

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΙΓΑΙΟΥ
ΤΜΗΜΑ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

Ex situ διατήρηση:
Μέθοδοι για τη μεγιστοποίηση της βιωσιμότητας των
επανεισαγμένων πληθυσμών

Χαλικιά Αφροδίτη

επιβλέπων καθηγητής:
Θεοδώρου Κώστας

Μυτιλήνη,
Ιούνιος 2010

Περίληψη

Η Ex situ Διατήρηση αποτελεί τη μόνη λύση αποτροπής της άμεσης εξαφάνισης πολλών πληθυσμών απειλούμενων ειδών της άγριας ζωής πανίδας και χλωρίδας που αδυνατούν να επιβιώσουν στα αφιλόξενα φυσικά περιβάλλοντα λόγω κυρίως, των διαφόρων ανθρωπογενών πιέσεων (IUCN, 1998). Στην παρούσα εργασία, μέσω προσομοιώσεων, μελετήσαμε τις αλληλένδετες εκείνες παραμέτρους που σχετίζονται με την αύξηση της πιθανότητας επιτυχίας των προγραμμάτων αναπαραγωγής στην αιχμαλωσία καταλήγοντας σε συμπεράσματα, προς εύρεση μεθόδων για τη μεγιστοποίηση της βιωσιμότητας των επανεισαγμένων πληθυσμών. Πιο συγκεκριμένα καταλήξαμε στις εξής μεθόδους: 1)Ο αριθμός γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος να είναι μηδενικός ή όσο το δυνατόν μειωμένος. 2)Η εισαγωγή των ατόμων να είναι υψηλή μόνο για λίγες γενιές δηλαδή για μικρή διάρκεια προγράμματος. 3)Η διάρκεια των εισαγωγών να κυμαίνεται σε ενδιάμεσες τιμές π.χ σε πρόγραμμα διάρκειας 3-25 γενιών, βέλτιστη στρατηγική συναντάται στις 15 γενιές. 4)Ο ρυθμός επανεισαγωγής να παίρνει υψηλές τιμές για λίγες, όμως γενιές. 5)Η μειωμένη ένταση επιλογής των αιχμαλώτων πληθυσμών να συνδυάζεται με στρατηγικές λίγων ατόμων, για πολλές γενιές.

Abstract

The Ex situ Conservation effort appears to be the only possible way to avoid extinction for many endangered populations of wild life's fauna and flora species. These species seem unable to survive in the hostile natural environments mainly because of the various anthropogenic pressures (IUCN, 1998). In this work, using simulations, we explore the parameters that govern the probability of success of reintroduction programs. Our conclusions help to design reintroduction strategies that will maximize the viability of reproductive populations. Especially, we concluded to the following methods: 1)The number of generations in captivity before the program beginning, should be inexistent or as decreased as possible. 2)The initiation of individuals should be in high levels, only for few generations, for short program duration. 3)The duration of initiations should be middle term e.g. in a program duration of 3-25 generations, the most optimal strategy is met in the 15 generations. 4)The reintroduced rhythm should be in high levels just for few generations. 5)The decreased choice's intensity should be combine with few individuals for long-term duration strategies.

Ευχαριστίες

Με την ολοκλήρωση της πτυχιακής μου εργασίας, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Θεοδώρου Κώστα για την καθοδήγηση και την πολύτιμη βοήθειά του, καθ' όλη τη διάρκεια της διεκπαιρέωσης της εργασίας.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω την συνάδερφο Τρίγκα Θ. για τη συμπαράσταση στις δύσκολες και όμορφες στιγμές της φοιτητικής ζωής.

Τέλος, ένα μεγάλο ευχαριστώ στους γονείς μου για την εμπιστοσύνη αλλά και την συναισθηματική και υλική υποστήριξη, στα αδέρφια μου Κώστα και Βαρβάρα και στον φίλο μου Δημήτρη για την υποστήριξή τους, όλα αυτά τα χρόνια.

Περιεχόμενα

Περίληψη	_2
Ευχαριστίες	_3
Περιεχόμενα	_4
1. Εισαγωγή	_6
1.1. Η ανάγκη για ex situ διατήρηση	_6
1.1.1. Ανθωπογενείς πιέσεις κάνουν τη διατήρηση πολλών ειδών/πληθυσμών αδύνατη στο φυσικό περιβάλλον	_6
1.1.2. Είδη προς ex situ διατήρηση	_7
1.1.3. Στόχοι των προγραμμάτων ex situ διατήρησης	_7
1.2. Ex situ Διαχείριση	_9
1.2.1. Προβλήματα διατήρησης ειδών στην αιχμαλωσία	_9
1.2.1.1. Γενετικά προβλήματα	_9
Ομομιξία	_9
Γενετική παρέκκλιση	_9
Ομομικτικός υποβιβασμός	_10
Συσσώρευση επιβλαβών αλληλόμορφων	_10
Μείωση της γενετικής ποικιλότητας	_10
1.2.1.2. Συμπεριφορικά προβλήματα	_11
1.1.1. Αντιμετώπιση των προβλημάτων της ex situ διατήρησης	_12
1.3. Επανεισαγωγές	_13
1.3.1. Επιτυχία ή όχι των επανεισαγωγών	_15
1.4. Κριτική της ex situ διατήρησης	_18
2. Ερευνητικά ερωτήματα	_19
3. Μέθοδοι	_21
3.1. Πληθυσμιακή δομή	_21
3.2. Κύκλος ζωής	_21
3.3. Γενετικό μοντέλο	_22
4. Αποτελέσματα	_23
4.1. Γράφημα 1(α)	_24
4.2. Γράφημα 1(β)	_25
4.3. Γράφημα 2(α)	_26
4.4. Γράφημα 2(β)	_27
4.5. Γράφημα 3(α)	_29
4.6. Γράφημα 3(β)	_30
5. Συζήτηση	_32
5.1. Αριθμός γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος	_33
5.2. Διάρκεια εισαγωγών	_33
5.3. Ρυθμός επανεισαγωγής	_34
5.4. Μειωμένη ένταση επιλογής αιχμάλωτου πληθυσμού	_34

6. Συμπεράσματα	_35
Βιβλιογραφία	_36

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Η ανάγκη για *ex situ* διατήρηση

1.1.1 Ανθρωπογενείς πιέσεις κάνουν τη διατήρηση πολλών ειδών/πληθυσμών αδύνατη στο φυσικό περιβάλλον

Οι πληθυσμοί πολλών απειλούμενων ειδών αδυνατούν να επιβιώσουν στα αφιλόξενα φυσικά περιβάλλοντα λόγω των ανθρωπογενών πιέσεων, όπως η απώλεια και ο κατακερματισμός των ενδιαιτημάτων, η κλιματική αλλαγή, η υπερεκμετάλλευση, η ρύπανση, οι ασθένειες και η εισαγωγή ξενικών ή ανταγωνιστικών ειδών (IUCN, 1998).

Η αναπαραγωγή αυτών των πληθυσμών σε συνθήκες αιχμαλωσίας (*ex situ*) είναι η μόνη λύση για να αποτραπεί η άμεση εξαφάνισή τους (Ebenhard, 1995).

Καθώς λοιπόν τα απειλούμενα είδη καθίστανται ανίκανα να επιβιώσουν στο φυσικό τους περιβάλλον λόγω των αλλαγών που αυτό έχει δεχθεί, τα προγράμματα *ex situ* διατήρησης παρέχουν σε αυτά τα είδη ένα σταθερό περιβάλλον με αποτέλεσμα την επιβίωση, την ασφαλή αναπαραγωγή και τελικά την επανεισαγωγή πίσω στο φυσικό τους περιβάλλον (Robert, 2009). Συνεπώς, απώτερος στόχος της *ex situ* διατήρησης είναι η επανεισαγωγή των ατόμων στο φυσικό περιβάλλον και, φυσικά, η ενίσχυση των φυσικών πληθυσμών όταν αυτοί υπάρχουν (Seddon, Armstrong & Maloney, 2006).

Τα προγράμματα διατήρησης έχουν στο επίκεντρο τους είδη που δεν καταφέρνουν να επιβιώσουν στο φυσικό τους περιβάλλον και συνήθως αποτελούνται από μικρούς ή/και κατακερματισμένους πληθυσμούς. Έχει αποδειχθεί εξάλλου, ότι υπάρχει μεγαλύτερος κίνδυνος εξαφάνισης στους μικρούς πληθυσμούς από ότι στους μεγαλύτερους (Diamond, 1984, Ouborg, 1993 & Burkey, 1995). Οι παράγοντες που επηρεάζουν την επιβίωση των μικρών πληθυσμών είναι η δημογραφική και περιβαλλοντική στοχαστικότητα, οι φυσικές καταστροφές και τέλος οι γενετικοί παράγοντες (Shaffer, 1981).

1.1.2 Είδη προς *ex situ* διατήρηση

Ο συνολικός αριθμός των τάξων που χρειάζονται την προστασία της *ex situ* διατήρησης προς αποφυγή της εξαφάνισής τους υπολογίζεται ότι πλησιάζει τα 3000 είδη αναφερόμενοι μόνο στην κατηγορία των σπονδυλωτών (Tudge, 1995), ωστόσο η πρόσφατη κρίση των αμφιβίων ανεβάζει αυτό τον αριθμό στο διπλάσιό του (Frankham, 2008). Την τελευταία δεκαετία τουλάχιστον 100 από αυτά τα τάξα παρουσιάζουν αυτοσυντηρούμενους αιχμάλωτους πληθυσμούς και πολλά περισσότερα έχουν επιλεγεί και δρομολογηθεί για προγράμματα επανεισαγωγής (Ebenhard, 1995).

Αν και υπάρχουν πάνω από 6000 γνωστά είδη που απειλούνται με εξαφάνιση στην άγρια φύση, οι υποδομές των εγκαταστάσεων των προγραμμάτων *ex situ* φαίνεται ότι θα μπορούσαν να υποστηρίξουν μόνο τους βιώσιμους πληθυσμούς των 500 ειδών από αυτά (Conway, 1986 & Soule, et al. 1986).

Σύμφωνα με την Παγκόσμια Έρευνα υπέρ της Διατήρησης (IUCN), υπάρχουν πολυάριθμα τάξα που χρήζουν προστασίας αιχμάλωτης αναπαραγωγής και μάλιστα μακράς διάρκειας. Παραδειγματος χάριν για τους παπαγάλους συστήνεται μέθοδος αιχμάλωτης αναπαραγωγής για παραπάνω από το μισό των 330 ειδών παπαγάλου σε όλο τον κόσμο (Seal, et al. 1992). Για τα σπονδυλωτά συστήνεται για τα 1192 είδη δηλαδή για το 34% από τα 3550 που εξετάστηκαν (Seal, et al. 1993).

Άλλα παραδείγματα ειδών όπως ο κόνδορας της Καλιφόρνιας (*Gymnogyps californianus*), το γεράκι του Μαυρίκιου (*Falco punctatus*), το κουνάβι *Mustela nigripes* ή η ράγα του Γκουάμ (*Rallus owstoni*) αποτελούν αποδείξεις της προσπάθειας της αιχμάλωτης αναπαραγωγής να αποτρέψει την εξαφάνιση των απειλούμενων ειδών (Derrickson & Snyder, 1992).

1.1.3 Στόχοι των προγραμμάτων *ex situ* διατήρησης

Ο ρόλος των προγραμμάτων *ex situ* διατήρησης είναι διπλός i) να συντηρεί είδη που έτειναν να εξαφανιστούν μέσω της αιχμάλωτης αναπαραγωγής μέχρι ο αριθμός τους αλλά και οι περιβαλλοντικές συνθήκες να επιτρέπουν την επανεισαγωγή τους πίσω στη φύση ή ii) να ενισχύει τον ευάλωτο

πληθυσμό στο φυσικό του περιβάλλον με συνεχείς εισαγωγές από άτομα αιχμάλωτου πληθυσμού (IUCN, 1996).

