

**ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ**  
**ΣΧΟΛΗ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**  
**ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΥΔΡΟΓΕΩΧΗΜΙΚΗΣ ΜΗΧΑΝΙΚΗΣ ΚΑΙ**  
**ΑΠΟΚΑΤΑΣΤΑΣΗΣ ΕΔΑΦΩΝ**



Διδακτορική Διατριβή

**Καλλιέργεια σταμναγκαθιού σε διάφορους τύπους  
εδαφών με προσθήκη κομπόστ από αστικά στερεά  
απόβλητα ως εδαφοβελτιωτικό**

**Ανδρονίκη Παπαφιλιππάκη**

MSc Γεωπόνος - Εδαφολόγος

Χανιά, 2015

**ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ**  
**ΣΧΟΛΗ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**  
**ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΥΔΡΟΓΕΩΧΗΜΙΚΗΣ ΜΗΧΑΝΙΚΗΣ ΚΑΙ**  
**ΑΠΟΚΑΤΑΣΤΑΣΗΣ ΕΛΑΦΩΝ**

*Διδακτορική Διατριβή*

**Καλλιέργεια σταμναγκαθιού σε διάφορους τύπους εδαφών με  
προσθήκη κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα ως  
εδαφοβελτιωτικό**

Ανδρονίκη (Νίνα) Παπαφιλίππáκη

MSc Γεωπόνος - Εδαφολόγος

**Επταμελής εξεταστική επιτροπή:**

Νικολαΐδης Νικόλαος - Καθηγητής Π.Κ. (Επιβλέπων)

Καλογεράκης Νικόλαος - Καθηγητής Π.Κ.(μέλος τριμελούς επιτροπής)

Σταυρουλάκης Γεώργιος - Καθηγητής ΤΕΙ Κρήτης (μέλος τριμελούς επιτροπής)

Ψυλλάκη Ελευθερία - Καθηγήτρια Π.Κ.

Ροζάκης Στυλιανός – Αν. Καθηγητής Γ.Π.Α.

Παρανυχιανάκης Νικόλαος – Επ. Καθηγητής Π.Κ.

Γασπαράτος Διονύσιος - Λέκτορας Α.Π.Θ.

Χανιά, 2015

*«Δε φτάνει ο ήλιος μοναχά σοδειά η γη να δώσει,*

*χρειάζονται κι άλλα πολλά και προπαντός η γνώση»*

*Κωστής Παλαμάς*

## ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα διδακτορική διατριβή, με τίτλο «**Καλλιέργεια σταμναγκαθιού σε διάφορους τύπους εδαφών με προσθήκη κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα ως εδαφοβελτιωτικό**», εκπονήθηκε στο εργαστήριο «Υδρογεωχημικής Μηχανικής και Αποκατάστασης Εδαφών» της Σχολής Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης και έχει συγχρηματοδοτηθεί από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο - ΕΚΤ) και από εθνικούς πόρους μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» του Εθνικού Στρατηγικού Πλαισίου Αναφοράς (ΕΣΠΑ) - Ερευνητικό Χρηματοδοτούμενο Έργο: Ηράκλειτος II, Επένδυση στην κοινωνία της γνώσης μέσω του Ευρωπαϊκού Κοινωνικού Ταμείου.

Στο σημείο αυτό, θεωρώ υποχρέωση μου να εκφράσω τις θερμές μου ευχαριστίες στους ανθρώπους, η συμβολή των οποίων έπαιξε καθοριστικό ρόλο για την ολοκλήρωση της παρούσας διδακτορικής διατριβής.

Αρχικά θα ήθελα να εκφράσω την βαθύτατη ευγνωμοσύνη μου και να ευχαριστήσω θερμά τον Αντιπρύτανη και Καθηγητή της Σχολής Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης κ. Νικόλαο Νικολαΐδη για την συνεχή καθοδήγηση του και την αμέριστη συμπαράσταση του σε όλα τα στάδια εκπόνησης της διδακτορικής μου διατριβής. Η επιστημονική και ηθική του υποστήριξη ήταν καθοριστικής σημασίας για την ολοκλήρωση της διατριβής.

Επίσης θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στα υπόλοιπα μέλη της τριμελούς επιτροπής κ. Νικόλαο Καλογεράκη καθηγητή του Πολυτεχνείου Κρήτης και κ. Γεώργιο Σταυρουλάκη καθηγητή του ΤΕΙ Κρήτης για την καθοδήγηση και τις πολύτιμες συμβουλές τους.

Ακόμα ευχαριστώ θερμά τα υπόλοιπα μέλη της επταμελούς επιτροπής την κ. Ελευθερία Ψυλλάκη Αντιπρύτανη και Καθηγήτρια του ΠΚ, τον κ. Στυλιανό Ροζάκη Αναπληρωτή Καθηγητή του ΓΠΑ, τον κ. Νικόλαο Παρανυχιανάκη επίκουρο καθηγητή του ΠΚ και τον κ. Διονύση Γασπαράτο λέκτορα του ΑΠΘ που δέχτηκαν να αξιολογήσουν την παρούσα διατριβή, όπως και για τον χρόνο που διέθεσαν για την ανάγνωση της διατριβής καθώς και για τα εποικοδομητικά σχόλια τους.

Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον κ. Παρανυχιανάκη για τις συμβουλές του καθ'όλη τη διάρκεια της διδακτορικής μου διατριβής. Επίσης οφείλω ένα μεγάλο ευχαριστώ στον κ. Γασπαράτο για τις χρήσιμες υποδείξεις και τις πολύτιμες συμβουλές που μου παρείχε πρόθυμα όποτε τις χρειάστηκα.

Ευχαριστώ θερμά τον ερευνητή Γιώργο Ψαρρά για την παραχώρηση χώρου και συσκευών του εργαστηρίου «Φυσιολογίας και Θρέψης φυτών» του Ινστιτούτου Ελιάς, Υποτροπικών φυτών και Αμπέλου καθώς και την συνάδελφο Άρια Διγαλάκη για τη ζεστή φιλία της και τη βοήθεια της κατά τη διάρκεια μέρους των αναλύσεων.

Επιπλέον θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον Δρ. Νεκτάριο Καβρουλάκη ερευνητή, τον κ. Υψηλάντη Γιάννη επίκουρο καθηγητή ΑΠΘ και τον Αριαννά Δημήτρη από το ΓΠΑ για τις πολύτιμες συμβουλές τους σε θέματα αναγνώρισης και αξιολόγησης του αποικισμού των μυκορριζών.

Το φίλο και συνάδελφο Δρ. Γιώργο Δούπη ευχαριστώ θερμά για βοήθεια που μου προσέφερε πρόθυμα σε θέματα στατιστικής.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω το προσωπικό του εργαστηρίου «Υδρογεωχημικής Μηχανικής και Αποκατάστασης Εδαφών» τους συμφοιτητές και τους φίλους μου από το ΠΚ την Στέλλα Βουτσαδάκη, τη Λίλη Σάρου, τη Σοφία Νεραντζάκη, το Μανώλη Κοτρωνάκη, το Διονύση Ευσταθίου, τη Σωτηρία Πανακούλια, το Γιώργο Γιαννάκη, τη Μαρία Λιλλή, τη Μυρτώ Τσικνιά, την Ελένη Καστανάκη και την Ελίνα Γιαντζή, οι οποίοι είχαν τη δική τους ξεχωριστή συμβολή στην ολοκλήρωση της παρούσας διατριβής.

Την ΔΕΔΙΣΑ Χανίων ευχαριστώ ιδιαίτερα για την ευγενική χορηγία του κομπόστ που χρησιμοποιήθηκε στα πειράματα.

Την Εταιρία EURODRIP και ιδιαίτερα τον συμφοιτητή μου από το ΓΠΑ Μπουλαμάκη Γιάννη θερμά ευχαριστώ για την ευγενική χορηγία των σταλακτηφόρων σωλήνων μικρής παροχής που χρησιμοποιήθηκαν για την άρδευση των φυτών.

Τους παραγωγούς σταμναγκαθιού και τους συναδέλφους γεωπόνους του συνεταιρισμού της Γραμβούσας ευχαριστώ θερμά για τον χρόνο που μου διέθεσαν και την εμπειρία που μου μετέφεραν σε θέματα καλλιέργειας και συγκομιδής του φυτού.

Τέλος θα ήθελα να ευχαριστήσω από τα βάθη της καρδιάς μου τον σύζυγο μου Γιάννη για την αμέριστη συμπαράσταση του όλα αυτά τα χρόνια, το κουράγιο που μου έδινε στις δύσκολες στιγμές και την ανεκτίμητη βοήθεια του στα πειράματα πεδίου.



*Αφιερώνεται στην αγαπημένη μου μητέρα Μαρία.....  
.....που δεν πρόλαβε να δει ολοκληρωμένη την παρούσα διατριβή.*

## Περιεχόμενα

ΠΕΡΙΛΗΨΗ.....	13
ABSTRACT .....	15
ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	17
1.1 Γενικά .....	18
1.2. Οργανικός άνθρακας του εδάφους .....	19
1.3. Μεταβατικά στάδια του οργανικού άνθρακα στο έδαφος.....	20
1.4 Εδαφικός άνθρακας στις μεσογειακές περιοχές .....	23
1.5. Καλλιέργεια σταμναγκαθιού .....	23
Σκοπός της εργασίας .....	25
ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΤΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑΣ.....	27
2.1 Σταμναγκάθι ( <i>Cichorium spinosum</i> L.).....	28
2.1.1 Γενικά .....	28
2.1.2 Βοτανικοί χαρακτήρες, μορφολογικά και φυσιολογικά χαρακτηριστικά .....	29
2.1.3 Οικότοποι σταμναγκαθιού στον Ν. Χανίων .....	31
2.2 Μυκόρριζες.....	33
2.3 Κομπόστ ΑΣΑ .....	36
2.3.1 Γενικά .....	36
2.3.2 Τα πλεονεκτήματα της χρήσης του κομπόστ στο έδαφος .....	37
2.3.3 Τα μειονεκτήματα – πιθανοί κίνδυνοι της χρήσης του κομπόστ στο έδαφος .....	41
2.3.4 Προϋποθέσεις για χρήση του κομπόστ ΑΣΑ στη γεωργία - Νομοθεσία.....	42
2.3.6 Ποιοτική αξιολόγηση του κομπόστ του πειράματος .....	45
ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	51
3.1.Επιλογή των πειραματικών υλικών .....	52
3.2. Πειραματικός σχεδιασμός .....	54
3.2.1 Πειράματα πεδίου .....	54
1 <sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου.....	54
2 <sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου .....	57
3.2.2 Επιλογή των μεθοδολογιών ανάλυσης .....	60
Αναλύσεις εδάφους και κομπόστ .....	60
Προσδιορισμός των βιοχημικών ρυθμών αζώτου στα εδάφη .....	61
Μετρήσεις και αναλύσεις φυτών .....	62
Προσδιορισμός του αποικισμού μυκορριζών .....	64
3.2.3 Πείραμα Προσρόφησης .....	64
3.3 Στατιστική επεξεργασία .....	66
ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	67

