνακας S11.** Αποτελέσματα πιθανότητας εξάλειψης ( $\epsilon$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις ετήσιες μεταβλητές. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ , το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας εποίκισμού, που εμφανίζεται ως  $\gamma(\text{top})$ . Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{catch}) p(\text{top})</math></b>	<b>729,36</b>	<b>0,00</b>	<b>16</b>	<b>0,33</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{null}) p(\text{top})$	729,46	0,09	15	0,31
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(S) p(\text{top})$	730,05	0,68	17	0,24
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{trap}) p(\text{top})$	731,36	1,99	16	0,12

**Πίνακας S12.** Αποτελέσματα πιθανότητας εξάλειψης ( $\epsilon$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές μικρο-ενδιαιτήματος. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ , το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας εποίκισμού, που εμφανίζεται ως  $\gamma(\text{top})$ . Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{DEM}) p(\text{top})</math></b>	<b>727,07</b>	<b>0,00</b>	<b>16</b>	<b>0,26</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{DEM+RE}) p(\text{top})$	727,68	0,61	17	0,20
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{DEM+Strata3}) p(\text{top})$	728,18	1,11	17	0,15
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{null}) p(\text{top})$	729,46	2,39	15	0,08
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{RE}) p(\text{top})$	729,62	2,55	16	0,07
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Strata3}) p(\text{top})$	730,33	3,25	16	0,05
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{GS}) p(\text{top})$	730,75	3,68	16	0,05
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{RE+Strata3}) p(\text{top})$	731,12	4,05	17	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{R}) p(\text{top})$	731,43	4,35	16	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Strata2}) p(\text{top})$	731,44	4,37	16	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{BS}) p(\text{top})$	731,46	4,39	16	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{SH}) p(\text{top})$	732,25	5,18	16	0,02

**Πίνακας S13.** Αποτελέσματα πιθανότητας εξάλειψης ( $\epsilon$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις τοπικές μεταβλητές (250 m). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ , το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας εποίκισμού, που εμφανίζεται ως  $\gamma(\text{top})$ . Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{null}) p(\text{top})</math></b>	<b>729,46</b>	<b>0,00</b>	<b>15</b>	<b>0,18</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Arable250}) p(\text{top})$	729,89	0,43	16	0,15
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dev250}) p(\text{top})$	730,40	0,94	16	0,11
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Riv250}) p(\text{top})$	730,55	1,09	16	0,10
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Shrub250}) p(\text{top})$	730,64	1,18	16	0,10
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Arable250}+\text{Dev250}) p(\text{top})$	731,05	1,59	17	0,09
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dev250}+\text{Riv250}) p(\text{top})$	731,07	1,61	17	0,08
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Broad250}) p(\text{top})$	731,35	1,89	16	0,07
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{HetAgri250}) p(\text{top})$	731,44	1,98	16	0,06
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Arable250}+\text{Riv250}) p(\text{top})$	731,76	2,30	17	0,06

**Πίνακας S14.** Αποτελέσματα πιθανότητας εξάλειψης ( $\epsilon$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές τοπίου (1 km). Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $p(\text{top})$ , το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας εποίκισμού, που εμφανίζεται ως  $\gamma(\text{top})$ . Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC), με το επικρατέστερο μοντέλο να παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dfarm}) p(\text{top})</math></b>	<b>723,40</b>	<b>0,00</b>	<b>16</b>	<b>0,55</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dfarm}+\text{LRiv}1000) p(\text{top})$	725,33	1,93	17	0,21
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Arable}1000) p(\text{top})$	727,69	4,29	16	0,07
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{LRiv}1000) p(\text{top})$	728,63	5,23	16	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Arable}1000+\text{LRiv}1000) p(\text{top})$	728,87	5,47	17	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{null}) p(\text{top})$	729,46	6,06	15	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dfarm}+\text{Arable}1000) p(\text{top})$	729,93	6,53	17	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Broad}1000) p(\text{top})$	730,94	7,54	16	0,02
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dev}1000) p(\text{top})$	731,07	7,67	16	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Shrub}1000) p(\text{top})$	731,34	7,94	16	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{SRiv}1000) p(\text{top})$	731,38	7,98	16	0,01
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{HetAgri}1000) p(\text{top})$	735,77	12,37	16	0,00

**Πίνακας S15.** Αποτελέσματα πιθανότητας εξάλειψης ( $\epsilon$ ) σύμφωνα με τα μοντέλα κατάληψης πολλαπλών περιόδων του Αμερικανικού μινκ στη Δυτική Μακεδονία την περίοδο 2021 – 2023, με βάση τις μεταβλητές των κορυφαίων μοντέλων κάθε χωρικής κλίμακας. Τα μοντέλα περιελάμβαναν το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας ανίχνευσης, που εμφανίζεται ως  $\rho(\text{top})$ , το κορυφαίο μοντέλο της αρχικής πιθανότητας κατάληψης, που εμφανίζεται ως  $\psi(\text{top})$  και το κορυφαίο μοντέλο της πιθανότητας εποικισμού, που εμφανίζεται ως  $\gamma(\text{top})$ . Τα μοντέλα ταξινομούνται με βάση την απόδοσή τους (AIC). Το επικρατέστερο μοντέλο στο οποίο στηρίχθηκε η εξαγωγή των τελικών συμπερασμάτων αναφορικά με τις οικολογικές απαιτήσεις του Αμερικανικού μινκ, παρουσιάζεται με έντονη γραμματοσειρά.

Model	AIC	deltaAIC	nPars	AICwt
<b><math>\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{Dfarm}) \rho(\text{top})</math></b>	<b>723,40</b>	<b>0,00</b>	<b>16</b>	<b>0,63</b>
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{catch}+\text{DEM}) \rho(\text{top})$	726,71	3,31	17	0,12
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{DEM}) \rho(\text{top})$	727,07	3,67	16	0,11
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{DEM}+\text{Dfarm}) \rho(\text{top})$	728,58	5,17	17	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{catch}+\text{Dfarm}) \rho(\text{top})$	729,27	5,87	17	0,04
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{catch}) \rho(\text{top})$	729,36	5,96	16	0,03
$\Psi(\text{top}) \gamma(\text{top}) \epsilon(\text{null}) \rho(\text{top})$	729,46	6,06	15	0,03