Τα προγράμματα της αιχμάλωτης αναπαραγωγής *ex situ* στοχεύουν στη διατήρηση των ειδών εκτός του φυσικού περιβάλλοντός τους αλλά και στην μετέπειτα επανεισαγωγή τους πίσω σε αυτό ως πληθυσμούς ικανούς πλέον να επιβιώσουν και να αυτοσυντηρηθούν, μέσω του σκόπιμου και προσεκτικού ελέγχου της αναπαραγωγής, του μεγέθους και της δημογραφίας του πληθυσμού (Ebenhard, 1995).

Ο ρόλος των βοτανικών και ζωολογικών κήπων και των ενυδρείων έχει αλλάξει τις τελευταίες δεκαετίες, με σκοπό την ενίσχυση της διατήρησης της βιοποικιλότητας με μεγαλύτερη έμφαση σε προγράμματα *ex situ*. Φυσικά, ζωολογικοί κήποι και ενυδρεία που υποστηρίζουν προγράμματα αιχμάλωτης αναπαραγωγής πρέπει να λειτουργούν υπό τους καθορισμένους όρους της πρόληψης ασθενειών και διατήρησης της γενετικής ποικιλότητας και φυσιολογίας των αιχμάλωτων πληθυσμών (Ryder, 1995).

Η αιχμάλωτη αναπαραγωγή λοιπόν, μπορεί να διαδραματίσει έναν κρίσιμο ρόλο στην αποκατάσταση των ειδών ωστόσο, δεν πρέπει να εκλείπει η προστασία του ενδιαιτήματος και του οικοσυστήματος, ούτε θα πρέπει να επικαλείται ελλείψει των προσπαθειών της διατήρησης ή της αποκατάστασης των πληθυσμών στα άγρια- φυσικά ενδιαιτήματα και της υποστήριξης της *in situ* προσπάθειας διατήρησης των ειδών (Ebenhard, 1995).

.Η διαχείριση ενός πληθυσμού που επί γενεές επιβιώνει και αναπαράγεται σε συνθήκες αιχμαλωσίας, πρέπει να έχει ως στόχο τη διατήρηση της βιωσιμότητας αλλά και των χαρακτηριστικών του πληθυσμού αυτού. Δηλαδή, τη διατήρηση τόσο της γενετικής όσο και της συμπεριφορικής προσαρμογής αλλά και της γενετικής ποικιλότητας των πληθυσμών που λαμβάνουν μέρος στα προγράμματα αναπαραγωγής σε συνθήκες αιχμαλωσίας (Ebenhard, 1995) καθώς, οι επιβλαβείς γενετικές αλλαγές και συμπεριφοράς που εμφανίζονται κατά την αιχμαλωσία βάζουν σε κίνδυνο την ικανότητα των αιχμάλωτων πληθυσμών να αναπαραχθούν και να επιβιώσουν όταν επιστρέφουν στο άγριο- φυσικό περιβάλλον (Seddon, Armstrong & Maloney, 2006).

1.2 Ex situ Διαχείριση

1.2.1 Προβλήματα διατήρησης ειδών στην αιχμαλωσία

1.2.1.1 Γενετικά προβλήματα

Όταν ένας πληθυσμός είναι μικρός όπως προαναφέραμε, υπάρχει αυξημένη πιθανότητα γρήγορης εξαφάνισής του, αν και η βιωσιμότητα μερικών μικρών πληθυσμών στη φύση υποδεικνύει ότι ακόμη και τέτοιοι πληθυσμοί δεν είναι οριστικά καταδικασμένοι (Gilpin & Soule, 1986). Επιπλέον, οι μικροί πληθυσμοί παρουσιάζουν χαμηλότερη γενετική ποικιλότητα και κατά συνέπεια, μικρότερη πιθανότητα επιβίωσης (Saccheri et al., 1998) γι' αυτούς τους λόγους αποτελούν προτεραιότητα για προγράμματα *ex situ*.

Το γεγονός ότι στην αιχμάλωτη αναπαραγωγή το μέγεθος των πληθυσμών είναι συχνά μικρό ή/και κατακερματισμένο σε κάποιες περιπτώσεις, μπορεί να δημιουργήσει γενετικά προβλήματα, όπως:

Ομομιξία (inbreeding)

Καθώς ο πληθυσμός είναι μικρός, οι διασταυρώσεις γίνονται μεταξύ συγγενικών ατόμων, οδηγώντας σε γενικευμένη ομομιξία. Αποτέλεσμα της γενικευμένης ομομιξίας είναι η αύξηση της ομοζυγωτίας και άρα, η μείωση της γενετικής ποικιλότητας και οδηγεί στις περισσότερες περιπτώσεις σε ομομικτικό υποβιβασμό (δες παρακάτω).

Γενετική παρέκκλιση (genetic drift)

Γενετική παρέκκλιση είναι η τυχαία διακύμανση των αλληλικών συχνοτήτων. Σε μικρούς πληθυσμούς, η γενετική παρέκκλιση παίζει σημαντικό ρόλο στον καθορισμό της γενετικής τους ποικιλότητας αφού οδηγεί σε απώλεια αλληλόμορφων.

Οι παραπάνω διαδικασίες προκαλούν έντονα φαινόμενα ομομικτικού υποβιβασμού (inbreeding depression), συσσώρευσης επιβλαβών αλληλόμορφων και μείωσης της γενετικής ποικιλότητας (genetic variance).

Ομομικτικός υποβιβασμός

Όταν συγγενικά άτομα διασταυρώνονται, υπάρχει μεγαλύτερη πιθανότητα ο απόγονός τους να είναι ομοζυγώτης. Η αύξηση της ομοζυγωτίας λόγω της ομομιξίας μπορεί να οδηγήσει σε μείωση της επιλογικής τιμής ή αλλιώς της αρμοστικότητας (Theodorou & Couvet, 2002) καθώς αυξάνεται η πιθανότητα να βρεθούν υπολειπόμενα επιβλαβή αλληλόμορφα γονίδια σε ομόζυγη κατάσταση. Έχει παρατηρηθεί έντονος ομομικτικός υποβιβασμός σε αιχμάλωτους πληθυσμούς (π.χ. Lacy & Ballou, 1989).

Συσσώρευση επιβλαβών αλληλόμορφων

Η συσσώρευση επιβλαβών μεταλλάξεων μπορεί να μειώσει το μέγεθος του πληθυσμού (μειώνοντας την επιβίωση και αναπαραγωγή των ατόμων) επιταχύνοντας έτσι τον ρυθμό συσσώρευσης των επιβλαβών αλληλόμορφων, που με τη σειρά του μπορεί να μειώσει περαιτέρω το μέγεθος του πληθυσμού, μέχρι την εξαφάνισή του (Theodorou & Couvet, 2002). Η απειλή αυτή θεωρείται ιδιαίτερα υψηλή σε είδη με χαμηλό αναπαραγωγικό ρυθμό, όπως θηλαστικά και πουλιά και μπορεί να γίνει ιδιαίτερα έντονη όταν συνδυαστεί με τη δημογραφική και περιβαλλοντική στοχαστικότητα (Simberloff, 1998)

Μείωση της γενετικής ποικιλότητας

Η γενετική ποικιλότητα έχει ιδιαίτερη σημασία διότι επιτρέπει στους πληθυσμούς να προσαρμόζονται στις μεταβαλλόμενες περιβαλλοντικές συνθήκες. Όσο μεγαλύτερο είναι το γονιδιακό απόθεμα τόσο περισσότερες δυνατότητες υπάρχουν για εξέλιξη. Η διατήρηση των υπάρχοντων επιπέδων της γενετικής ποικιλότητας είναι εξαιρετικά σημαντική για την μακροπρόθεσμη διατήρηση των ειδών (Allendorf & Ryman, 2002).

Επίσης, στην αιχμαλωσία έχουμε 1) μειωμένη ένταση ή και απουσία επιλογής (relaxed selection) απουσία δηλαδή της διαδικασίας που προσδίδει καλύτερη

επιβίωση ή/και αναπαραγωγή σε ορισμένα άτομα χάρις στον γενότυπό τους, καθώς και υ) επιλογή που ασκείται προς αντίθετη κατεύθυνση από το φυσικό περιβάλλον. Αυτό επιτείνει τα προηγούμενα φαινόμενα όταν οι πληθυσμοί επανεισαχθούν στο φυσικό περιβάλλον, κι έτσι ως αποτέλεσμα παρατηρείται να συσσωρεύονται επιβλαβείς μεταλλάξεις σε μεγαλύτερο βαθμό από ό, τι σε φυσικούς πληθυσμούς αλλά και γενετική προσαρμογή στις συνθήκες της αιχμαλωσίας (genetic adaptation). Συνεπώς, παρατηρείται μείωση της ανοσολογικής ικανότητας των πληθυσμών με αποτέλεσμα οι πληθυσμοί συχνά να μην καθίστανται ικανοί να επιβιώσουν σε εκδηλώσεις ασθενειών.

Η γενετική προσαρμογή στην αιχμαλωσία αναμένεται να έχει αρνητικά αποτελέσματα στην επιτυχία επανεισαγωγής για τα είδη που έχουν περάσει αρκετές ή πολλές γενιές στην αιχμαλωσία. Επίσης παρατηρείται μείωση των ζωτικών ρυθμών του πληθυσμού -ρυθμοί αναπαραγωγής και επιβίωσης- (fitness) και αύξηση του γενετικού φορτίου (genetic load).

1.2.1.2 Συμπεριφορικά προβλήματα

Προβλήματα διατήρησης στην αιχμαλωσία προκύπτουν και όσον αφορά την συμπεριφορά των ειδών μέσω της εξημέρωσης, της έλλειψης ψυχολογικών, φυσιολογικών και περιβαλλοντικών απαιτήσεων (Millam et al. 1988 & Merola, 1994), της ανεπαρκούς διατροφής (Setchell et al. 1987) αλλά και των επιδράσεων της εκτροφής δια χειρός (Myers et al. 1988), και γενικότερα μη-συμβατικής συμπεριφοράς (Yamamoto et al. 1989), που προκύπτει μετά από την επιβίωση και αναπαραγωγή σε συνθήκες αιχμαλωσίας.

Τα είδη που βρίσκονται σε προγράμματα αιχμαλωσίας θα μπορούσαν ενδεχομένως να μειονεκτούν σε υγεία και ικανότητα επιβίωσης, φαινόμενο που παρατηρείται είτε λόγω των συνθηκών αιχμαλωσίας (Mathews et al., 2005) είτε λόγω της πίεσης κατά τη διάρκεια της διαδικασίας απελευθέρωσης (Hartup et al., 2005).

Η εκτροφή δια χειρός των αιχμάλωτων ζώων έχει επικριθεί για την πιθανότητα της εμφάνισης ανώμαλων συμπεριφορών μετά την απελευθέρωση εντούτοις, η αντίληψη ότι οι μέθοδοι εκτροφής δια γονέα θα είναι πάντα ανώτερες έχουν αμφισβητηθεί από τα αποτελέσματα διάφορων καλά σχεδιασμένων πειραματικών μελετών (Kreger et al., 2005). Αποτελέσματα από ένα πείραμα τεσσάρων ετών, που συγκρίνει την εκτροφή δια χειρός και την εκτροφή δια γονέα στο Σαντχιλ του Μισισσιπή, οι γερανοί (*Grus Canadensis*

pulla),κατέδειξαν ότι οι εκτρεφόμενοι δια χειρός γερανοί είχαν τα καλύτερα αποτελέσματα επιβίωσης μετά την απελευθέρωση. (Ellis et al., 2000).

1.2.2. Αντιμετώπιση των προβλημάτων της *ex situ* διατήρησης

Η εξισορρόπηση του μεγέθους της οικογένειας (EFS) συστήνεται ως μία στρατηγική αναπαραγωγής που θα μπορούσε να αυξήσει την γενετική αρμοστικότητα των πληθυσμών μακροπρόθεσμα (Borlase, et al. 1993, Theodorou & Couvet, 2003). Έχει αποδειχθεί, ότι μειώνει αποτελεσματικά τις αρνητικές συνέπειες της μειωμένης ή απόουσας επιλογής που εμφανίζονται στα είδη που λαμβάνουν μέρος στα προγράμματα αιχμάλωτης αναπαραγωγής (Theodorou & Couvet, 2004).