4.1 Ιδιότητες του εδάφους και του κομπόστ ΑΣΑ .....	68
4.2 1 <sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου. Επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ στην ανάπτυξη του σταμναγκαθιού. ....	69
4.2.1 Εδάφη .....	69
4.2.2 Φυτά .....	77
<i>Ανάπτυξη των φυτών, παραγωγή και συγκέντρωση μακροθρεπτικών στοιχείων στο υπέργειο τμήμα</i> .....	77
<i>Ιχνοστοιχεία και βαρέα μέταλλα στους φυτικούς ιστούς</i> .....	87
4.2.3 Οριακές συγκεντρώσεις Cu, Zn και Cd στο κομπόστ .....	91
Συγκεντρώσεις Cu, Zn και Cd στο έδαφος.....	91
Παραγωγή σταμναγκαθιού και περιεκτικότητα Cu, Zn και Cd στα φυτά.....	93
4.2.4 Επίδραση του τύπου του εδάφους του κομπόστ και των οριακών συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων στους βιοχημικούς ρυθμούς N.....	99
4.2.5 Επίδραση του τύπου του εδάφους και του κομπόστ στον αποικισμό των ριζών του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες. ....	106
4.3 2 <sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου – Επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ στην ανάπτυξη διαφορετικών πληθυσμών σταμναγκαθιού κάτω από τις ίδιες συνθήκες (Συγκριτική μελέτη των διαφορετικών πληθυσμών σταμναγκαθιού) .....	109
4.4 Πείραμα προσρόφησης.....	124
Συσχέτιση πειραμάτων προσρόφησης και πεδίου .....	128
ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....	131
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	136
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι.....	154
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ.....	156



## Ευρετήριο Πινάκων

Πίνακας 1. Οριακές τιμές του κομπόστ τύπου Α και χωνεύματος τύπου Α για τις χρήσεις του άρθρου 4 σύμφωνα με την ΚΥΑ 56366/4351/2014 και Οριακές τιμές της ΚΥΑ 114218/1997 .....	44
Πίνακας 2. Οριακές τιμές για τις ποσότητες βαρέων μετάλλων που μπορούν να εισάγονται κατ' έτος στα καλλιεργούμενα εδάφη με βάση ένα μέσο όρο 10 ετών.....	44
Πίνακας 3. Οριακές τιμές συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων στο έδαφος mg/kg ξηράς ουσίας αντιπροσωπευτικού δείγματος του εδάφους σε pH 6 - 7 .....	45
Πίνακας 4. Περιγραφή των οργανικών εδαφοβελτιωτικών που μελετήθηκαν.....	46
Πίνακας 5. Φυσικοχημικές ιδιότητες των εδαφοβελτιωτικών.....	47
Πίνακας 6. Συγκεντρώσεις N,P,K και C/N στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά. ....	48
Πίνακας 7. Βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις Cu, Zn, Mn και Fe στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά.....	49
Πίνακας 8. Ολικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά σε mg/kg ξηρού δείγματος.....	50
Πίνακας 9. Μεταχειρίσεις 1 <sup>ου</sup> πειράματος.....	55
Πίνακας 10. Πορεία εργασιών και δειγματοληψιών 1 <sup>ου</sup> πειράματος.....	57
Πίνακας 11. Μεταχειρίσεις 2 <sup>ου</sup> πειράματος.....	58
Πίνακας 12. Πορεία εργασιών 2 <sup>ου</sup> πειράματος.....	59
Πίνακας 13: Αρχικές ιδιότητες των εδαφών και του κομπόστ ΑΣΑ (επί ξηρού βάρους).....	69
Πίνακας 14: Επίδραση του τύπου εδάφους και της προσθήκης κομπόστ στις ιδιότητες και τα θρεπτικά στοιχεία του εδάφους.....	72
Πίνακας 15: Σχετική βιοδιαθεσιμότητα (Βιοδιαθέσιμες /Ολικές μορφές %) των Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Pb και Cd στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη.....	76
Πίνακας 16: Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ στις παραμέτρους ανάπτυξης και στην περιεκτικότητα θρεπτικών στοιχείων στο υπέργειο τμήμα του σταμναγκαθιού.....	86
Πίνακας 17. Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ στην πρόσληψη ιχνοστοιχείων στο υπέργειο τμήμα (φύλλα) και τις ρίζες του σταμναγκαθιού.....	90
Πίνακας 18. Περιεκτικότητα βαρέων μετάλλων στο υπέργειο τμήμα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού όπως επηρεάστηκε από την εφαρμογή μη επιβαρυνμένου και επιβαρυνμένου με βαρέα μέταλλα (B.M.) κομπόστ.....	96
Πίνακας 19. Συντελεστές βιοσυσώρευσης στα φύλλα και στις ρίζες (BCF) και μεταφοράς από τις ρίζες στα φύλλα (TF) των Cu και Zn.....	98

Πίνακας 20. Συσχέτιση μεταξύ των εδαφικών ιδιοτήτων (Ολικός οργανικός άνθρακας και ολικό άζωτο) και των βιοχημικών ρυθμών νιτροποίησης και ανοργανοποίησης του αζώτου στα μελετηθέντα εδάφη με Pearson correlation N=9. ....	106
Πίνακας 21. Επίδραση του τύπου εδάφους του πληθυσμού και του κομπόστ στις παραμέτρους ανάπτυξης και στην περιεκτικότητα θρεπτικών στοιχείων στις ροζέτες .....	116
Πίνακας 22. Επίδραση του τύπου εδάφους, του πληθυσμού και του κομπόστ στην περιεκτικότητα των ιχνοστοιχείων στα φύλλα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού.....	119
Πίνακας 23. Περιεκτικότητες Cu, Zn και Cd στο υπέργειο τμήμα του σταμναγκαθιού στις μεταχειρίσεις CSHM2, CCHM2, CSC2HM, CCC2HM.....	130

## Ευρετήριο Σχημάτων

Σχήμα 1. Μείωση της οργανικής ουσίας και απώλεια των λειτουργιών του οικοσυστήματος ως αποτέλεσμα της γεωργικής παραγωγής στην ανοργανοποίηση των οργανικών θρεπτικών συστατικών πριν την αναπλήρωσή τους (μη αειφορική εκμετάλλευση) .....	21
Σχήμα 2. Γραφική αναπαράσταση μορφολογικών χαρακτηριστικών του σταμναγκαθίου ....	29
Σχήμα 3. Απεικόνιση της δομής της θυσανώδους μυκόρριζας .....	34
Σχήμα 4. Τα πλεονεκτήματα από την προσθήκη κομπόστ στο έδαφος .....	41
Σχήμα 5. Επίδραση της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στην ηλεκτρική αγωγιμότητα του αμμώδους και του αργιλώδους εδάφους.....	70
Σχήμα 6. Επίδραση της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ ha) στο διαθέσιμο Φώσφορο του αμμώδους και αργιλώδους εδάφους.....	73
Σχήμα 7. Επίδραση της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στο ανταλλάξιμο Κάλιο του αμμώδους και αργιλώδους εδάφους.....	73
Σχήμα 8α. Απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας του σταμναγκαθίου ( $\pm$ st. error), σε όλες τις μεταχειρίσεις και αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) ανά εβδομάδα α) φύτευση (14/1/2012 – 29/3/2012).....	79
Σχήμα 8β. Απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας του σταμναγκαθίου ( $\pm$ st. error), σε όλες τις μεταχειρίσεις και αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) ανά εβδομάδα β) επαναφύτευση (2/4/2012-17/5/2012).....	80
Σχήμα 9. Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στην εμπορεύσιμη παραγωγή ανά φυτό.....	82
Σχήμα 10. Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στην περιεκτικότητα του υπέργειου τμήματος (φύλλων) σε Cu και Zn στην συγκομιδή επαναφύτευσης.....	88
Σχήμα 11. Ποσοστά βιοδιαθεσιμότητας (%) των Cu, Zn και Cd στα αμμώδη και τα αργιλώδη εδάφη.....	92
Σχήμα 12. Παραγωγή υπέργειας βιομάζας (ξ.β.) σταμναγκαθίου στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη.....	93
Σχήμα 13. Μεταβολές της συγκέντρωσης $\text{NO}_3\text{-N}$ κατά τη διάρκεια του πρώτου πειράματος στις μεταχειρίσεις του αμμώδους (Α) και του αργιλώδους (Β) εδάφους.....	99
Σχήμα 14. Μεταβολές της συγκέντρωσης $\text{NH}_4\text{-N}$ κατά τη διάρκεια του πρώτου πειράματος στις μεταχειρίσεις του αμμώδους (Α) και του αργιλώδους (Β) εδάφους.....	101
Σχήμα 15. Καθαρός ρυθμός ανοργανοποίησης N στις μεταχειρίσεις του αμμώδους εδάφους.....	103
Σχήμα 16. Καθαρός ρυθμός ανοργανοποίησης N στις μεταχειρίσεις του αργιλώδους εδάφους.....	104
Σχήμα 17. Δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης (PNR) στις μεταχειρίσεις του αμμώδους εδάφους.....	105
Σχήμα 18. Δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης (PNR) στις μεταχειρίσεις του αργιλώδους εδάφους.....	105