Η γενεαλογική διαχείριση (pedigree management) θεωρείται επίσης μία ισχυρή μέθοδος για την επιτυχή γενετική διατήρηση μικρών πληθυσμών. Μέσω της ακριβής γενεαλογίας δηλαδή των στοιχείων που πιστοποιούν την καταγωγή των ατόμου και των δημογραφικών στοιχείων τους έχει αποδειχθεί ότι επιτυγχάνεται η καλύτερη διατήρηση της γενετικής ποικιλότητας των μικρών πληθυσμών αποφεύγοντας έτσι τις επιδράσεις των γενετικών προβλημάτων (Ryder, 1995).

Η ανταλλαγή ατόμων μεταξύ αιχμάλωτων πληθυσμών του ίδιου είδους ανταλλάσσοντας νέα με μεγαλύτερα άτομα θα ενισχύσει, επίσης, την αντιμετώπιση κατά της ομομιξίας και της γενετικής παρέκκλισης των πληθυσμών των προγραμμάτων αιχμαλωσίας (Lewis,1990 & Ebenhard, 1995)

Η μείωση του αριθμού των γενεών στην αιχμαλωσία αποδεικνύεται ως η καλύτερη λύση στη μείωση της ομομικτικής και γενετικής προσαρμογής στην αιχμαλωσία (Frankham, 2008) όπως επίσης και στην προστασία από τυχόν ασθένειες, από την θνησιμότητα και από οικονομικές δαπάνες που συνδέονται με τις δυνατότητες διακίνησης των προγραμμάτων, αν και δεν αποτελεί μία πρακτική επιλογή για τα περισσότερα ζωικά είδη (Robert, 2009).

Ο 'τεμαχισμός' του πληθυσμού σε περισσότερους αιχμάλωτους πληθυσμούς αποτελεί μια μέθοδο για την ελαχιστοποίηση των δυσμενών επιδράσεων της γενετικής προσαρμογής στην αιχμαλωσία σε πληθυσμούς που επανεισάγονται στις άγριες περιοχές (Ryder, 1995).

Καθώς μετά από 100-200 χρόνια στην αιχμαλωσία είναι πολύ πιθανό το άγριο περιβάλλον να έχει δεχθεί μεταβολές, πριν από κάθε επανεισαγωγή συστήνεται όσο το δυνατόν μεγαλύτερα ποσοστά ετεροζυγωτίας και γενετικής ποικιλότητας, έτσι ώστε να σημειώνονται ικανοποιητικά ποσοστά ικανότητας επιβίωσης στο νέο περιβάλλον αλλά και γενετικής ποικιλότητας με σκοπό τη δυνατότητα εξέλιξης αλλά και αντιμετώπισης της εκάστοτε μελλοντικής περιβαλλοντικής αλλαγής (Frankham, 2008).

1.3 Επανεισαγωγές

Επανεισαγωγή, σύμφωνα με την Παγκόσμια Ένωση Διατήρησης ορίζεται ως μία προσπάθεια να καθιερωθεί ένα είδος σε μία περιοχή, στην οποία ανήκε και επιβίωνε και τώρα πια εκλείπει ή τείνει να εξαφανιστεί (IUCN, 1998).

Η επανεισαγωγή των άγριων ειδών χλωρίδας και πανίδας αποτελεί μία ιδιαίτερα σημαντική τεχνική για την επιβίωση ειδών που απειλούνται με εξαφάνιση (Amstrong & Seddon, 2008 & Robert, 2009). Η διαδικασία της επανεισαγωγής από την αιχμαλωσία στο άγριο- φυσικό περιβάλλον αποτελεί το σημαντικότερο στάδιο των προγραμμάτων. Άλλωστε εάν αυτή αποτύχει, τότε και ολόκληρο το πρόγραμμα της αιχμάλωτης αναπαραγωγής θεωρείται αποτυχημένο. Τα προγράμματα επανεισαγωγής είναι εντατικά, υψηλά σε κόστος και μέσω της επικέντρωσής τους στα απειλούμενα είδη καταφέρνουν να συμβάλουν στην αποκατάσταση της βιοποικιλότητας (Seddon, Soorae & Launay, 2004).

Είναι δύσκολο να προσδιοριστεί η πρώτη πραγματική επανεισαγωγή, αλλά έρευνες καταλήγουν στο 1907 όπου πραγματοποιήθηκε η απελευθέρωση 15 αμερικανικών βισόνων (Bison bison) σε μια εγκατάσταση στην Οκλαχόμα (Kleiman, 1989). Επρόκειτο για ένα πρόγραμμα με σωστό προγραμματισμό, με την υποστήριξη της τοπικής κοινότητας και την χρήση των τότε σύγχρονων μέσων (Beck 2001, Seddon, Amstrong & Maloney, 2006).

Μέχρι το 2005, είχαν γίνει προσπάθειες επανεισαγωγής 489 ειδών (Seddon et al. 2005). Η κατανομή τους σε τάξα ήταν ως εξής:

Θηλαστικά _____172

Πτηνά _____138

Ερπετά & Αμφίβια ___94

Ασπόνδυλα _____65

Ψάρια _____2

Το 1978, μόνο 26 απειλούμενα είδη κρίθηκαν ως αυτοσυντηρούμενα στους ζωολογικούς κήπους. Την τελευταία δεκαετία, αυτός ο αριθμός προσεγγίζει τα 45-90 τάξα. Έτσι, με την ενίσχυση της σημερινής υλικοτεχνικής υποδομής και της βελτιωμένης προσπάθειας της Παγκόσμιας Οργάνωσης υπέρ της *ex situ* διατήρησης που δημιούργησε την δυνατότητα φιλοξενίας τουλάχιστον 600 ταξών σε ζωολογικούς κήπους, αποδεικνύεται ο σημαντικός ρόλος και των ζωολογικών κήπων υπέρ της μεγάλης προσπάθειας της αιχμάλωτης αναπαραγωγής (Ebenhard, 1995). Παγκοσμίως, μέχρι τις αρχές του 2006 περισσότερα από 700 προγράμματα επανεισαγωγής έχουν μπει σε εφαρμογή (Seddon, Armstrong & Maloney, 2006).

Ως προς τα φυτά, σύμφωνα με τα δεδομένα του Κέντρου της Διατήρησης των Φυτών, μόνο ο Βασιλικός Βοτανικός Κήπος στην Αγγλία στεγάζει 2700 από τα 25000 απειλούμενα είδη (Primack, 2006).

Ο τομέας των επανεισαγωγών γνωρίζει ιδιαίτερα άνθηση, από 100 περίπου συνολικά είδη που έλαβαν μέρος σε προγράμματα επανεισαγωγών στις αρχές της δεκαετίας του 1990, αυξήθηκαν σε περισσότερο από 700 μέχρι το 2008, 74% των οποίων είναι θηλαστικά και πτηνά (1^ο Διεθνές Συνέδριο για την Επανεισαγωγή της Αγριας Ζωής, Ζωολογικός Κήπος Λίνκολν, Σικάγο, 15-16 Απριλίου 2008).

1.3.1 Επιτυχία ή όχι των επανεισαγωγών

Σύμφωνα με τον Seddon (1999), μία επιτυχή επανεισαγωγή συνίσταται από την ύπαρξη των παρακάτω:

- (i) μία τουλάχιστον αναπαραγωγή από την πρώτη γενιά που γεννήθηκε στο φυσικό περιβάλλον,
- (ii) ένας πληθυσμός που να αναπαράγει με τέτοιο ρυθμό, ώστε να ξεπερνάει τα ποσοστά θανάτου των ενήλικων ατόμων για 3 έτη τουλάχιστον,
- (iii) ένας άγριος πληθυσμός τουλάχιστον 500 ατόμων που να είναι ικανός να αυτοσυντηρείται,
- (iv) καθιέρωση ενός αυτοσυντηρούμενου πληθυσμού.

(Griffith, et al. 1989, Beck, et al. 1994, Sarrazin & Barbault, 1996).

Προφανώς, η δυνατότητα εφαρμογής οποιουδήποτε από τα παραπάνω κριτήρια πιθανόν να περιορίζεται ανάλογα με τα ιστορικά χαρακτηριστικά της ζωής των ειδών που προορίστηκαν για την επανεισαγωγή (Seddon, 1999).

Ρεαλιστικό χρονικό διάστημα για την επιτυχία ή όχι της επανεισαγωγής θεωρείται το διάστημα των δεκαπέντε χρόνων. Τα ποσοστά επιτυχίας επανεισαγωγών είναι χαμηλά, συγκρινόμενα με τις υψηλές δαπάνες και τα κόστη των προγραμμάτων αιχμαλωσίας. Βεβαίως, υπάρχει πάντα το δικαίωμα επιλογής άλλων μεθόδων αποκατάστασης και συχνά προτιμώνται με περισσότερη ευκολία. Η επιτυχία των επανεισαγωγών μπορεί να επιτευχθεί με την αύξηση και βελτιστοποίηση του ελέγχου, της εφαρμογής και της χρήσης των καλά σχεδιασμένων πειραμάτων και φυσικά μέσω της βελτίωσης των εγκαταστάσεων και των μεθόδων με τη βοήθεια προγραμμάτων βελτιστοποίησης και αυξημένων χρηματοδοτήσεων. Επίσης θεμιτή είναι η χρήση αυστηρών πρωτοκόλλων για την αιχμαλωσία και φυσικά ο μακροπρόθεσμος έλεγχος ειδών μετά την επανεισαγωγή (Fraser, 2008).

Σε μια έρευνα 145 προγραμμάτων επανεισαγωγής κυρίως σπονδυλωτών (Beck et al. 1994), διαπιστώθηκε ότι μόνο σε 16 από αυτά η επανεισαγωγή ήταν επιτυχής. Αυτά τα αποτελέσματα αποδεικνύουν τις σημαντικές

δυσκολίες που παρουσιάζονται στην ίδρυση ενός αιχμάλωτου πληθυσμού στο άγριο περιβάλλον (Snyder, et al. 1996).

Οι αιτίες της αποτυχίας των επανεισαγωγών ποικίλουν από περίπτωση σε περίπτωση αλλά το μόνο βέβαιο είναι ότι σχετίζονται με την αποτυχία στη βελτίωση των παραγόντων που εξ' αρχής προκαλούν τις ανεπαρκείς συμπεριφορές στα απελευθερωμένα ζώα δηλαδή την μη αντιμετώπιση των προβλημάτων που δημιουργούνται κατά την αιχμαλωσία τόσο γενετικά όσο και ως προς τη συμπεριφορά (Snyder, et al. 1996). Αξιοσημείωτο είναι ότι σε ένα μεγάλο μέρος των επιτυχημένων επανεισαγωγών συμπεριλαμβάνοντας μεγάλα είδη όπως την αραβική αντιλόπη *oryx* (*Oryx feucoryx*) και τον βίσωνα (*Bison bison*), συντέλεσε το γεγονός ότι επανεισάχθηκαν σε περιοχές που δεν υπήρχαν αρπακτικά είδη (Beck, et al 1994), έτσι λοιπόν αποδεικνύεται και ο σημαντικός ρόλος επέμβασης των προγραμμάτων τόσο πριν, όσο και μετά την επανεισαγωγή των ειδών.

Ελπιδοφόρα μηνύματα στέλνουν οι επανεισαγωγές των πιτηνών της Ν. Ζηλανδίας των οποίων το 80% των επανεισαγωγών αποδεικνύονται επιτυχείς. Στη Βραζιλία, το μαύρο λιοντάρι tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) βγήκε από τα απειλούμενα είδη της Κόκκινης Λίστας της IUCN, καθώς και το χρυσό λιοντάρι tamarin (*Leontopitceus rosalia*) του οποίου ο αριθμός ξεπερνά πλέον τα 1500 στη φύση, ως αποτέλεσμα τριών δεκαετιών προσπάθειών της οικολογικής προστασίας και των προγραμμάτων *ex situ* (1^ο Διεθνές Συνέδριο για την Επανεισαγωγή της Άγριας Ζωής, Ζωολογικός Κήπος Λινκολν, Σικάγο, 15-16 Απριλίου 2008).