Σχήμα 19. Ποσοστό αποικισμού μυκορριζών στις μεταχειρίσεις του 1 <sup>ου</sup> πειράματος στην 1 <sup>η</sup> και 2 <sup>η</sup> συγκομιδή. ....	108
Σχήμα 20. Νωπό βάρος υπέργειας βιομάζας στις μεταχειρίσεις του 2 <sup>ου</sup> πειράματος για την 1 <sup>η</sup> και 2 <sup>η</sup> συγκομιδή. ....	117
Σχήμα 21. Γραμμική συσχέτιση μεταξύ Χλωροφύλλης και N στις ροζέτες των μελετηθέντων πληθυσμών .....	117
Σχήμα 22. Περιεκτικότητα Na στις ροζέτες του σταμναγκαθιού στις μεταχειρίσεις του 2ου πειράματος για την 1η (Α) και 2 <sup>η</sup> (Β) συγκομιδή.....	118
Σχήμα 23. Περιεκτικότητα Zn στα φύλλα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού στις μεταχειρίσεις του 2ου πειράματος για την 1η και 2η συγκομιδή.....	120
Σχήμα 24. Ποσοστό αποικισμού με μυκόρριζες στις ρίζες του σταμναγκαθιού των μελετηθέντων πληθυσμών.....	123
Σχήμα 25. Συντελεστές κατανομής των Cu, Zn και Cd σε σχέση με τις αρχικές τους συγκεντρώσεις στους διαφορετικούς χρόνους εξισορρόπησης.....	125
Σχήμα 28. Ποσοστό βιοδιαθεσιμότητας (% DTPA/Total) των Cu, Zn και Cd των μεταχειρίσεων που εφαρμόστηκε επιβάρυνση με Cu, Zn και Cd απευθείας στα εδάφη και με εφαρμογή επιβαρυνμένου κομπόστ.....	129

## Ευρετήριο Εικόνων

Εικόνα 1. α) ροζέτα σταμναγκαθιού στο στάδιο συγκομιδής και β) ταξιανθία κεφάλιο .....	30
Εικόνα 2. Αυτοφυή φυτά σταμναγκαθιού στη Γραμβούσα Χανίων .....	32
Εικόνα 3. Αυτοφυή φυτά σταμναγκαθιού στον Ομαλό Χανίων .....	33
Εικόνα 4. Ρίζα σταμναγκαθιού με μυκόρριζες (μεγέθυνση 100X) .....	35
Εικόνα 5. Γενική άποψη του 1 <sup>ου</sup> πειράματος πεδίου .....	56
Εικόνα 6. Μερική άποψη του 2 <sup>ου</sup> πειράματος πεδίου.....	59

## ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η γονιμότητα των εδαφών είναι άμεσα συνδεδεμένη με την εδαφική δομή και τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών συστατικών στο έδαφος. Η εντατική γεωργία, η υπερκατανάλωση ανόργανων λιπασμάτων και σκευασμάτων φυτοπροστασίας, η συχνή και βαθιά κατεργασία του εδάφους και η υπεράρδευση έχουν μειώσει σημαντικά τη γονιμότητα των εδαφών καθώς και τους πληθυσμούς των μικροοργανισμών που αποτελούν τους καταλύτες της γονιμότητας και της εδαφικής δομής καθιστώντας τα εδάφη πιο ευάλωτα στη διάβρωση. Η εφαρμογή οργανικών εδαφοβελτιωτικών για την αναπλήρωση της οργανικής ουσίας, όπως είναι το κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα, μπορεί συνεισφέρει σημαντικά στην αποκατάσταση της γονιμότητας των εδαφών και στην αύξηση της παραγωγής προϊόντων. Όμως η χρήση του ενέχει σοβαρούς κινδύνους επιβάρυνσης τόσο των εδαφών όσο και των καλλιεργούμενων φυτών με βαρέα μέταλλα, τα οποία εισέρχονται στην τροφική αλυσίδα και είναι επικίνδυνοι ρυπαντές για τον άνθρωπο και τα ζώα, αλλά και για το περιβάλλον γενικότερα. Μια σημαντική καλλιέργεια για την οικονομία της Κρήτης, η οποία πλήττεται άμεσα από τις μη ορθές γεωργικές πρακτικές, όπως είναι η υπεράρδευση και η υπερλίπανση, είναι η καλλιέργεια σταμναγκαθίου. Το σταμναγκάθι (*Cichorium spinosum* L.) είναι ένα άγριο λαχανοφύτο είδος σπουδαίας διατροφικής αξίας, λόγω της υψηλής περιεκτικότητας του σε αντιοξειδωτικά, φαινόλες και Ω-3 λιπαρά οξέα, όμως η καλλιέργεια του δεν έχει μελετηθεί ιδιαίτερα.

Στην παρούσα διατριβή μελετήθηκαν η επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα, ως εδαφοβελτιωτικό, στην ανάπτυξη και στην θρέψη του σταμναγκαθίου, οι πιθανοί κίνδυνοι επιβάρυνσης με βαρέα μέταλλα στο σύστημα έδαφος- φυτό λόγω της χρήσης του κομπόστ, η καλλιέργεια φυτών από διαφορετικούς πληθυσμούς σταμναγκαθίου σε δύο διαφορετικούς τύπους εδαφών με προσθήκη κομπόστ καθώς και ο αποικισμός μυκορριζών για όλες τις παραπάνω περιπτώσεις. Για να διερευνηθούν όλα τα παραπάνω πραγματοποιήθηκαν δύο κύρια πειράματα πεδίου σε φυτοδοχεία κάτω από ημιελεγχόμενες συνθήκες ανάπτυξης για δύο καλλιεργητικές περιόδους, καθώς και πείραμα προσρόφησης βαρέων μετάλλων στο κομπόστ. Στα πειράματα πεδίου χρησιμοποιήθηκαν δύο ακραίοι εδαφικοί τύποι (αμμώδης, αργιλώδης), δύο ποιότητες κομπόστ (ανάλογα με την περιεκτικότητα τους σε βαρέα μέταλλα), τρεις αναλογίες κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) και σπορόφυτα από

τρεις διαφορετικούς πληθυσμούς σταμναγκαθιού (Γραμβούσας, καλλιεργούμενου και Ομαλού).

Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η εφαρμογή του κομπόστ βελτίωσε την γονιμότητα και αύξησε την παραγωγή του σταμναγκαθιού και στους δύο τύπους εδάφους. Η παραγωγή του σταμναγκαθιού ήταν υψηλότερη στο αμμώδες σε σχέση με το αργιλώδες έδαφος, ακόμα και χωρίς την προσθήκη κομπόστ. Δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στην ανάπτυξη και στην απόδοση του φυτού μεταξύ των αναλογιών εφαρμογής 60 και 150t/ha. Η περιεκτικότητα των μακροθρεπτικών στο υπέργειο τμήμα των φυτών δεν επηρεάστηκε από τον τύπο εδάφους ή την προσθήκη κομπόστ. Παρόλο που η βιοδιαθεσιμότητα των ιχνοστοιχείων (Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Pb) και στα δύο εδάφη αυξήθηκε λόγω της εφαρμογής κομπόστ, η περιεκτικότητα τους στο εδάφιμο των φυτών των φυτών παρέμεινε εντός των φυσιολογικών ορίων, με εξαίρεση το Zn όταν εφαρμόστηκε η αναλογία 150t/ha κομπόστ που περιείχε οριακές τιμές βαρέων μετάλλων σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία. Ο αποικισμός των ριζών του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες ήταν ιδιαίτερα υψηλός (περίπου 60%) σε όλες τις μεταχειρίσεις και δεν επηρεάστηκε από τον τύπο εδάφους την ποσότητα ή την ποιότητα του κομπόστ. Η προσθήκη κομπόστ αύξησε τους ρυθμούς ανοργανοποίησης και νιτροποίησης του αζώτου. Οι διαφορετικοί πληθυσμοί (Γραμβούσας, καλλιεργούμενος και Ομαλού) κάτω από τις ίδιες συνθήκες ανάπτυξης, σε ένα βαθμό διατήρησαν συγκριτικά τις φαινοτυπικές διαφορές που εμφανίζουν μεταξύ τους στα περιβάλλοντα που αναπτύσσονται, κυρίως όσον αφορά το μέγεθος της ροζέτας και την παραγωγή της υπέργειας βιομάζας τους. Ο καλλιεργούμενος πληθυσμός έδωσε την μεγαλύτερη παραγωγή, ενώ η περιεκτικότητα θρεπτικών και βαρέων μετάλλων ήταν υψηλότερη στον πληθυσμό του Ομαλού. Οι διαφορές μεταξύ των μελετηθέντων πληθυσμών σταμναγκαθιού πιθανόν υποδεικνύουν γονοτυπικές διαφορές μεταξύ τους. Επίσης ο αποικισμός των ριζών του πληθυσμού της Γραμβούσας με μυκόρριζες ήταν μικρότερος σε σχέση του Ομαλού και του καλλιεργούμενου πιθανόν λόγω διαφορετικής μορφολογίας και αρχιτεκτονικής της ρίζας των φυτών είτε λόγω διαφορετικού γονότυπου. Συνολικά, το κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα μπορεί να θεωρηθεί ένα ενδεικνύμενο εδαφοβελτιωτικό το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί στην καλλιέργεια λαχανευόμενων φυτικών ειδών όπως είναι το σταμναγκάθι σε αναλογία 60t/ha.

## ABSTRACT

Soil fertility is directly related to the soil structure and nutrient availability. Agricultural practices like the overuse of inorganic fertilizers and pesticides, the frequent and deep soil cultivation and the over-irrigation have significantly degraded the soil fertility and have reduced the populations of microorganisms which are the fertility catalysts, making soils more vulnerable to erosion. The application of organic amendments for the replenishment of organic matter, such as municipal solid waste compost, can contribute significantly to the restoration of soil fertility and the increase of crop production. However, the application of municipal solid waste compost in agricultural soils can cause accumulation of heavy metals in soils and plants and contaminate the food chain, as well as ground water and threaten human health and the environment in general. An important crop for the economy of Crete, which is directly affected by non-good agricultural practices, such as waterlogging and over-fertilization, is the spiny chicory crop. Spiny chicory (*Cichorium spinosum* L.) is a wild edible leafy plant with great nutritional value due to the high content of antioxidants, phenols and omega-3 fatty acids, but its cultivation has not been especially studied.