Αλλά και πολλά άλλα είδη πουλιών που βρίσκονται συχνά στο επίκεντρο μελέτης προσπαθειών επανεισαγωγής που είναι πιθανό να ταξινομηθούν ως 'Απειλούμενα' βάσει της παγκόσμιας διανομής των κατηγοριών απειλής των ειδών, εντούτοις σχεδόν τα μισά απ' όλα τα είδη πουλιών που επανεισάγονται, κατηγοριοποιούνται τελικά ως 'Ελάχιστης Ανησυχίας' ('Least Concern') (Seddon, Soorae & Launay, 2004).

Τα είδη που επιλέγονται για επανεισαγωγές θα μπορούσαν να δράσουν ως 'flagship species' ή/και ως 'umbrella species' (Simberloff, 1998, Caro & O'Doherty, 1999). Τα 'flagship' είδη είναι γνωστά ως 'εμβληματικά' είδη που χρησιμεύουν ως σύμβολα ενίσχυσης και ενημέρωσης της δράσης της διατήρησης τοπικά, εθνικά ή ακόμη και παγκόσμια, σε περιπτώσεις ειδών όπως το γιγάντιο πάντα (Dietz & Nagagata, 1994). Τα 'umbrella' είδη, γνωστά ως είδη 'ομπρέλα', είναι εκείνα που απαιτούν ιδιαίτερα μεγάλες περιοχές,

όπου η προστασία των βιώσιμων πληθυσμών θα προσθέσει κι άλλα είδη υπό την προστασία. Εντούτοις η επιλογή των αναπληρωματικών -'surrogate' ειδών τείνει να γίνεται ιδιαίτερα εξειδικευμένη (Andelman & Fagan, 2000) και μπορεί να αποτύχει στην επαρκή ανάλυση των δεδομένων όσον αφορά τις τοπικές κοινότητες (Bowden, Jones & Entwistle, 2002). Τέλος, πρόσφατες μελέτες διαπιστώνουν ελάχιστο αριθμό στοιχείων υπέρ της άποψης ότι η εστίαση στα αναπληρωματικά είδη αποτελεί όντως έναν αποτελεσματικό τρόπο υπέρ της διατήρησης της βιοποικιλότητας (Andelman & Fagan, 2000 Williams, Burgess & Rahbek, 2000) περιφερειακά ή και σε τοπικό πεδίο (Caro & O'Doherty, 1999).

Είδη που πρόκειται να επιλεγθούν για επανεισαγωγές θα πρέπει να επιλεγθούν με σχεδιασμό και στρατηγική από ένα ενδεχομένως μεγάλο αριθμό υποψηφίων που θα βασίζεται σε διάφορα πιθανά ανταγωνιστικά ενδιαφέροντα, τον βαθμό απειλής ή τον κίνδυνο της συνολικής εξάλειψης και τελικά θα πρέπει να καταλήγει σε ένα συγκεκριμένο είδος. Όπου τα είδη επανεισάγονται, τουλάχιστον στην πιθανότητα που θα πάρουν τον ρόλο των αναπληρωματικών, θα πρέπει να αναγνωρίζεται ρητά, δεδομένου ότι οι στόχοι και τα κριτήρια επιλογής θα διαφέρουν ανάλογα με το αν ένα είδος θεωρείται 'flagship' ή 'umbrella' (Caro & O'Doherty, 1999).

1.4 Κριτική της *ex situ* διατήρησης

Η μέθοδος της *ex situ* διατήρησης θεωρείται σχετικά πρόσφατη και θα πρέπει να υιοθετείται, αφού ολοκληρωθεί μία προσεκτική αξιολόγηση όλων των εναλλακτικών μεθόδων διατήρησης, λόγω των μεγάλων και αρνητικών αλλαγών που επιφέρει τόσο στη γενετική ποικιλότητα όσο και στη συμπεριφορά των ειδών που καλούνται να επιβιώσουν και να αναπαραχθούν σε συνθήκες αιχμαλωσίας. Παρόλα αυτά η μέθοδος της αιχμαλωσίας κρίνεται ως απαραίτητη και πολλές φορές, ως η τελική λύση για την επιβίωση των ειδών που απειλούνται με εξαφάνιση στα φυσικά τους περιβάλλοντα.

Δεν μπορούμε να παραβλέψουμε τις επιδράσεις στη γενετική ποικιλότητα των μελλοντικών γενεών των προγραμμάτων της *ex situ* διατήρησης μέχρι σήμερα αλλά ούτε την κριτική που ασκείται κατά των ωφελειών της στα είδη που αυτή επιτυγχάνεται. Ωστόσο μπορούμε να αναγνωρίσουμε ότι επιλέγοντας την αποφυγή δράσεων με αμετάκλητες συνέπειες ίσως καταφέρουμε να εξυπηρετήσουμε τους σκοπούς της διατήρησης κι έτσι να βρεθούν οι μέθοδοι που να συντελέσουν στην τελική εύρεση της πιο κατάλληλης στρατηγικής. Πιο αποτελεσματική σε μεμονωμένες περιπτώσεις και ίσως λιγότερο ως μία γενικευμένη στρατηγική, η *ex situ* διατήρηση φαίνεται να αποτελεί μία ολοκληρωμένη και κατάλληλη στρατηγική υπέρ της παγκόσμιας προσπάθειας διατήρησης των ειδών (Ryder, 1995).

2. ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΑ ΕΡΩΤΗΜΑΤΑ

Στόχος της εργασίας είναι η εύρεση της βέλτιστης στρατηγικής εισαγωγών, δηλαδή, εκείνης, που θα αυξάνει την πιθανότητα επιτυχίας τους. Ως πιθανότητα επιτυχίας των εισαγωγών ορίσαμε την πιθανότητα βιωσιμότητας του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη του προγράμματος εισαγωγών.

Πιο συγκεκριμένα, θα μελετήσουμε την αλληλεπίδραση των παρακάτω σημαντικών παραγόντων με σκοπό να αναλύσουμε το κατά πόσο επηρεάζουν τη βιωσιμότητα του εισαγμένου πληθυσμού μέσω των προβλημάτων που δημιουργούν:

- i) Αριθμός γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, (Ginit).

Όπως αναφέρθηκε διεξοδικά στην εισαγωγή, η αναπαραγωγή για μεγάλο χρονικό διάστημα στην αιχμαλωσία είναι συνδεδεμένη με αρνητικές γενετικές συνέπειες (ομομικτικός υποβιβασμός, συσσώρευση επιβλαβών γονιδίων, απώλεια της γενετικής ποικιλότητας). Θα διερευνήσουμε, λοιπόν, ποια είναι η επίδραση του χρόνου παραμονής στην αιχμαλωσία (πριν την έναρξη των εισαγωγών) στην πιθανότητα επιβίωσης του επανεισαγμένου πληθυσμού.

- ii) Διάρκεια των επανεισαγωγών, (Gintro) και ρυθμός επανεισαγωγών, (em).

Διαφορετικές στρατηγικές επανεισαγωγών είναι εφικτές όπως, για παράδειγμα, η εισαγωγή ενός μεγάλου αριθμού ατόμων σε σύντομο χρονικό διάστημα ή η βαθμιαία εισαγωγή ατόμων σε μεγαλύτερης διάρκειας προγραμμάτων επανεισαγωγής. Καθεμία από αυτές τις στρατηγικές έχει θετικά και αρνητικά σημεία. Ένας χαμηλός ρυθμός εισαγωγής οδηγεί σε εισαγμένους πληθυσμούς που παραμένουν μικροί τις αρχικές γενιές με αποτέλεσμα να είναι ευάλωτοι σε στοχαστικές διαδικασίες (δημογραφικές, γενετικές και περιβαλλοντικές). Από την άλλη μεριά, επιτρέπει την πρόσμιξη ατόμων που έχουν επιβιώσει (και, πιθανόν προσαρμοστεί) στο άγριο περιβάλλον με εκείνα που έρχονται σε μεταγενέστερες γενιές από την αιχμαλωσία. Αντιθέτως, υψηλοί ρυθμοί εισαγωγών εγκαθιστούν

γρήγορα πληθυσμούς μεγαλύτερου μεγέθους αλλά, πιθανή αποτυχία επιβίωσης αυτών στο άγριο περιβάλλον μπορεί να οδηγήσει σε κατάρρευση το σύνολο του πληθυσμού (ex situ και in situ).

Θα διερευνήσουμε, λοιπόν, ποια από τις δύο μεθόδους προσδίδει μεγαλύτερη πιθανότητα επιτυχίας στην επανεισαγωγή και σε ποιες περιπτώσεις.

Επειδή οι συνθήκες στην αιχμαλωσία συχνά διαφέρουν από αυτές του άγριου περιβάλλοντος διακρίναμε δύο περιπτώσεις: i) η επιλογή είναι της ίδιας έντασης στην αιχμαλωσία και στο άγριο περιβάλλον και ii) η επιλογή είναι χαμηλότερης έντασης στην αιχμαλωσία. Η τελευταία υπόθεση είναι λογικοφανής αν αναλογιστεί κανείς ότι στην αιχμαλωσία το περιβάλλον είναι σταθερό, απουσιάζει ο ανταγωνισμός και η θήρευση, υπάρχει επαρκής τροφή, ιατρική περίθαλψη κ.τ.λ.

3. ΜΕΘΟΔΟΙ

Για να απαντήσουμε στα ερευνητικά ερωτήματα χρησιμοποιήσαμε ατομοστραφείς προσομοιώσεις.

3.1 Πληθυσμιακή δομή

Θεωρήσαμε δύο πληθυσμούς: έναν που αναπαράγεται στην αιχμαλωσία και έναν δεύτερο στο άγριο περιβάλλον που προέρχεται από την εισαγωγή αιχμάλωτων ατόμων. Η φέρουσα ικανότητα - που είναι ίση με το αρχικό μέγεθος του αιχμάλωτου πληθυσμού - είναι ίση με N_c άτομα ενώ η φέρουσα ικανότητα του άγριου ενδιαιτήματος είναι ίση με N_w άτομα. Η εισαγωγή των ατόμων στο άγριο περιβάλλον γίνεται με ρυθμό em άτομα/γενιά και μπορεί να διαρκέσει G_{intro} γενιές. Πριν αρχίσει η επανεισαγωγή, ο αιχμάλωτος πληθυσμός μπορεί να βρίσκεται ήδη G_{init} γενιές στην αιχμαλωσία.

Τιμές για τις παραπάνω μεταβλητές δίνονται στα «Αποτελέσματα».

3.2 Κύκλος ζωής

Οι γενιές, στο μοντέλο μας, είναι διακριτές και μη επικαλυπτόμενες. Η ακολουθία των συμβάντων σε κάθε γενιά είναι μετάλλαξη, αναπαραγωγή, επιλογή πάνω στην επιβίωση και εισαγωγή ατόμων. Η επιλογή των ζευγαριών που θα αναπαραχθούν γίνεται τυχαία θεωρώντας ότι ο λόγος αρσενικών/θηλυκών είναι 1:1.

Κάθε ζευγάρι έχει $F_{fm}(t)$ δυνατότητες να παραγάγει ένα βιώσιμο απόγονο, όπου $F_{fm}(t) = \sqrt{F_f(t)F_m(t)}$ είναι η αναμενόμενη γονιμότητα του κάθε ζευγαριού και $F_i = \sqrt{W_i}$, $i = f, m$ είναι η γονιμότητα του αρσενικού και θηλυκού γεννήτορα. Η επιβίωση, W , των $F_{fm}(t)$ απογόνων συγκρίνεται με ένα τυχαίο αριθμό που ακολουθεί την ομοιόμορφη κατανομή με διάστημα τιμών $[0, 1]$.

Η επιβίωση και η γονιμότητα των ατόμων καθορίζεται από τη συχνότητα επιβλαβών μεταλλάξεων που φέρουν, όπως αναλύεται στο γενετικό μοντέλο (δες παρακάτω).

Η παραπάνω διαδικασία επαναλαμβάνεται για κάθε ζευγάρι. Οι βιώσιμοι απόγονοι δεν μπορούν να ξεπεράσουν την φέρουσα ικανότητα του ενδιατημάτος (στην αιχμαλωσία ή στο φυσικό περιβάλλον).