In the present thesis were studied the effect of soil type and municipal solid waste compost as soil organic amendment, on growth and nutrition of spiny chicory, the potential risks of heavy metals in the system soil- plant due to the compost addition, the effects of soil type and municipal solid waste compost on wild and cultivated populations of spiny chicory under the same cultivation conditions and the mycorrhizae colonization of spiny chicory roots in all these cases. In order to be studied all the above, were constructed two major field experiments in pots under semi-controlled conditions for two growing periods and experiments of heavy metal sorption on compost. In the field experiments were used two distinct soil types (sandy and clayey), two qualities of municipal solid waste compost (depending on their heavy metal content), three rates of compost (0, 60, 150 t / ha) and seedlings of three different spiny chicory populations (Gramvousa , cultivated and Omalos).

The results showed that the application of municipal solid waste compost improved soil fertility and increased the yield of spiny chicory in both soil types. The marketable yield of spiny chicory was higher in the sandy than in the clayey soil, even in the absence of compost. No significant differences were observed in growth and yield of spiny chicory between the application rates of 60 and 150t/ha. The contents of

the macronutrients in the above ground part of spiny chicory were not affected by soil type or compost addition. Although the bioavailability of trace elements (Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Pb, Cd) in both soils was increased due to municipal solid waste compost application, their contents in the edible part of the plants remained within the normal thresholds, with the exception of Zn by application of compost at rates 150t / ha compost containing heavy metals limit values according to the Greek legislation. The colonization of spiny chicory roots with mycorrhizae was particularly high (approximately 60%) in all treatments and was not affected by the type of soil and the quantity or the quality of compost. Compost addition increased the nitrification and the nitrogen mineralization rates. The different populations of spiny chicory (Gramvousa, cultivated and Omalos) under the same cultivation conditions maintained comparatively the phenotypic differences that appear in environments that they grow naturally to a great extent, mainly concerning the rosette diameter and the above ground biomass production. The cultivated population gave higher yield, while nutrient and heavy metal contents were higher at Omalos population. The differences between the studied populations of spiny chicory may indicate genotypic differences. Also, the root colonization of Gramvousa population with mycorrhizae was less than Omalos and cultivated populations probably due to different morphology and architecture of Gramvousa roots or due to the different genotype. Overall, municipal solid waste compost can be considered an appropriate organic soil amendment which can be used in cultivation of wild green leafy plant species such as spiny chicory at rates 60t\ha.



## **ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1<sup>ο</sup>**

### **ΕΙΣΑΓΩΓΗ**

## 1.1 Γενικά

Το έδαφος αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους φυσικούς πόρους καθώς παρέχει τη βάση για την γεωργική παραγωγή, τη κτηνοτροφία και τη δασική παραγωγή και συμβάλει στον μετριασμό της κλιματικής αλλαγής με την αποθήκευση του διοξειδίου του άνθρακα. Όμως η παραγωγή τροφίμων μέσω των καλλιεργειών και της κτηνοτροφίας μπορεί να οδηγήσει σε υποβάθμιση του εδάφους, λόγω απώλειας θρεπτικών στοιχείων και οργανικής ουσίας, συμπίεσης και διάβρωσης του. Η υποβάθμιση αυτή εξαρτάται από τον τύπο του εδάφους και τον τρόπο διαχείρισης του. Επιπλέον, υπάρχουν αυξανόμενες απαιτήσεις σε γη για διάφορες μη γεωργικές χρήσεις, όπως είναι η αστική επέκταση καθώς και η κάλυψη του εδάφους που σχετίζεται με την ανάπτυξη υποδομών. Επίσης οι απαιτήσεις σε βιοκαύσιμα ανταγωνίζονται την παραγωγή τροφίμων και τα πιο παραγωγικά εδάφη χρησιμοποιούνται για την υποκατάσταση των ορυκτών καυσίμων από βιοκαύσιμα, ως μέτρο πολιτικής για τον μετριασμό της κλιματικής αλλαγής και την κάλυψη των ενεργειακών απαιτήσεων (van Noordwijk et al., 2015).

Παράλληλα, η παγκόσμια ζήτηση για γεωργικές εκτάσεις διαρκώς θα αυξάνεται, λόγω της αναμενόμενης αύξησης του παγκόσμιου πληθυσμού κατά 2,3 δισ. άτομα μέχρι το 2050 και του μεγαλύτερου κατά κεφαλήν εισοδήματος (Godfray et al., 2010). Η ζήτηση για τρόφιμα αναμένεται να αυξηθεί 2-5 φορές έως το 2030 ενώ η παραγωγή τροφίμων προβλέπεται να αυξηθεί κατά 60% κατά τις επόμενες δεκαετίες για να ανταποκριθεί σε αυτές τις απαιτήσεις (Clair and Lynch, 2010). Η εκχέρσωση νέων εκτάσεων και η πιο εντατική χρήση των υφιστάμενων καλλιεργήσιμων εκτάσεων θα μπορούσαν να συμβάλουν στην αύξηση της γεωργικής παραγωγής για την κάλυψη της ζήτησης, αλλά οι επιπτώσεις αυτών των πρακτικών αύξησης της γεωργικής παραγωγής θα είναι αρνητικές για το περιβάλλον (Godfray et al., 2010, Tilman et al., 2011).

Τον προηγούμενο αιώνα, η εντατικοποίηση της γεωργίας στηριζόταν στις εισροές που προέρχονταν από μη ανανεώσιμες πηγές ενέργειας (π.χ. συνθετικά λιπάσματα). Παρά το γεγονός ότι η πρακτική αυτή αυξάνει σε μεγάλο βαθμό την απόδοση των καλλιεργειών, έχει παγκόσμιες επιπτώσεις στα οικοσυστήματα, ως αποτέλεσμα της αποψίλωσης των δασών, της διάβρωσης του εδάφους, της βιομηχανικής ρύπανσης, της υποβάθμισης της ποιότητας των επιφανειακών και υπόγειων υδάτων και της απώλειας της βιοποικιλότητας (συμπεριλαμβανομένης της γενετικής διάβρωσης). (Canellas et al., 2015). Ιδιαίτερα σημαντικές είναι οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις που

προκύπτουν από την εκχέρσωση και τον κατακερματισμό των ενδιαιτημάτων που απειλούν τη βιοποικιλότητα (Dirzo and Raven, 2003). Το ένα τέταρτο περίπου των συνολικών εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου (GHG) προκύπτουν από την εκχέρσωση, τη φυτική παραγωγή και τη χρήση συνθετικών λιπασμάτων (Burney et al., 2010).

Είναι ευρέως αποδεκτό ότι η αύξηση των γεωργικών δραστηριοτήτων, θα επιδεινώσει περαιτέρω τις αρνητικές επιπτώσεις της παγκόσμιας κλιματικής αλλαγής και θα οδηγήσει σε μεγαλύτερη αβεβαιότητα την επισιτιστική ασφάλεια (Tilman et al., 2011). Συνεπώς, οι μη βιώσιμες γεωργικές πρακτικές θα πρέπει να αναθεωρηθούν δεδομένου ότι τα σημερινά μοντέλα της εντατικοποίησης της γεωργίας δεν είναι ούτε κοινωνικά ούτε περιβαλλοντικά βιώσιμα (Canellas et al., 2015). Η κατανόηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων της παγκόσμιας γεωργικής παραγωγής και το πως μπορεί να επιτευχθεί μεγαλύτερη απόδοση με μικρότερες επιπτώσεις στο περιβάλλον απαιτεί τόσο ποσοτικές εκτιμήσεις της μελλοντικής ζήτησης των καλλιεργειών όσο και διαφορετικές πρακτικές παραγωγής που θα αυξήσουν τις αποδόσεις των καλλιεργειών και θα επηρεάσουν όσο το δυνατό λιγότερο τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Tilman et al., 2011).

## **1.2. Οργανικός άνθρακας του εδάφους**

Ο εδαφικός άνθρακας που βρίσκεται με τη μορφή οργανικής ουσίας αποτελεί βασικό συστατικό της δομής των εδαφικών οικοσυστημάτων (Banwart et al., 2015). Ο σχηματισμός του εδάφους σχετίζεται με την συσσώρευση, για μεγάλες χρονικές περιόδους, του οργανικού άνθρακα, ο οποίος μπορεί να μειωθεί γρήγορα με διάφορες διαδικασίες όπως με την απελευθέρωση του ως αέριο διοξείδιο του άνθρακα (CO<sub>2</sub>) στην ατμόσφαιρα, την έκπλυση των διαλυτών οργανικών ενώσεων καθώς και την απώλεια του με αιολική ή υδατική διάβρωση (van Noordwijk et al., 2015).

Οι μη ορθές γεωργικές πρακτικές, οι οποίες έχουν ως μοναδικό στόχο την αύξηση της παραγωγικότητας με την εντατικοποίηση της γεωργίας, έχουν ως αποτέλεσμα την απώλεια της οργανικής ουσίας και των θρεπτικών στοιχείων καθώς και την καταστροφή της δομής του εδάφους με αρνητικές συνέπειες στη στράγγιση και στην παραγωγικότητα του, συμβάλλοντας στη διάβρωση του (Achiba et al., 2010; Hemmat et al., 2010; Kammoun Rigane and Medhioub, 2011, van Noordwijk et al., 2015). Η υποβάθμιση του εδάφους έχει παγκόσμιες επιπτώσεις για την επισιτιστική ασφάλεια,

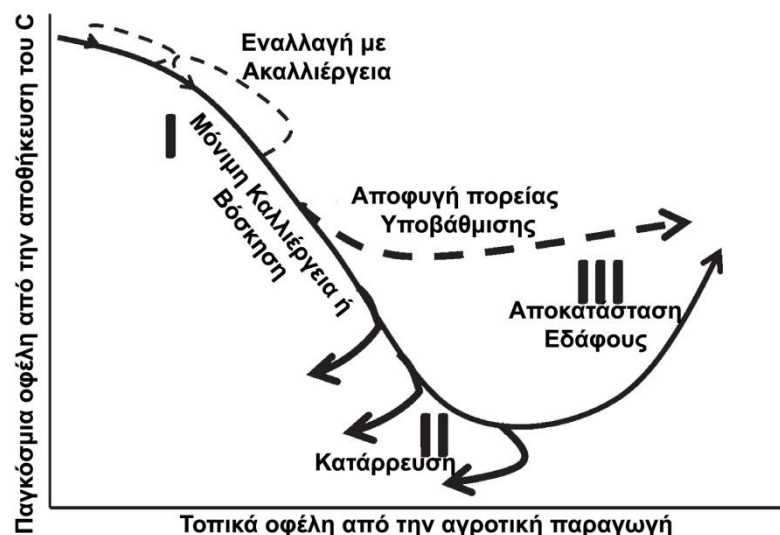
την κλιματική αλλαγή, τη βιοποικιλότητα, την ποιότητα του νερού και την παραγωγή βιοκαυσίμων για την ενεργειακή ασφάλεια, για ολόκληρο τον πλανήτη.