3.3 Γενετικό μοντέλο

Η αρμοστικότητα (ή επιλογική τιμή) των ατόμων καθορίζεται από ένα μεγάλο αριθμό ελεύθερα ανασυνδυασμένων γενετικών τόπων που έχουν δύο αλληλόμορφα A και a . Σε κάθε γενετικό τόπο, η αρμοστικότητα ακολουθεί το εξής σχήμα: $1, 1 - h_i s_i, 1 - s_i$ για τους AA, Aa, aa γενότυπους αντίστοιχα. h είναι ο συντελεστής επικράτησης και s το επιβλαβές αποτέλεσμα του αλληλόμορφου a στην ομόζυγη κατάσταση. Υποθέτουμε ότι οι επιβλαβείς μεταλλάξεις ανήκουν σε δύο κατηγορίες: ι) ελαφρώς επιβλαβείς μεταλλάξεις με τιμές $h_d = 0.3$ and $s_d = 0.02$, και ιι) θνησιγόνες μεταλλάξεις με τιμές $h_l = 0.02$ and $s_l = 1$ σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Crow, 1993 & Lynch, et al. 1999).

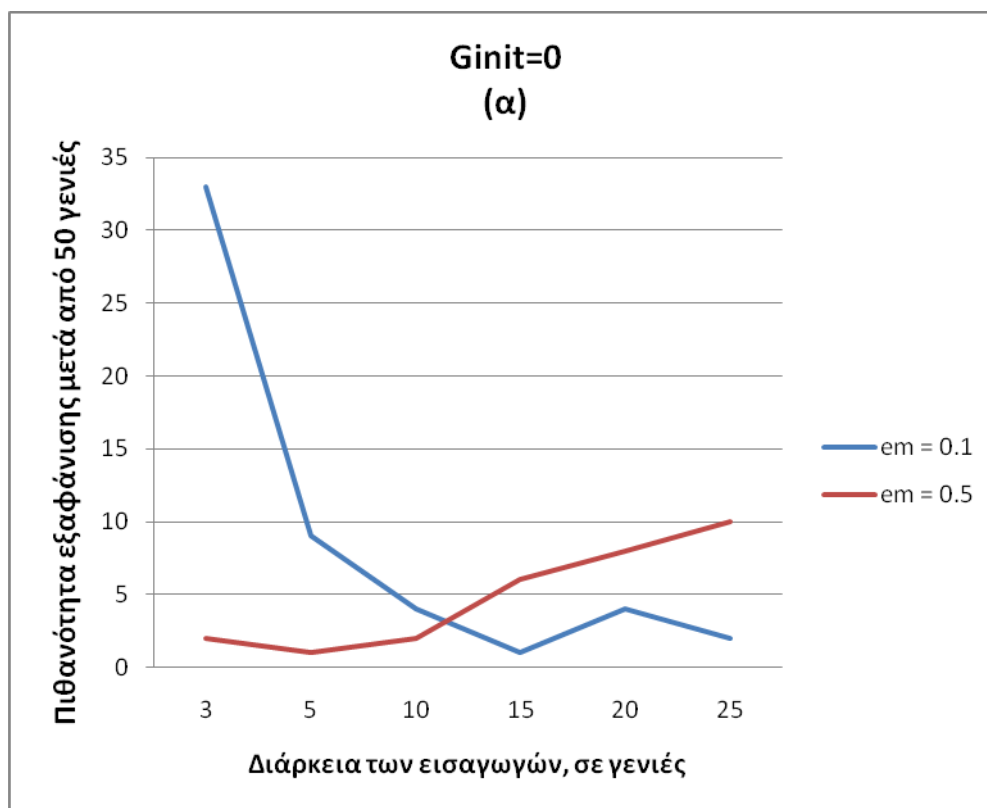
Ο αριθμός των νέων μεταλλάξεων που εμφανίζονται σε κάθε γενιά ακολουθεί μια κατανομή Poisson με μέση τιμή U . Για τις θνησιγόνες μεταλλάξεις, $U = 0,03$ ενώ για τις ελαφρώς επιβλαβείς μεταλλάξεις, $U = 1$ (Lynch, et al. 1999).

Οι γενετικοί τόποι δρουν πολλαπλασιαστικά πάνω στην αρμοστικότητα: $W = W_d W_l$, όπου $W_i = (1 - h_i s_i)^{n_{het}^i} (1 - s_i)^{n_{hom}^i}$, $i = d, l$ είναι η αρμοστικότητα του κάθε γενετικού τόπου για κάθε κατηγορία μετάλλαξης και n_{het}^i (n_{hom}^i) είναι ο αριθμός των ετερόζυγων (ομόζυγων) για το επιβλαβές αλληλόμορφο γενετικών τόπων. Οι επιβλαβείς μεταλλάξεις επηρεάζουν με τον ίδιο τρόπο την επιβίωση και τη γονιμότητα (δηλαδή, η τιμή για την καθεμία είναι ίση με \sqrt{W}) (Fernández & Caballero, 2001a). Για να καθορίσουμε την αρχική συχνότητα του επιβλαβούς αλληλόμορφου, θεωρούμε ότι ο αιχμάλωτος πληθυσμός είναι σε ισορροπία μετάλλαξης-επιλογής.

4. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Στα παρακάτω γραφήματα αποδίδεται η πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών, σε συνάρτηση με τη διάρκεια των εισαγωγών, G_{intro} , και το ρυθμό επανεισαγωγής, em . Μελετήθηκαν δύο περιπτώσεις σε σχέση με τον αριθμό γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, G_{init} : (α) $sc=0,5sw$ όπου, ο συντελεστής επιλογής των αιχμάλωτων πληθυσμών είναι μικρότερος κατά το μισό από το συντελεστή επιλογής των πληθυσμών στο άγριο περιβάλλον. Δηλαδή, θεωρήσαμε ότι η επιλογή στην αιχμαλωσία είναι χαμηλότερης έντασης από την επιλογή στο άγριο περιβάλλον, και (β) $sc=sw$ όπου, η επιλογή των αιχμάλωτων πληθυσμών είναι ίσης έντασης με την επιλογή των πληθυσμών στο άγριο περιβάλλον.

Στο γράφημα 1 παρατίθενται τα αποτελέσματα της περίπτωσης όπου δεν υπάρχουν προηγούμενες γενιές στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, $G_{init}=0$.



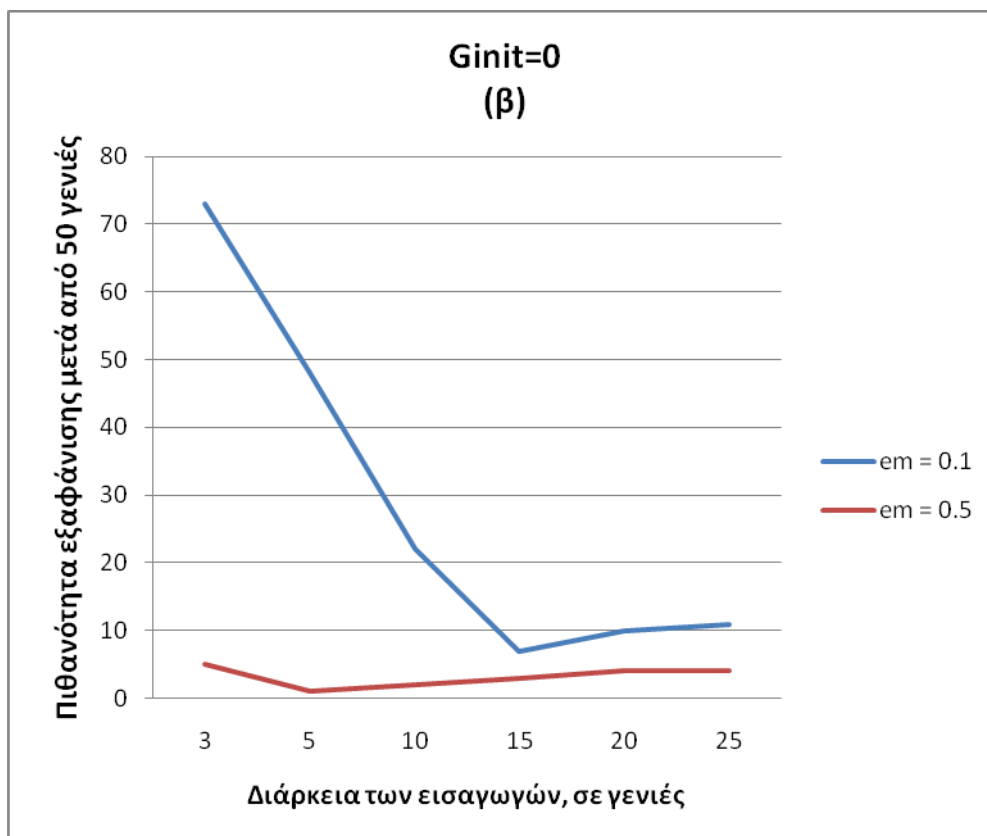
4.1 Γράφημα 1(α). Πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών: $P_{ext}(50)$ - Διάρκεια εισαγωγών σε γενιές: G_{intro} , με ρυθμό επανεισαγωγής: $em=0.1$ και 0.5 άτομα/γενιά, Αρχικό μέγεθος αιχμάλωτου πληθυσμού: $N_c =$ Φέρουσα ικανότητα: $K_c=30$, $N_w=$ Φέρουσα ικανότητα του άγριου πληθυσμού: $K_w=100$, $G_{init}=0$: μηδενικός αριθμός γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, **(α):** $sc=0.5sw$.

Στρατηγική1- Χαμηλός ρυθμός επανεισαγωγής: Υψηλή πιθανότητα εξαφάνισης για τις πρώτες γενιές στην αιχμαλωσία, χαμηλότερη για τις εισαγωγές περισσότερων γενιών.

Στρατηγική2- Υψηλός ρυθμός επανεισαγωγής: Αντίθετα με την προηγούμενη περίπτωση, χαμηλή πιθανότητα εξαφάνισης για τις πρώτες γενιές εισαγωγών ενώ υψηλότερη για τις επόμενες περισσότερες γενιές.

Παρατηρούνται δύο ισοδύναμες στρατηγικές, είτε εισαγωγές λίγων γενιών σε συνδυασμό με υψηλό ρυθμό επανεισαγωγής, είτε μεγαλύτερος αριθμός εισαγωγών με χαμηλό ρυθμό επανεισαγωγής.

Μεταξύ λοιπόν των δύο προσεγγίσεων, δεν παρατηρούνται ιδιαίτερα μεγάλες αποκλίσεις, μόνο στην περίπτωση του χαμηλού ρυθμού επανεισαγωγής $em=0.1$ στους μικρούς αριθμούς γενιών εισαγωγής παρατηρείται ότι τα ποσοστά πιθανότητας εξαφάνισης παίρνουν τις μεγαλύτερες τιμές τους.



4.2 Γράφημα 1(β) Πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών: $P_{ext}(50)$ - Διάρκεια εισαγωγών σε γενιές: G_{intro} , με ρυθμό επανεισαγωγής: $em=0.1$ και 0.5 άτομα/γενιά, Αρχικό μέγεθος αιχμάλωτου πληθυσμού: N_c = Φέρουσα ικανότητα: $K_c=30$, N_w = Φέρουσα ικανότητα του άγριου πληθυσμού: $K_w=100$, $G_{init}=0$, (β): $sc=sw$.

Στρατηγική 1: Υψηλή πιθανότητα εξαφάνισης για τις πρώτες γενιές στην αιχμαλωσία και χαμηλότερη πιθανότητα εξαφάνισης στις εισαγωγές περισσότερων γενιών.