Ο παράγοντας που παίζει σημαντικό ρόλο και σχετίζεται με όλες τις επιπτώσεις των περιβαλλοντικών μεταβολών και όλες τις λειτουργίες του εδάφους, είναι η περιεκτικότητα του εδάφους σε οργανικό άνθρακα. Η σωστή διαχείριση του εδάφους ώστε να ενισχυθεί η περιεκτικότητα του εδάφους σε άνθρακα θα έχει άμεσα θετικά οφέλη. Τα οφέλη αυτά περιλαμβάνουν μεγαλύτερη παραγωγικότητα λόγω της αύξησης της διαθεσιμότητας των θρεπτικών στοιχείων στο έδαφος, της αύξησης της οργανικής ουσίας και της αύξησης της ικανότητας του εδάφους να συγκρατεί νερό. Επίσης, υποστηρίζεται ότι η παραγωγικότητα του οικοσυστήματος αυξάνεται με την δέσμευση του άνθρακα και μετριάζονται οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου (van Noordwijk et al., 2015). Επιπλέον ο οργανικός άνθρακας παίζει σημαντικό ρόλο σε μια σειρά από λειτουργίες του εδάφους που περιλαμβάνουν την παραγωγή τροφίμων, το φιλτράρισμα του νερού, τον μετασχηματισμό των θρεπτικών στοιχείων και την διατήρηση των ενδιαιτημάτων και της βιοποικιλότητας. Ιδιαίτερα σημαντική είναι η συνεισφορά της οργανικής ουσίας στη δημιουργία σταθερών συσσωματωμάτων. Τα συσσωματώματα του εδάφους παρέχουν φυσική προστασία και ρύθμιση των πληθυσμών για όλα τα μεγέθη των ζώντων οργανισμών, αυξάνουν τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών συστατικών λόγω της βελτίωσης της στράγγισης και του αερισμού του εδάφους, καθώς επίσης διευκολύνουν την παροχή ενέργειας για τις μικροβιακές διαδικασίες και αυξάνουν την υπόγεια βιοποικιλότητα. Η συνέργεια των όλων των παραπάνω φυσικών, χημικών και βιολογικών χαρακτηριστικών οδηγεί σε υψηλότερη γονιμότητα του εδάφους και παραγωγικότητα των καλλιεργειών. Τα σταθερά συσσωματώματα και κατ' επέκταση η καλή δομή βελτιώνει την ικανότητα των εδαφών να αντιστέκεται σε εξωτερικές μεταβολές, αυξάνοντας τη ρυθμιστική ικανότητα των εδαφών (Banwart et al., 2015'; van Noordwijk et al., 2015).

### **1.3. Μεταβατικά στάδια του οργανικού άνθρακα στο έδαφος**

Πολλά παραδοσιακά (συμβατικά) γεωργικά συστήματα αντλούν την παραγωγικότητά τους από τα θρεπτικά στοιχεία που απελευθερώνονται κατά τη διάρκεια της αποσύνθεσης της οργανικής ουσίας του εδάφους. Αυτά τα συστήματα καλλιέργειας έχουν βασιστεί στη χρήση αυτών των πόρων, χωρίς ταυτόχρονη αναπλήρωση της οργανικής ουσίας του εδάφους. Σε αυτή την πρακτική χρήσης της γης από τον άνθρωπο, υπάρχει αρνητική συσχέτιση μεταξύ των αποθεμάτων του άνθρακα στο

έδαφος και της συγκομιζόμενης γεωργικής παραγωγής. Ωστόσο, η εξάντληση των θρεπτικών στοιχείων λόγω της φυτικής παραγωγής μέσω της ενίσχυσης της αποσύνθεσης του άνθρακα στο έδαφος έχει όρια. Όταν τα αποθέματα του εδάφους σε οργανικό άνθρακα γίνουν πολύ χαμηλά, η δομή του εδάφους καταρρέει, και το έδαφος γίνεται πολύ ευαίσθητο στη διάβρωση και στη συμπίεση με ταυτόχρονη μείωση της διηθητικής του ικανότητας και αύξηση των πλημμυρικών φαινομένων. Αυτή η πορεία των μεταβολών του άνθρακα στο έδαφος περιγράφεται με μια καμπύλη η οποία περιλαμβάνει 3 στάδια (σχήμα 1). Κατά το πρώτο στάδιο το οποίο ονομάζεται στάδιο «πτώσης» παρατηρείται μια ταχεία μείωση του άνθρακα στο έδαφος που οφείλεται κυρίως στην αποψίλωση της φυσικής βλάστησης για γεωργική χρήση της γης, στην καύση, στην υπερβόσκηση και γενικά στις κακές πρακτικές διαχείρισης των εδαφών. Κατά το δεύτερο στάδιο το οποίο ονομάζεται στάδιο «κρίσης ή κατάρρευσης» παρατηρείται μια φάση απότομης μείωσης της γονιμότητας του εδάφους που επιφέρει από την τοπική απώλεια των λειτουργιών του οικοσυστήματος, αξιοσημείωτες επιπτώσεις στο έδαφος όπως είναι η διάβρωση, οι πλημμύρες, η έλλειψη θρεπτικών στοιχείων, τα παράσιτα και οι ασθένειες των καλλιεργειών. Τέλος κατά το τρίτο στάδιο όταν οι γεωργικές πρακτικές βελτιωθούν παρατηρείται αποκατάσταση των αποθεμάτων άνθρακα στο έδαφος, αποκατάσταση του οικοσυστήματος και παράλληλα διατήρηση ή αύξηση της γεωργικής παραγωγής και ονομάζεται στάδιο «αποκατάστασης».



**Σχήμα 1.** Μείωση της οργανικής ουσίας και απώλεια των λειτουργιών του οικοσυστήματος ως αποτέλεσμα της γεωργικής παραγωγής στην ανοργανοποίηση των οργανικών θρεπτικών συστατικών πριν την αναπλήρωσή τους (μη αειφορική εκμετάλλευση) (van Noordwijk et al., 2015).

Η καμπύλη που φαίνεται στο σχήμα 1 είναι τυπική για την διαχείριση των εδαφών σε όλες τις κλιματικές ζώνες και σε όλους τους καλλιεργήσιμους τύπους εδαφών. Σε γενικές γραμμές, οι μεταβολές των χρήσεων γης οδηγούν σε απώλεια του οργανικού άνθρακα και μείωση της γονιμότητας του εδάφους σε περιόδους που κυμαίνονται από μερικά χρόνια μέχρι δεκαετίες ή ακόμα και αιώνες (στάδιο I). Ανάλογα με τις τοπικές συνθήκες και την ένταση της χρήσης γης, αυτή η αρχική πτώση ακολουθείται από ένα στάδιο II, το οποίο αποτελείται είτε από μια κατάρρευση ή στην καλύτερη περίπτωση από μία σταθερή κατάσταση με χαμηλή παραγωγικότητα του εδάφους. Αυτό το στάδιο δημιουργεί το έναυσμα για την έναρξη ορθών γεωργικών πρακτικών με στόχο την αύξηση της γονιμότητας του εδάφους. Έτσι, σηματοδοτείται η αρχή ενός τρίτου σταδίου (στάδιο III), το οποίο περιλαμβάνει τη βελτίωση της γονιμότητας του εδάφους για να εφοδιάζει με περισσότερα θρεπτικά στοιχεία τις καλλιέργειες. Στα ανόργανα εδάφη που χρησιμοποιούνται στη φυτική παραγωγή, η αποκατάσταση απαιτεί γενικά μια αλλαγή στις πρακτικές του οργώματος και της διαχείρισης των φυτικών υπολειμμάτων, καθώς και τη διαχείριση τους σε συνδυασμό με την κτηνοτροφία ή και την επιστροφή στην αγροδοασοπονία, και τέλος τη διατήρηση επαρκών επιπέδων θρεπτικών στοιχείων στο έδαφος. Στα λιβάδια, που γενικά ασκείται πίεση από τη βόσκηση είναι απαραίτητο να ανακτηθεί η βλάστηση.

Ενώ η παγκόσμια αποθήκευση του άνθρακα στο έδαφος συνδέεται θετικά με άλλες λειτουργίες του οικοσυστήματος στο στάδιο «αποκατάστασης», το μέγεθος των λειτουργιών που εμπλέκονται διαφέρει σημαντικά μεταξύ των διαφόρων τύπων του εδάφους. Η αυξημένη αποθήκευση άνθρακα για την αντιμετώπιση της κλιματικής αλλαγής, ωστόσο, δεν θα πρέπει να θεωρείται ο κύριος σκοπός για τη βελτίωση της διαχείρισης του οργανικού άνθρακα στο έδαφος, αλλά θα μπορούσε να θεωρηθεί ένα ταυτόχρονο όφελος για τις υπηρεσίες που παρέχουν τα οικοσυστήματα τόσο σε τοπικό επίπεδο όσο και σε επίπεδο λεκάνης απορροής. (van Noordwijk et al., 2015). Η νέα πρόκληση είναι να δημιουργηθούν συστήματα παραγωγής τροφίμων με βάση εναλλακτικές πρακτικές και όχι με βάση την εντατικοποίηση της γεωργίας. Αυτές οι πρακτικές που ονομάζονται «οικολογική εντατικοποίηση» προωθούν την αποτελεσματικότητα στη χρήση των θρεπτικών στοιχείων, μειώνουν την ανάγκη για έλεγχο ασθενειών και παρασίτων, αυξάνουν την αποτελεσματικότητα της χρήσης του νερού, αποκαθιστώντας τη γονιμότητα του εδάφους (Tittonell, 2014). Η οικολογική εντατικοποίηση της γεωργίας έχει ως στόχο να μειώσει την εξάρτηση από εξωτερικές

εισροές, διατηρώντας παράλληλα υψηλά επίπεδα παραγωγικότητας (Tilman et al., 2011).

#### **1.4 Εδαφικός άνθρακας στις μεσογειακές περιοχές**

Στις Μεσογειακές περιοχές, οι ιδιαίτερες κλιματικές συνθήκες όπως το ξηρό ή ημίξηρο κλίμα με περιορισμένες βροχοπτώσεις και οι υψηλές θερμοκρασίες κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού σε συνδυασμό με την εντατική καλλιέργεια του εδάφους, τις μη ορθές γεωργικές πρακτικές καλλιέργειας, την υπερβολική χρήση ανόργανων λιπασμάτων, την βαθιά και συχνή άρωση καθώς και την άρδευση με χαμηλής ποιότητας νερό προκαλούν μείωση της οργανικής ουσίας και της γονιμότητας του εδάφους και υποβάθμιση των εδαφικών του ιδιοτήτων αυξάνοντας τον κίνδυνο εδαφικής διάβρωσης και ερημοποίησης. (Achiba et al., 2010; Kammoun Rigane and Medhioub, 2011; Montanaro et al., 2010). Ακόμα και η ελαφριά κατεργασία του εδάφους μειώνει την περιεκτικότητα του σε οργανικό άνθρακα και άζωτο, καταστρέφει την εδαφική δομή και ενισχύει τον κίνδυνο διάβρωσης (Castro et al., 2008). Η αντικατάσταση του οργώματος με τη χρήση ζιζανιοκτόνων σε δενδρώδεις καλλιέργειες ως μια πρακτική καλλιέργειας έχει σαν αποτέλεσμα την απογύμνωση των εδαφών η οποία οδηγεί σε εκτεταμένη απορροή και εδαφική διάβρωση ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια του χειμώνα λόγω των έντονων βροχοπτώσεων καθώς και ρύπανση των επιφανειακών υδάτων από τα ζιζανιοκτόνα τα οποία αποτελούν ιδιαίτερα τοξικές και επικίνδυνες ουσίες για το περιβάλλον (Alcántara et al., 2011). Λόγω των συμβατικών πρακτικών καλλιέργειας, σε μεσογειακές περιοχές παρατηρήθηκε μείωση του οργανικού άνθρακα πάνω από 50% σε εδάφη, συγκρινόμενα με γειτονικά εδάφη που επικρατούσε η φυσική βλάστηση (Alvarez et al., 2007). Η προσθήκη οργανικού άνθρακα στα μεσογειακά εδάφη είναι απαραίτητη λόγω των ιδιαίτερων εδαφοκλιματικών συνθηκών.

#### **1.5. Καλλιέργεια σταμναγκαθιού**

Η συστηματική καλλιέργεια του σταμναγκαθιού ξεκίνησε από την περιοχή της Κισσάμου Χανίων στις αρχές της δεκαετίας του 1990 για να καλυφθεί η αυξανόμενη ζήτηση του από τους καταναλωτές, οι οποίοι σταδιακά επιστρέφουν στο μοντέλο της μεσογειακής διατροφής, και επεκτάθηκε σε ολόκληρη την Ελλάδα, καθώς παρέχει ένα ικανοποιητικό εισόδημα στους παραγωγούς. Το σταμναγκάθι καλλιεργείται κυρίως σε παράκτιες περιοχές και σε αμμώδη εδάφη. Οι περιοχές αυτές προτιμούνται

λόγω του ταχύτερου ρυθμού ανάπτυξης και της πρωίμισης του φυτού. Όμως τα αμμώδη εδάφη είναι φτωχά σε οργανική ουσία, έχουν χαμηλή γονιμότητα και μικρό ολικό πορώδες με αποτέλεσμα να μη συγκρατούν επαρκείς ποσότητες νερού και θρεπτικών στοιχείων (Weber et al., 2007). Η υπαίθρια καλλιέργεια σταμναγκαθίου σε αμμώδη εδάφη, λόγω της φύσης των εδαφών αλλά κυρίως και των μη ορθών γεωργικών πρακτικών που ακολουθούνται από τους παραγωγούς, όπως η υπεράρδευση και η υπερλίπανση κυρίως με αζωτούχα λιπάσματα, αντιμετωπίζει αρκετά προβλήματα. Οι συχνές αρδεύσεις που δέχεται το σταμναγκάθι με καταιονισμό οδηγούν σε αυξημένη υγρασία στην περιοχή των φύλλων του φυτού με αποτέλεσμα την προσβολή του από διάφορες μυκητολογικές ασθένειες. Οι παραγωγοί προκειμένου να αντιμετωπίσουν τις ασθένειες αυτές, χρησιμοποιούν διάφορα προϊόντα φυτοπροστασίας (κυρίως μυκητοκτόνα), τα οποία μπορεί να είναι επικίνδυνα για την υγεία του καταναλωτή. Επίσης η υπεράρδευση σε αμμώδη εδάφη επιφέρει επιπλέον έκπλυση θρεπτικών συστατικών. Αυτό οδηγεί σε υπερβολική χρήση αζωτούχων λιπασμάτων καθώς και σε συχνή χρήση διαφυλλικών λιπασμάτων. Η υπερβολική αζωτούχος λίπανση στα λαχανικά δημιουργεί υδαρούς φυτικούς ιστούς, ευπρόσβλητους από μυκητολογικές ασθένειες και με χαμηλό χρόνο συντήρησης μετά τη συγκομιδή (Marschner, 2012). Η αύξηση της οργανικής ουσίας στα αμμώδη εδάφη με στόχο την βελτίωση της δομής και της γονιμότητας τους θα μπορούσε να επιτευχθεί με την προσθήκη κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα ως εδαφοβελτιωτικό.



## Σκοπός της εργασίας

Ανατρέχοντας στη διεθνή βιβλιογραφία διαπιστώθηκε ότι το *Cichorium spinosum* L. (σταμναγκάθι) δεν έχει μελετηθεί ιδιαίτερα και συγκεκριμένα δεν έχουν μελετηθεί η ανάπτυξη του στο έδαφος, η απόκριση του στην εδαφική γονιμότητα καθώς και η πρόσληψη βαρέων μετάλλων από τους ιστούς του. Επίσης δεν υπάρχουν βιβλιογραφικές αναφορές για την χρήση του κομπόστ ΑΣΑ ως εδαφοβελτιωτικό, σε λαχανοφύτα είδη, όπως είναι το σταμναγκάθι, τα οποία χαρακτηρίζονται από γρήγορη ανάπτυξη και σύντομο βιολογικό κύκλο. Επιπλέον δεν υπάρχουν δημοσιεύσεις που να μελετούν την επίδραση του εδαφικού τύπου ή του κομπόστ ΑΣΑ, στον αποικισμό του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες. Παράλληλα δεν έχει διερευνηθεί η συμπεριφορά, η βιοδιαθεσιμότητα και η βιοσυσσώρευση βαρέων μετάλλων σε φυτά που αναπτύσσονται με προσθήκη κομπόστ ως εδαφοβελτιωτικό που περιέχει οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων σύμφωνα με την Ελληνική Νομοθεσία. Μια ακόμα πρωτότυπη περιοχή έρευνας για τα διεθνή επιστημονικά δεδομένα είναι η μελέτη της επίδρασης του τύπου εδάφους και της προσθήκης κομπόστ ΑΣΑ στην ανάπτυξη, στη θρέψη, στην προσρόφηση βαρέων μετάλλων καθώς και στον αποικισμό των μυκορριζών σε διαφορετικούς πληθυσμούς αυτοφών φυτών σταμναγκαθίου με φαινοτυπικές διαφορές, με απώτερο σκοπό τη βελτίωση των καλλιεργούμενων πληθυσμών.

Οι κύριοι στόχοι της παρούσας διδακτορικής διατριβής είναι να μελετηθούν:

- η ανάπτυξη του σταμναγκαθίου σε διαφορετικούς τύπους εδάφους καθώς και η επίδραση του κομπόστ ΑΣΑ ως εδαφοβελτιωτικό στην καλλιέργεια σταμναγκαθίου.
- η επίδραση των οριακών συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων του κομπόστ (σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία) στο σύστημα έδαφος – σταμναγκάθι.
- η επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ ΑΣΑ σε σπορόφυτα από διαφορετικούς πληθυσμούς σταμναγκαθίου με φαινοτυπικές διαφορές, κάτω από τις ίδιες συνθήκες ανάπτυξης.
- η επίδραση του τύπου εδάφους, του κομπόστ ΑΣΑ και του πληθυσμού στον αποικισμό του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες.

Για να διερευνηθούν όλα τα παραπάνω καταστρώθηκαν δύο κύρια πειράματα πεδίου καθώς και πείραμα προσρόφησης βαρέων μετάλλων στο κομπόστ. Στο πρώτο πείραμα πεδίου αναπτύχθηκαν φυτά σταμναγκαθίου σε δύο ακραίους εδαφικούς

τύπους με προσθήκη διαφόρων επιπέδων κομπόστ, καθώς και επιβαρυνμένου κομπόστ με βαρέα μέταλλα στα ανώτατα επιτρεπόμενα όρια σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία. Στο πείραμα αυτό μελετήθηκαν η επίδραση της προσθήκης του κομπόστ στις φυσικοχημικές ιδιότητες και στη γονιμότητα των εδαφών, στη διαθεσιμότητα του αζώτου στο έδαφος, στη βιοδιαθεσιμότητα και στη συσσώρευση των βαρέων μετάλλων στο σύστημα έδαφος- φυτό, στην ανάπτυξη και θρέψη του φυτού καθώς και ο αποικισμός μυκορριζών στο ριζικό σύστημα του φυτού. Στο δεύτερο πείραμα πεδίου αναπτύχθηκαν σπορόφυτα από διαφορετικούς πληθυσμούς σταμναγκαθίου, με φαινοτυπική παραλλακτικότητα για να προσδιοριστεί εάν οι φαινοτυπικές διαφορές που εμφανίζονται σε ένα φυσικό περιβάλλον, είναι σταθερά κληρονομούμενα χαρακτηριστικά που συνεχίζουν να εκφράζονται και υπό τις ίδιες συνθήκες καλλιέργειας. Επιπλέον για τους πληθυσμούς αυτούς μελετήθηκε η επίδραση του εδαφικού τύπου και του κομπόστ ως εδαφοβελτιωτικό, στην θρέψη, στην παραγωγή και στον αποικισμό των φυτών με μυκόρριζες. Επίσης πραγματοποιήθηκαν πειράματα προσρόφησης βαρέων μετάλλων στο κομπόστ για να μελετηθεί η συμπεριφορά και η κινητικότητα των βαρέων μετάλλων στο σύστημα έδαφος- κομπόστ- φυτό.

**ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2<sup>ο</sup>**  
**ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΤΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑΣ**

## 2.1 Σταμναγκάθι (*Cichorium spinosum* L.)

### 2.1.1 Γενικά

Το σταμναγκάθι ανήκει σε μια κατηγορία φυτών που ονομάζονται λαχανευόμενα φυτικά είδη. Τα λαχανευόμενα φυτικά είδη, είναι φυτά που αυτοφύονται στην ελληνική επικράτεια και συλλέγονται για να χρησιμοποιηθούν στην ανθρώπινη διατροφή. Εκτός από το σταμναγκάθι, άλλα λαχανευόμενα φυτικά είδη είναι το ραδίκι, ο ζοχός, η γαλατσίδα, η αλμύρα, ο ταραξάκος, ο ασκόλυμπος κλπ. Η καλλιέργεια των λαχανευόμενων φυτικών ειδών είναι ιδιαίτερα δημοφιλής τα τελευταία χρόνια στην Ελλάδα, καθώς εκτός της υψηλής διατροφικής τους αξίας και της αυξανόμενης ζήτησης τους από τους καταναλωτές, προσαρμόζονται εύκολα σε αντίξοες εδαφικές συνθήκες όπως σε εδάφη με υψηλό pH, αυξημένη αλατότητα, κακή στράγγιση κτλ., οριακά και υποβαθμισμένα εδάφη, στα οποία δεν θα μπορούσαν να αναπτυχθούν άλλες μη ανθεκτικές καλλιέργειες. Λόγω της εύκολης προσαρμογής τους σε ακραίες εδαφοκλιματικές συνθήκες καθώς και της φυσικής τους ανθεκτικότητας σε προσβολές εχθρών και ασθενειών αλλά και του ανταγωνισμού που αναπτύσσουν με τα ζιζάνια είναι κατάλληλα για αειφορική γεωργία και για αξιοποίηση οριακών εδαφών (Ακουμιανάκης, 2008).

Τα λαχανευόμενα φυτά αποτελούν παραδοσιακά μέρος της μεσογειακής διατροφής, η οποία έχει αναγνωριστεί κατά τις τελευταίες δεκαετίες ότι συμβάλλει στη διατήρηση της καλής υγείας και στη πρόληψη σοβαρών χρόνιων ασθενειών (Kafatos *et al.*, 2000; Psaroudaki *et al.*, 2012). Η σπουδαία διατροφική αξία των λαχανευόμενων φυτών οφείλεται κυρίως στο γεγονός ότι περιέχουν Ω3 λιπαρά οξέα και αντιοξειδωτικά (Psaroudaki *et al.*, 2012; Simopoulos 2004; Vardavas *et al.*, 2006). Το σταμναγκάθι αποτελεί ένα από τα δημοφιλέστερα λαχανευόμενα φυτά στις προτιμήσεις των καταναλωτών τόσο λόγω της υψηλής διατροφικής του αξίας όσο και λόγω της ιδιαίτερης γεύσης του. Το υπέργειο τμήμα του σταμναγκαθιού αποτελεί το εδώδιμο τμήμα του φυτού. Σύμφωνα με διάφορες μελέτες, το σταμναγκάθι είναι πλούσιο σε αντιοξειδωτικά όπως ασκορβικό οξύ, β-καροτένιο, τοκοφερόλες, γλουταθειόνη, ολικές φαινόλες, Ω3 λιπαρά οξέα, κουμαρίνες, τριτερπενοειδή, στεροειδή και σесκιτερπενοειδείς λακτόνες. Επίσης, περιέχει αξιόλογες ποσότητες μεταλλικών στοιχείων όπως ασβέστιο, σίδηρο, ψευδάργυρο, μαγνήσιο και κάλιο (Melliou *et al.*, 2003; Michalska and Kisiel 2007; Simopoulos 2004; Vardavas *et al.*, 2006; Zeghichi *et al.*, 2003). Τέλος, αξίζει να σημειωθεί ότι οι ευεργετικές ιδιότητες του φυτού στον

ανθρώπινο οργανισμό ήταν γνωστές από την αρχαιότητα. Ο Διοσκουρίδης το αναφέρει ως φαρμακευτικό για πολλές παθήσεις και ιδιαίτερα ως αντισηπτικό και αντιρρευματικό (Ολύμπιος, 2015).

### 2.1.2 Βοτανικοί χαρακτήρες, μορφολογικά και φυσιολογικά χαρακτηριστικά

Το σταμναγκάθι (*Cichorium spinosum* L.) είναι ένα πολυετές φυτό (σχήμα 2) της οικογένειας Asteraceae (Compositae) και αυτοφύεται σε μεσογειακές περιοχές όπως στην Ελλάδα, στην Ιταλία, στη Μάλτα, στην Ισπανία, στην Κύπρο, στη Τουρκία και στην Λιβύη (Καββάδας, 1956; Kiers, 2000a; Abusaief et al., 2013; Melliou et al., 2003; Zeghichi et al., 2003). Συμπεριλαμβάνεται στη φρυγανώδη χλωρίδα της Μεσογείου (Pielsing and Turland, 2005).



Σχήμα 2. Γραφική αναπαράσταση μορφολογικών χαρακτηριστικών του σταμναγκαθιού (Καββάδας, 1956).

Το γένος *Cichorium* περιλαμβάνει έξι είδη. Το *C. spinosum* και το *C. bottae* είναι τα εύκολα αναγνωρίσιμα είδη του γένους *Cichorium*, τα οποία αναγνωρίζονται με βάση τα μορφολογικά τους χαρακτηριστικά, σε αντίθεση με τα υπόλοιπα είδη τα οποία είναι τα *C. intybus*, *C. endivia*, *C. pumilum* και *C. calvum* και τα οποία είναι δύσκολο να διακριθούν λόγω της υψηλής παραλλακτικότητας εντός του είδους που εμποδίζει τη διάκριση μεταξύ των ειδών του ίδιου γένους (Kiers et al., 2000b). Στην Ελλάδα

απαντούν ως αυτοφυή μονάχα τα τέσσερα είδη, τα οποία είναι τα *C. spinosum*, *C. intybus*, *C. endivia* και *C. pumilum* (Καββάδας, 1956).

Το ριζικό σύστημα του σταμναγκαθιού αποτελείται από μια κύρια πασσαλώδη λεπτή ρίζα, με γαλακτώδη χυμό και είναι βαθύρριζο (Kiers, 2000a). Τα φύλλα φύονται παράρριζα, κοντά στη βάση του στελέχους, υπό μορφή ροζέτας και έχουν μήκος 5-14 cm και πλάτος 0,5-1,0 cm κοντά στη βάση και μικραίνουν προς τα πάνω. Τα φύλλα είναι σαρκώδη και απλά, σχήματος λυριοειδούς πτεροσχιδή ή κολπωτά, οδοντωτά και γραμμοειδή. Ο βλαστός του είναι λείος αυλακωτός, ύψους από 20 έως 40cm πολύκλαδος με πολλές ακανθωτές διακλαδώσεις. Τα άνθη αποτελούνται από ανθίδια χρώματος μπλε-μωβ σε ανθοταξία κεφάλια που φύονται συνήθως χωρίς ποδίσκο στις μασχάλες ή στα άκρα των διακλαδώσεων του βλαστού. Τα άνθη είναι ερμαφρόδιτα μη αυτογονιμοποιούμενα (self-incompatible) (Kiers, 1999). Η εποχή άνθησης είναι από Μάιο – Ιούνιο για τις παραλιακές περιοχές και μέχρι Οκτώβριο για τις ορεινές περιοχές. Τα κεφάλια είναι μικρά με στενό κυλινδρικό περίβλημα και φέρουν 5 έως 7 ανθίδια. Τα κεφάλια του σταμναγκαθιού φέρουν μόνο γλωσσοειδή ανθίδια. Πολλές από τις διακλαδώσεις χάνουν το ανώριμο ακραίο κεφάλιο του άνθους και διαμορφώνουν αγκάθι. Τα κεφάλια φέρουν εξωτερικά και εσωτερικά φυλλάρια και τα εξωτερικά φυλλάρια έχουν το μισό μήκος από τα εσωτερικά. Ο καρπός του είναι αχαίνιο, σχήματος κυλινδρικού γωνιώδους, μήκους 1,5-2,5 mm και πλάτους 0,7-1,3 mm. Φέρουν πάππο έως 0,4 mm (Καββάδας, 1956; Kiers, 2000a). Στην εικόνα 1 απεικονίζονται η ροζέτα και η ταξιανθία του σταμναγκαθιού.



Εικόνα 1. α) ροζέτα σταμναγκαθιού στο στάδιο συγκομιδής και β) ταξιανθία κεφάλιο

### **2.1.3 Οικότοποι σταμναγκαθιού στον Ν. Χανίων**

Σύμφωνα με τον Κάββαδα (1956), το σταμναγκαθί στην Ελλάδα φύεται σε παραθαλάσσιες περιοχές της Στερεάς Ελλάδας της Πελοποννήσου, των Κυκλάδων και της Κρήτης και είναι γνωστό κατά τόπους με διάφορα ονόματα εκτός από σταμναγκαθί όπως αλιφός, ραδίκι της θάλασσας, ραδικαστοιβιά και γιαλοράδικο. Όμως σύμφωνα με τον Kiers (2000a), ως αυτοφυές φυτό συναντάται τόσο κοντά στη θάλασσα πάνω σε βράχια ή στην παραλιακή άμμο όσο και σε οροπέδια με υψόμετρο μέχρι τα 2100 μέτρα.