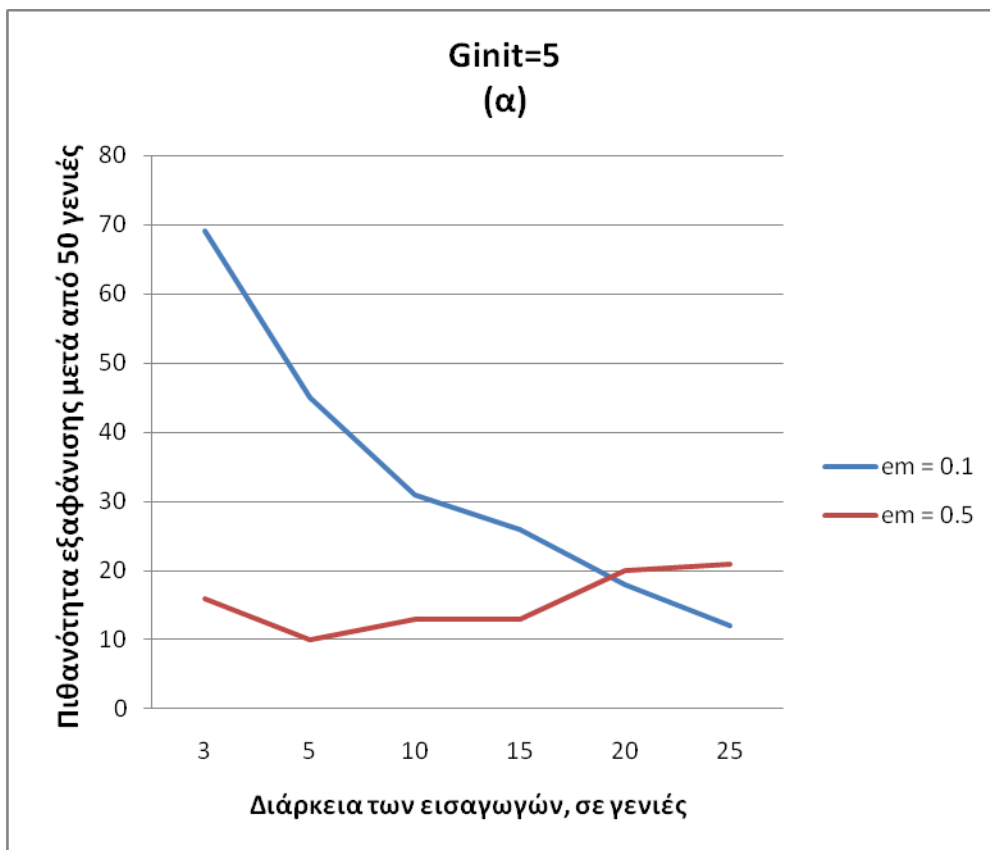
Στρατηγική 2: Ιδιαίτερα χαμηλή πιθανότητα εξαφάνισης καθ' όλη τη διάρκεια των εισαγωγών του προγράμματος.

Παρατηρείται διαφορά μεταξύ των ρυθμών επανεισαγωγής, ο υψηλότερος ρυθμός παρουσιάζεται να συνεπάγεται τη μικρότερη πιθανότητα εξαφάνισης.

Η υψηλότερη πιθανότητα επιβίωσης του επανεισαγμένου πληθυσμού λοιπόν, παρατηρείται όταν και ο αριθμός εισαγωγής των γενιών και ο ρυθμός επανεισαγωγής είναι υψηλοί.

Συνεπώς, με περισσότερες γενιές στην αιχμαλωσία σε συνδυασμό με υψηλούς ρυθμούς επανεισαγωγής επιτυγχάνονται τα επιθυμητά χαμηλά ποσοστά πιθανότητας εξαφάνισης. Ο ρυθμός επανεισαγωγής φαίνεται να αποτελεί την πιο κρίσιμη παράμετρο δηλαδή, πρέπει να είναι υψηλός.

Στο γράφημα 2 παρατίθενται τα αποτελέσματα της περίπτωσης όπου μεσολαβούν 5 γενιές στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, $G_{init}=5$.



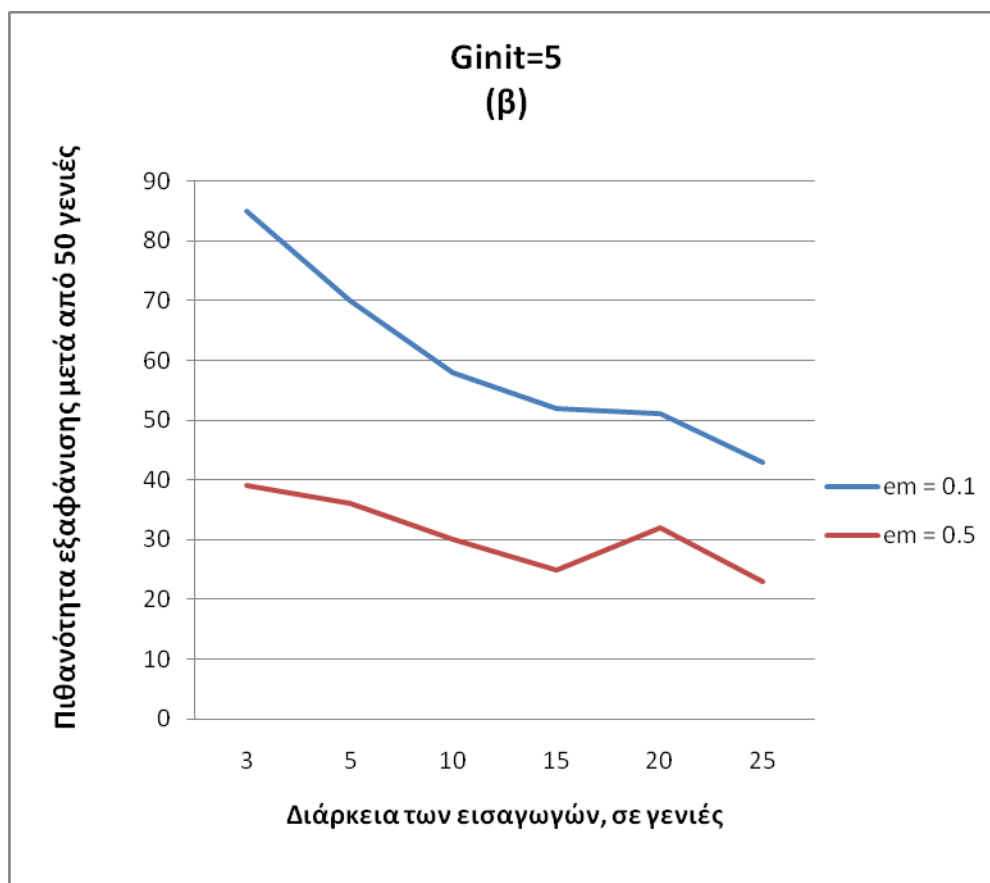
4.3 Γράφημα 2(α) Πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών: $P_{ext}(50)$ - Διάρκεια εισαγωγών σε γενιές: G_{intro} , με ρυθμό επανεισαγωγής: $em=0.1$ και 0.5 άτομα/γενιά, Αρχικό μέγεθος αιχμάλωτου πληθυσμού: N_c = Φέρουσα ικανότητα: $K_c=30$, N_w = Φέρουσα ικανότητα του άγριου πληθυσμού: $K_w=100$, $G_{init}=5$, (α): $sc=0.5sw$.

Στρατηγική 1: Υψηλή πιθανότητα εξαφάνισης για λίγους και ενδιάμεσους αριθμούς γενιών μέχρι που οι γενιές αυξάνονται και μειώνεται η πιθανότητα εξαφάνισης.

Στρατηγική 2: Χαμηλή πιθανότητα εξαφάνισης καθ' όλη τη διάρκεια των εισαγωγών με μία μικρή αύξηση, κατά τις τελευταίες- περισσότερες γενιές.

Παρατηρούνται όμοια συμπεράσματα με αυτά του γραφήματος 1(α) με μόνη αλλά, ουσιαστική διαφορά ότι η πιθανότητα εξαφάνισης παρουσιάζεται πολύ υψηλότερη.

Έτσι, και σε αυτήν την περίπτωση διακρίνονται δύο ισοδύναμες στρατηγικές: είτε χαμηλός αριθμός εισαγωγών σε συνδυασμό με υψηλό ρυθμό επανεισαγωγής, είτε μεγαλύτερος αριθμός εισαγωγών με χαμηλό ρυθμό επανεισαγωγής.



4.3 Γράφημα 2(β) Πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών: $P_{ext}(50)$ - Διάρκεια εισαγωγών σε γενιές: G_{intro} , με ρυθμό επανεισαγωγής: $em=0.1$ και 0.5 άτομα/γενιά, Αρχικό μέγεθος αιχμάλωτου πληθυσμού: N_c = Φέρουσα ικανότητα: $K_c=30$, N_w = Φέρουσα ικανότητα του άγριου πληθυσμού: $K_w=100$, $G_{init}=5$, (β): $sc=sw$.

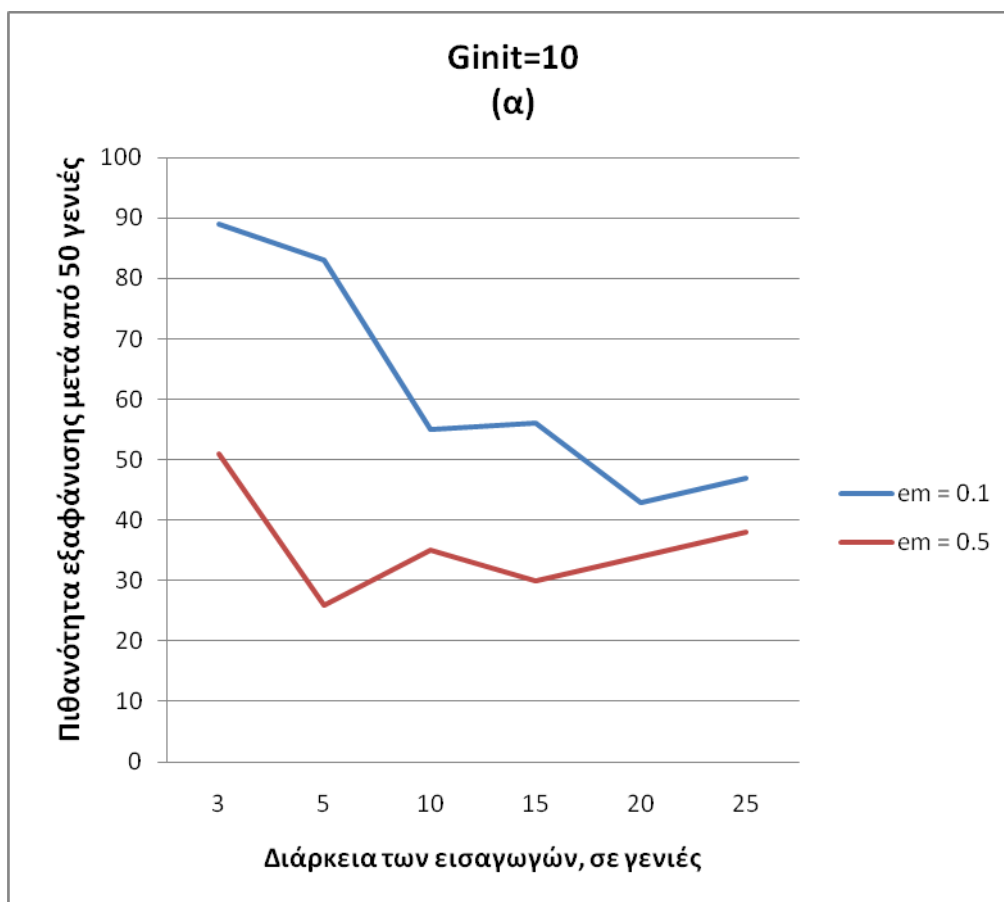
Στρατηγική 1: Υψηλή πιθανότητα εξαφάνισης με μικρή μείωση κατά τις τελευταίες- περισσότερες εισαγωγές.

Στρατηγική 2: Χαμηλότερη πιθανότητα εξαφάνισης ειδικά κατά τους ενδιάμεσους και τελευταίους αριθμούς των γενιών εισαγωγής.

Ομοίως, παρατηρούνται παρόμοια συμπεράσματα με αυτά του γραφήματος 1(β), δηλαδή και σε αυτήν την περίπτωση, ο υψηλός ρυθμός επανεισαγωγής αποτελεί την κρισιμότερη παράμετρο, και διαφέρει μόνο στα ποσοστά πιθανότητας εξαφάνισης που παρουσιάζονται υψηλότερα.

Συνεπώς, η παραμονή για 5 γενιές στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος αυξάνει σημαντικά την πιθανότητα εξαφάνισης. Η διαπίστωση αυτή εξηγείται αναλυτικά στα γενετικά και συμπεριφορικά προβλήματα της *ex situ* διατήρησης, λόγω μεγαλύτερης εμφάνισης φαινομένων ομομιξίας, γενετικής παρέκκλισης, ομομικτικού υποβιβασμού, συσσώρευση επιβλαβών αλληλόμορφων και γενικότερης μείωσης της γενετικής ποικιλότητας ενός πληθυσμού που για 5 γενιές βρισκόταν ήδη σε συνθήκες αιχμάλωτης αναπαραγωγής συγκριτικά με έναν πληθυσμό που εισάγεται για πρώτη φορά στην αιχμαλωσία.

Στο γράφημα 3 παρατίθενται τα αποτελέσματα της τελευταίας περίπτωσης όπου ο αριθμός γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος είναι ίσος με 10, $G_{init}=10$.



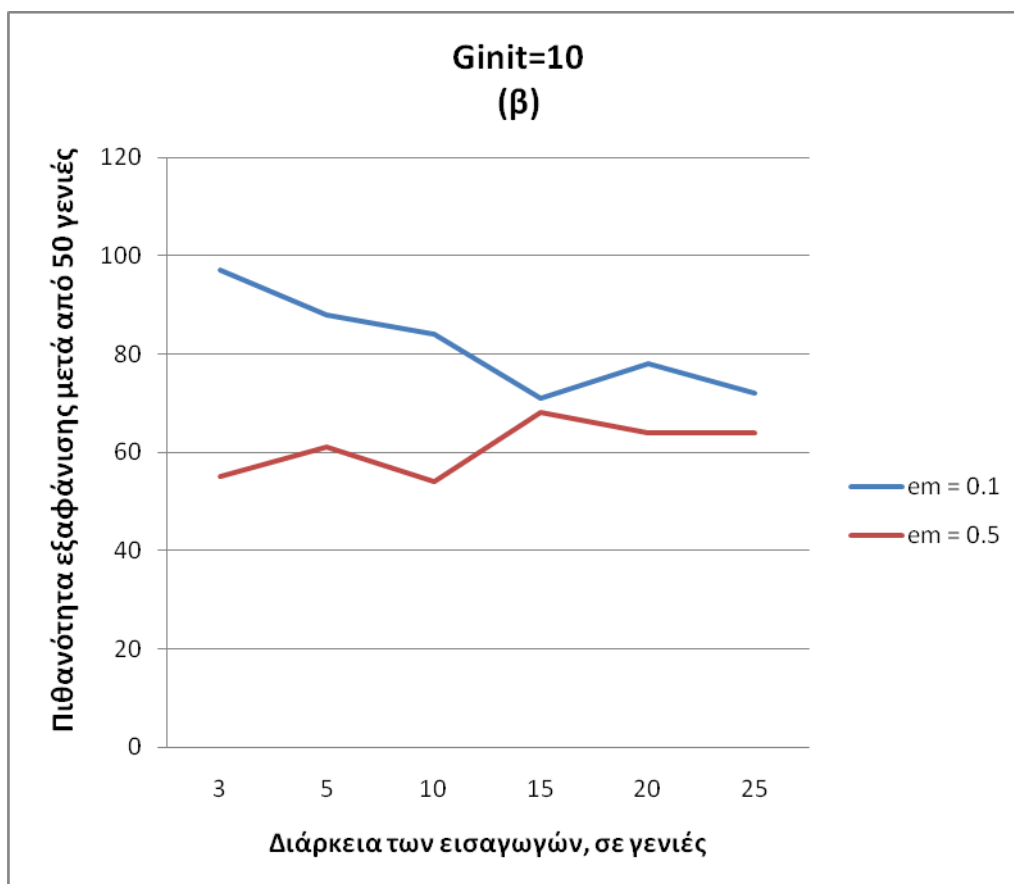
4.4 Γράφημα 3(α) Πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών: $P_{ext}(50)$ – Διάρκεια εισαγωγών σε γενιές: G_{intro} , με ρυθμό επανεισαγωγής: $em=0.1$ και 0.5 άτομα/γενιά, Αρχικό μέγεθος αιχμάλωτου πληθυσμού: N_c = Φέρουσα ικανότητα: $K_c=30$, N_w = Φέρουσα ικανότητα του άγριου πληθυσμού: $K_w=100$, $G_{init}=10$, (α): $sc=0.5sw$.

Στρατηγική 1: Υψηλή πιθανότητα εξαφάνισης για τις πρώτες γενιές ενώ μείωση για τις επόμενες μέχρι και τις τελευταίες εισαγωγές.

Στρατηγική 2: Χαμηλότερη πιθανότητα εξαφάνισης κυρίως μετά τις πρώτες γενιές.

Παρατηρείται ότι μεταξύ των ρυθμών επανεισαγωγής διακρίνεται μεγάλη απόκλιση κυρίως στην περίπτωση μικρού αριθμού γενιών στην αιχμαλωσία πριν την επανεισαγωγή καθώς ενώ, σε χαμηλούς ρυθμούς επανεισαγωγής η πιθανότητα εξαφάνισης παρουσιάζεται ιδιαίτερα υψηλή, σε υψηλούς ρυθμούς λαμβάνει χαμηλές τιμές και διακρίνεται ως καλύτερη προσέγγιση στρατηγικής.

Έτσι, σε περιπτώσεις υψηλού αριθμού γενιών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος και μειωμένης επιλογής του αιχμάλωτου πληθυσμού τα επιθυμητά χαμηλά ποσοστά πιθανότητας εξαφάνισης προσεγγίζονται με υψηλούς ρυθμούς επανεισαγωγής.



4.5 Γράφημα 3(β) Πιθανότητα εξαφάνισης του εισαγμένου πληθυσμού 50 γενιές μετά την έναρξη των εισαγωγών: $P_{ext}(50)$ - Διάρκεια εισαγωγών σε γενιές: G_{intro} , με ρυθμό επανεισαγωγής: $em=0.1$ και 0.5 άτομα/γενιά, Αρχικό μέγεθος αιχμάλωτου πληθυσμού: N_c = Φέρουσα ικανότητα: $K_c=30$, N_w = Φέρουσα ικανότητα του άγριου πληθυσμού: $K_w=100$, $G_{init}=10$, (β): $sc=sw$

Στρατηγική 1: Υψηλή πιθανότητα εξαφάνισης με μείωση κυρίως κατά την ενδιάμεση τιμή γενιών αλλά και στη συνέχεια του προγράμματος.

Στρατηγική 2: Χαμηλότερη πιθανότητα εξαφάνισης κυρίως για τις πρώτες αλλά και για τις υπόλοιπες γενιές.

Παρατηρείται ότι ο συνδυασμός μικρού αριθμού γενιών εισαγωγής με υψηλό ρυθμό επανεισαγωγής αποτελεί την καλύτερη στρατηγική. Φαίνεται ένας ενδιάμεσος αριθμός γενιών (5 με 15) με υψηλό ρυθμό επανεισαγωγής να επιτυγχάνει την χαμηλότερη πιθανότητα εξαφάνισης.

Επίσης παρατηρείται και σε αυτήν την εκδοχή ότι η παραμονή των γενιών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος επηρεάζει την πιθανότητα εξαφάνισης που φαίνεται υψηλότερη στην περίπτωση των 10 γενιών, $G_{init}=10$ σε σχέση με την περίπτωση των 5, $G_{init}=5$.

5. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Αναγνωρίζοντας την ιδιαίτερα μεγάλη σημασία των προγραμμάτων *ex situ*, για τη διατήρηση των ειδών άγριας ζωής πανίδας και χλωρίδας που απειλούνται με εξαφάνιση (IUCN, 1998), σκοπός της εργασίας ήταν η προσέγγιση των βέλτιστων στρατηγικών αιχμάλωτης αναπαραγωγής και επανεισαγωγής και πιο συγκεκριμένα η εύρεση της βέλτιστης στρατηγικής εισαγωγών, έτσι ώστε να επιτυγχάνεται η όσο το δυνατόν καλύτερη διαχείριση των πληθυσμών που λαμβάνουν μέρος σε προγράμματα *ex situ* διατήρησης δηλαδή, η αύξηση της πιθανότητας επιτυχίας τους, με αποτέλεσμα την αύξηση βιωσιμότητας του εισαγμένου πληθυσμού.

Οι βέλτιστες στρατηγικές συνεπάγονται μεθόδους που να δημιουργούν όσο το δυνατόν λιγότερα προβλήματα στη γενετική και συμπεριφορά των ειδών αλλά και βελτίωση των όποιων αναπόφευκτων προβλημάτων ομομιξίας, γενετικής παρέκκλισης, ομομικτικού υποβιβασμού, συσσώρευσης επιβλαβών αλληλόμορφων, γενετικής προσαρμογής, όπως επίσης και προβλήματα μείωσης της γενετικής ποικιλότητας και της έντασης της επιλογής των ειδών που συχνά παρατηρούνται σε πληθυσμούς που χρήζουν προστασίας *ex situ* διατήρησης λόγω κυρίως, του μικρού ή/και κατακερματισμένου μεγέθους τους.

Η αντιμετώπιση των παραπάνω προβλημάτων λοιπόν, συμβάλλει στην επιτυχία της επανεισαγωγής με αποτέλεσμα την επίτευξη και του πρωταρχικού στόχου της *ex situ* διατήρησης που δεν είναι άλλος, από την δημιουργία αυτοσυντηρούμενων πληθυσμών μετά την επανεισαγωγή (IUCN, 1998).

Η προσπάθεια μας για την εύρεση βέλτιστων στρατηγικών προς επίτευξη της επιτυχίας της επανεισαγωγής πραγματοποιήθηκε μέσα από το μοντέλο που χρησιμοποιήσαμε καταλήγοντας στο συμπέρασμα ότι παράγοντες, όπως η διάρκεια του προγράμματος Gintro, ο αριθμός γενιών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος Ginit, ο ρυθμός επανεισαγωγής em αλλά και η επιλογή των ειδών του πληθυσμού, επηρεάζουν την πιθανότητα εξαφάνισης των γενιών και συνεπώς την επιτυχία ή όχι του προγράμματος.

Μετά λοιπόν από την μελέτη των παραπάνω παραμέτρων, καταλήξαμε στις εξής διαπιστώσεις ως προς την καθεμία χωριστά:

5.1 Αριθμός γενιών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, (Ginit)

Τα βέλτιστα αποτελέσματα εμφανίζονται στην περίπτωση όπου $G_{init}=0$ δηλαδή στην περίπτωση, όπου δεν υπήρχαν προηγούμενες γενιές στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος κι έτσι ο πληθυσμός δεν έχει προλάβει να παρουσιάσει προβλήματα γενετικής και συμπεριφοράς. Η πιθανότητα επιτυχίας λοιπόν, αυξάνεται με την ύπαρξη όσο το δυνατόν λιγότερων γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος.

Πιο συγκεκριμένα, σύμφωνα με τα γραφήματα παρατηρήσαμε ότι στην περίπτωση όπου δεν υπήρχαν γενιές στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, $G_{init}=0$ η βέλτιστη στρατηγική παρουσιάζει σχεδόν μηδενική πιθανότητα εξαφάνισης, ενώ στην περίπτωση όπου ο πληθυσμός βρισκόταν για δέκα γενιές στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, $G_{init}=10$ η βέλτιστη στρατηγική παρουσιάζει πιθανότητα εξαφάνισης μεγαλύτερη από 20%. Διαπιστώνεται λοιπόν, μία σημαντική αύξηση της πιθανότητας εξαφάνισης μεταξύ της περίπτωσης όπου δεν υπάρχουν και της περίπτωσης που υπάρχουν προηγούμενες γενιές στην αιχμαλωσία, πριν την έναρξη του προγράμματος.

5.2 Διάρκεια εισαγωγών, (Gintro)

Παρόλο που θεωρητικά ήταν αναμενόμενο να πιστεύουμε ότι η εκδοχή όσων περισσότερων ατόμων για πολλές γενιές εισαγωγών θα ήταν θετική, τελικά διαπιστώσαμε ότι η βέλτιστη στρατηγική επιτυγχάνεται με όσο περισσότερα άτομα για λίγες όμως μόνο γενιές. Η μικρή διάρκεια του προγράμματος για πολλά άτομα θα φέρει τα επιθυμητά αποτελέσματα κρατώντας μειωμένα τα γενετικά προβλήματα της αιχμαλωσίας αναπαραγωγής.

Επίσης διαπιστώνεται ότι τα καλύτερα αποτελέσματα επιτυγχάνονται στην περίπτωση μιας ενδιάμεσης διάρκειας εισαγωγών του προγράμματος κι όχι τόσο σε μικρή αλλά, ούτε σε ιδιαίτερα μεγάλη διάρκεια εισαγωγών σε γενιές.

5.3 Ρυθμός επανεισαγωγής, (E_m)

Θετικό αποτέλεσμα διαπιστώσαμε ότι επιτυγχάνεται μέσω των υψηλών ρυθμών επανεισαγωγής για λίγες όμως, μόνο γενιές. Ο υψηλός ρυθμός επανεισαγωγής διαπιστώνεται ως ιδιαίτερα κρίσιμος παράγοντας επιτυγχάνοντας όμως, τα επιθυμητά αποτελέσματα μόνο σε περιπτώσεις μικρής διάρκειας εισαγωγών.

5.4 Μειωμένη ένταση επιλογής αιχμαλώτου πληθυσμού, ($S_c=0.5s_w$)

Η αυγκεκρμένη παράμετρος αποτελεί, όπως προαναφέρθηκε, μία λογικοφανή υπόθεση, αν αναλογιστεί κανείς ότι στην αιχμαλωσία το περιβάλλον είναι σταθερό, απουσιάζει ο ανταγωνισμός και η θήρευση, υπάρχει επαρκής τροφή, ιατρική περίθαλψη κ.τ.λ.

Διαπιστώθηκε λοιπόν ότι αποτελεί με την σειρά της, έναν σημαντικό παράγοντα στην προσπάθεια εύρεσης μεθόδων για τη μεγιστοποίηση της βιωσιμότητας των επανεισαγμένων πληθυσμών καθώς, σε σχέση με αυτήν φαίνεται να αλλάζει και η βέλτιστη σταρτηγική. Συνεπώς, διαφορετική παρουσιάζεται η βέλτιστη σταρτηγική, στην περίπτωση όπου η επιλογή είναι της ίδιας έντασης στην αιχμαλωσία και στο άγριο περιβάλλον και διαφορετική, όταν η επιλογή είναι χαμηλότερης έντασης στην αιχμαλωσία.

6. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Στην προσπάθεια της εργασίας μας για την εύρεση μεθόδων μεγιστοποίησης της βιωσιμότητας των επανεισαγμένων πληθυσμών της *ex situ* διατήρησης δείξαμε ότι η πιθανότητα επιτυχίας ή όχι ενός προγράμματος δηλαδή, η πιθανότητα βιωσιμότητας του εισαγμένου πληθυσμού σχετίζεται με πολλές αλληλένδετες παραμέτρους όπως την διάρκεια του προγράμματος, την ύπαρξη ή όχι προηγούμενων γενιών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος, τον ρυθμό επανεισαγωγής και τέλος την μειωμένη ένταση επιλογής του αιχμάλωτου πληθυσμού.

Συμπερασματικά καταλήξαμε στις εξής μεθόδους, με σκοπό τη μεγιστοποίηση της βιωσιμότητας των επανεισαγμένων πληθυσμών:

- Ο αριθμός γενεών στην αιχμαλωσία πριν την έναρξη του προγράμματος να είναι μηδενικός ή όσο το δυνατόν μειωμένος.
- Η εισαγωγή των ατόμων να είναι υψηλή μόνο για λίγες γενιές, δηλαδή για μικρή διάρκεια προγράμματος.
- Η διάρκεια των εισαγωγών να κυμαίνεται σε ενδιάμεσες τιμές, π.χ σε πρόγραμμα διάρκειας 3-25 γενιών βέλτιστη στρατηγική συναντάται στις 15 γενιές.
- Ο ρυθμός επανεισαγωγής να παίρνει υψηλές τιμές για λίγες όμως, γενιές.
- Η μειωμένη ένταση επιλογής των αιχμαλώτων πληθυσμών να συνδυάζεται με στρατηγικές λίγων ατόμων, για πολλές γενιές.

Βιβλιογραφία

Allendorf F and Ryman N, (2002). The role of genetics in population viability. Population Viability Analysis. The University of Chicago Press. p.50-85.

Amstrong D and Seddon P, (2007). Direction in reintroduction biology. Trends in Ecology and Evolution. Cel Press 20-26.

Andelman S and Fagan W, (2000). Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97(11): 5954-5959.

Beck B, Rapaport L, Stanley Price M and Wilson C, (1994). Reintroduction of captive-born animals. in P. J. S. Olney, G. M. Mace, and A. T. C. Feistner, editors. Creative conservation: interactive management of captive and wild animals. Chapman & Hall, London. 265-286.

Borlase S, Loebel A, Frankham R, Nurthen R, Briscoe D and Daggard G, (1993), Modeling problems in conservation genetics using captive *Drosophila* populations: consequences of equalization of family sizes. Conservation Biology, 7, 122-131.

Caro T and O'Doherty G, (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv. Biol.* 13: 805-814.

Clarke F and Faulkes C, (1999). Kin discrimination and female mate choice in the naked mole-rat *Heterocephalus glaber*. Proc R Soc Lond B 266, 1995-2002.

Clobert J, Ims R and Rousset F, (2004). Causes, mechanisms and consequences of dispersal. In Ecology, genetics and evolution of metapopulations (ed. I. Hanski and O. Gaggioti), London Academic Press. 307-336.

Conway W, (1995). Wild and zoo animal interactive management and habitat conservation. Biodiversity and Conservation. 4:573-594.

Conway W, (2003). The role of zoos in the 21st century. International Zoo Yearbook 38:7-13.

Crow J, (1993). Dominance and Overdominance. Quantitative Genetics of Heterosis. Oxford Surveys in Evolutionary Biology. 9, 1-42.

Derrickson S and Snyder N, (1992). Potentials and limits of captive breeding in parrot conservation. 133-163

Diamond J, (1984). "Normal" extinctions of isolated populations. *Extinctions*. The University of Chicago Press, 191-246.

Dietz J and Nagagata E, (1994). The effective use of flagship species for conservation of biodiversity the example of lion tamarins in Brazil, 32-49.

Ebenhard T, (1995). Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 438-443.

Ellis D et al. (2000). Postrelease survival of hand-reared and parentreared Mississippi Sandhill Cranes. *The Condor* **102**:104-112.

Frankham, R. (2008). Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular Ecology*. 17, 325-333.

Fernandez J and Caballero A, (2001a). A comparison of management strategies for conservation with regard to population fitness. *Conserv. Genet.*, 2, 121-131.

Fraser D, (2008). How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evolutionary Applications*. Journal compilation. Blackwell Publishing. 1, 535-586.

Gilpin M and Soule M, (1986). Conservation Biology- The science of scarcity and diversity. Minimum viable populations: Processes of species extinction. Sinauer Associates Inc. 19-34.

Griffith J, Scott M, Carpenter J and Reed C, (1989). Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245:477- 480.

Griffiths R and Pavajeau L, (2008). Captive Breeding, Reintroduction and the Conservation of Amphibians. *Conservation Biology*. Vol. 22. 4, 852-861.

Hartup B, Olsen G and Czekala N, (2005). Fecal corticoid monitoring in Whooping Cranes (*Grus maricana*) undergoing reintroduction. *Zoo Biology* **24**:15-28.

IUCN, (1998). **Guidelines for Re-introductions.** Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN (<http://www.iucnsscrg.org/>)

Kleiman D, (1989). Reintroduction of captive mammals for conservation. *BioScience* 39:152-160.

Kreger A, McConville P, Elliott W and Leopold W, (2005). Evaluation of MRI in a mouse model of liver metastasis. *Tumor Biology* 25: *In Vivo* Imaging Using Magnetic Resonance and Computerized Tomography.

Lewis J, (1990). Captive propagation in the recovery of the Whooping Crane. *Endangered Species Update* 8(1):46-48.

Lynch M, Blanchard J, Houle D, Kibota T, Schultz S, Vassilieva L, Willis J (1999). Perspective: Spontaneous deleterious mutation. *Evolution*, 53, 645-663.

Mathews F, Orros M, McLaren G, Gelling M and Foster R, (2005). Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biol. Conserv.* 121 (4), 569-577.

Merola M, (1994). A reassessment of homozygosity and the case for inbreeding depression in the Cheetah. *Conservation Biology* 8:961-971.

Millam J, Roudybush T and Grau C, (1988). Influence of environmental manipulation and nest-box availability on reproductive success of captive Cockatiels (*Nymphicus hollandicus*). *Zoo Biology* 7:25-34.

Myers S, Millam J, Roudybush T, and Grau C, (1988). Reproductive success of hand-raised vs. parent-reared Cockatiels. *Auk* 105:536-542.

Ouborg N, (1993). Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine system. *Oikos*. 66, 298-308.

Part T, (1996). Problems with testing inbreeding avoidance: the case of the collared flycatcher. *Evolution*. 50, 1625-1630.

Primack R, (2006). *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associations.

Pusey A and Wolf M, (1996). Inbreeding avoidance in animals. *Trends Ecol Evol* 11, 201-206.

Robert A, (2009). Captive breeding genetics and reintroduction success. *Biological Conservation*.

Ryder O, (1995). Conservation and Ex situ Population Management. *Genetics: Within-Species Diversity*.

Saccheri I, Kuussaari M, Kankare M, Vikman P, Fortelius W and Hanski I, (1998). Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature*. 392, 491-494.

Sarrazin F and Barbault R, (1996). Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 474-478.

Seal U, Wirth R, Thomsen J, Ellis-Joseph S and N. Collar N, (1992). Parrots, conservation assessment and management plan (CAMP) workshop report, draft review edition. International Council for Bird Preservation/International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources/Captive Breeding Specialist Group, Cambridge, United Kingdom.

Seddon P, (1999). Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends Ecol. Evol.* 14, 503.

Seddon P, Soorae P and Launay F, (2004). Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation* (2005) 8, 51-58 C_ 2005 The Zoological Society of London. Printed in the United Kingdom.

Seddon P, Armstrong D and Maloney R, (2006). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology* Volume 21, No. 2, 303-312.

Setchell K, Gosselin M, Welsh J, Johnston W, Balistreri, Kramer L, Dresser B, and Tarr M, (1987). Dietary estrogens-- a probable cause of infertility and liver disease in captive cheetahs. *Gastroenterology* 93:225-233.

Shaffer M, (1981). Minimum viable populations: coping with uncertainty. *Viable populations for Conservation*. Cambridge University Press, 69-86.

Simberloff D, (1998). Small and declining populations. In *Conservation Science and Action*. Edit. Sutherland W. J.

Snyder N, Derrickson S, Beissinger S, et al. (1996). Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* 10:338-348.

Soule M, Gilpin W, Conway W, and Foose T, (1986). The millennium ark: how long a voyage, how many staterooms, how many passengers? *Zoo Biology* 5:101-113.

Theodorou K and Couvet D, (2002). Inbreeding depression and heterosis in a subdivided population; influence of the mating system. *Genetical Research*, 80, 107-116.

Theodorou K and Couvet D, (2004). Introduction of captive breeders to the wild: Harmful or beneficial? *Conservation Genetics* 5: 1-12.

Tudge C, (1995). Captive audiences for future conservation. *New Scientist*, 145 (1962), 51-52.

Williams P, Burgess N & Rahbek C, (2000). Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub Saharan Africa. *Anim. Conserv.* 3: 249-260.

Yamamoto J, Shields T, Millam J, Roudybush T and Grau C, (1989). Reproductive activity of force-paired Cockatiels (*Nymphicus hollandicus*). *Auk* 106:86-93.

www.sciencemag.org SCIENCE VOL 320 9 MAY 2008. New Focus. Conservation Biology. Into the wild: Reintroduced Animals Face Daunting Odds by **Virginia Morel**.