Στον νομό Χανίων φύεται σε διάφορους οικότοπους που χωρίζονται σε δύο κατηγορίες, με βάση τις εδαφοκλιματικές τους συνθήκες, στους παραθαλάσσιους και στους ορεινούς. Σε παραθαλάσσιες περιοχές απαντάται κυρίως στο ακρωτήριο Γραμβούσας, στον Κεφαλά Αποκορώνου, στον Σταυρό Ακρωτηρίου και στον Γραμμένο (Παλαιόχωρα), σε αμμώδη ή βραχώδη εδάφη. Σε αυτές τις περιοχές επικρατεί ήπιο παραθαλάσσιο κλίμα. Οι κύριοι ορεινοί οικότοποι του σταμναγκαθιού στο νομό Χανίων είναι το οροπέδιο του Ομαλού και το οροπέδιο του Ασκύφου, περιοχές με μεγάλα υψόμετρα που επικρατούν χαμηλές θερμοκρασίες και υψηλές βροχοπτώσεις καθώς και χιονοπτώσεις κατά την χειμερινή περίοδο.

Τα φυτά σταμναγκαθιού μεταξύ των παραλιακών και των ορεινών οικοτόπων εμφανίζουν φαινοτυπική παραλλακτικότητα, κυρίως λόγω διαφορών μεταξύ των πληθυσμών σε κύρια μορφολογικά και φυσιολογικά χαρακτηριστικά τους. Οι κυριότερες φαινοτυπικές διαφορές μεταξύ των παραθαλασσίων και ορεινών πληθυσμών σταμναγκαθιού αφορούν κυρίως διαφορές στην ανάπτυξη τους, στο τελικό μέγεθος της ροζέτας, στο βάρος του υπέργειου τμήματος, στο μέγεθος του αγκαθωτού βλαστού, στον κορεσμό του χρώματος των φύλλων, στο μέγεθος και στη μορφολογία της ρίζας, καθώς και στην περίοδο βλάστησης και άνθησης.

Χαρακτηριστική είναι η φαινοτυπική παραλλακτικότητα που εμφανίζουν οι οικότυποι Γραμβούσας και Ομαλού. Οι πληθυσμοί της Γραμβούσας έχουν μικρότερη διάμετρο ροζέτας, μικρότερο βάρος και μικρότερο μέγεθος αγκαθωτού βλαστού. Συγκεκριμένα, η διάμετρος της ροζέτας στους πληθυσμούς της Γραμβούσας κυμαίνεται από 3- 6,5cm ενώ του Ομαλού από 4,5 έως 13cm. Η ρίζα έχει επίσης μικρότερο μέγεθος και δεν φέρει αρκετά λεπτά πλευρικά ριζικά τριχίδια. Η βλαστική περίοδος του οικότυπου Γραμβούσας είναι από Οκτώβριο (μετά τα πρωτοβρόχια) έως το τέλος Απριλίου και η περίοδος άνθησης του τον Μάιο, ενώ ο οικότυπος του Ομαλού διανύει δύο βλαστικές περιόδους κατά τη διάρκεια του έτους, μια βλαστική

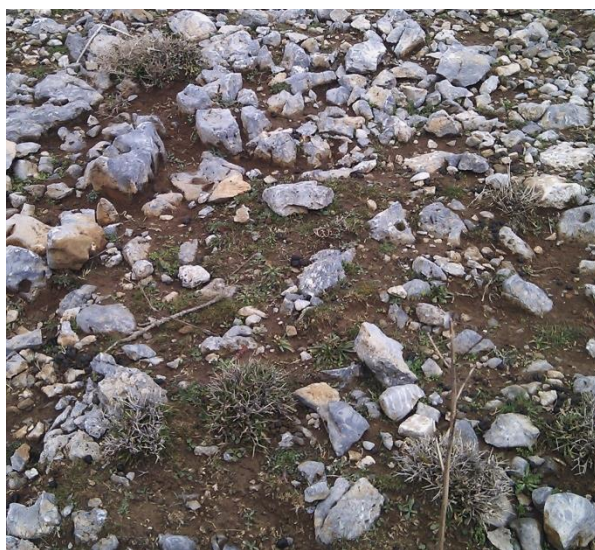
περίοδο από Οκτώβριο έως Δεκέμβριο, κατόπιν λόγω των πολύ χαμηλών θερμοκρασιών και των χιονοπτώσεων που επικρατούν στο οροπέδιο, αναστέλλεται η ανάπτυξη των φυτών και συνεχίζει από τέλη Μαρτίου έως τέλη Ιουνίου και η περίοδος ανθοφορίας τους είναι κατά τον Ιούλιο. Οι περίοδοι αυτές μπορεί να διαφέρουν από χρονιά σε χρονιά και είναι συνάρτηση των κλιματολογικών συνθηκών των περιοχών. Επίσης, οι πληθυσμοί του Ομαλού έχουν μεγαλύτερη ζωνρότητα και τα φύλλα τους είναι πιο σκουρόχρωμα. Αξιοσημείωτο είναι ότι παρατηρούνται φαινοτυπικές διαφορές και εντός των πληθυσμών του Ομαλού. Τα φυτά που φύονται σε εδάφη πιο γόνιμα (λιγότερο πετρώδη) και με περισσότερη οργανική ουσία (κοπριά λόγω βόσκησης αιγοπροβάτων) παρουσιάζουν μεγαλύτερη ανάπτυξη σε σύγκριση με φυτά που αναπτύσσονται σε λιγότερο γόνιμα εδάφη (Papafilippaki and Nikolaidis, in preparation).

Το σταμναγκάθι καλλιεργείται συστηματικά σε παραλιακές περιοχές της Κισσάμου (Γαμβούσα, Φαλάσσαρνα, Μεσόγεια κτλ.) σε συνολική έκταση περίπου 700 στρεμμάτων και αρδεύεται με καταιονισμό. Η σπορά του πραγματοποιείται τον Αύγουστο και η βλαστική του περίοδος κυμαίνεται από Σεπτέμβριο έως Ιούνιο με ενδιάμεσες όψιμες σπορές, για να καλύψει τις αυξανόμενες ανάγκες της αγοράς. Συνήθως πραγματοποιούνται 3-5 συγκομιδές της υπέργειας βιομάζας κατά τη διάρκεια της καλλιεργητικής περιόδου.



**Εικόνα 2. Αυτοφυή φυτά σταμναγκαθιού στη Γαμβούσα Χανίων (35°31'57''N, 23°36'46''E, Υψόμετρο 5m)**





**Εικόνα 3. Αυτοφυή φυτά σταμναγκαθίου στον Ομαλό Χανίων (35°20'06''N, 23°53'07''E, Υψόμετρο 1085m).**

## **2.2 Μυκόρριζες**

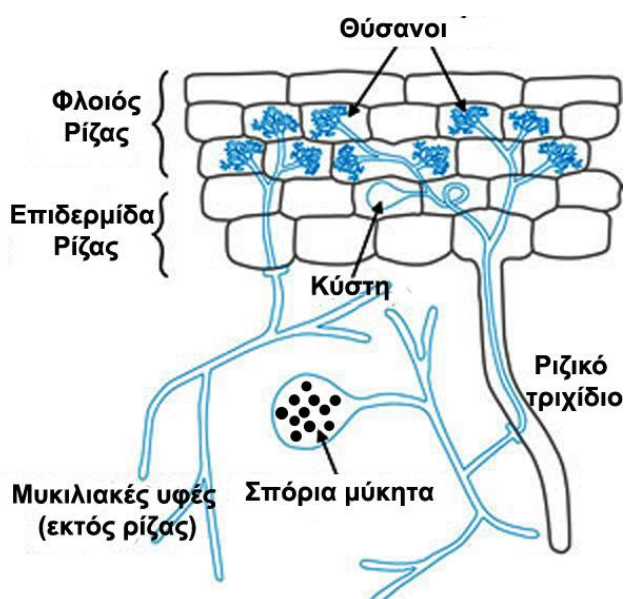
Μυκόρριζα είναι η αμοιβαία συμβίωση μεταξύ φυτών και μυκήτων οι οποίοι αποικίζονται στο ριζικό σύστημα των φυτών (Tate, 2000). Ο όρος μυκόρριζα, παρόλο που αφορά το σύστημα μύκητα – ρίζα φυτού συνήθως χρησιμοποιείται μονάχα για τον μύκητα που αποικίζει την ρίζα του φυτού. Οι πηγές πολλαπλασιαστικού υλικού για τις μυκόρριζες σε ένα έδαφος είναι τα σπόρια, οι υφές και τα τμήματα αποικισμένης ρίζας των φυτών. Η πυκνότητα των σπορίων στο έδαφος παίζει σημαντικό ρόλο για τον αποικισμό των φυτών με μυκόρριζες αλλά ταυτόχρονα σημαντικό ρόλο έχουν και άλλοι παράγοντες όπως η ικανότητα των ίδιων των μυκορριζών να πολλαπλασιάζονται, το είδος του φυτού ξενιστή που θα εγκατασταθεί στο έδαφος και το εδαφικό περιβάλλον, δηλαδή η θερμοκρασία, η υγρασία, η συμπίεση του εδάφους κτλ (Smith and Read, 2008). Οι μυκόρριζες παραμένουν στο έδαφος ακόμα και όταν για κάποιο χρονικό διάστημα δεν υπάρχουν σε αυτό φυτά. Οι μυκόρριζες μπορούν να επιβιώσουν σε ξηρά ή και παγωμένα εδάφη και να παίξουν σημαντικό ρόλο στον αποικισμό φυτών νέας γενιάς. Η παρουσία οργανικού άνθρακα στο έδαφος είναι απαραίτητη για την επιβίωση και την εξάπλωση των μυκορριζών προκειμένου να αποικίσουν νέες γενιές φυτών (Olsson et al., 2000).

Οι μυκόρριζες διακρίνονται σε εκτομυκόρριζες (ectomycorrhizae), ενδομυκόρριζες (endomycorrhizae) και εκτενδομυκόρριζες (ectendomycorrhizae). Στις εκτομυκόρριζες, ο μύκητας σχηματίζει ένα επιθήλιο γύρω από τη ρίζα και οι υφές εισέρχονται μεταξύ των κυττάρων στο παρέγχυμα. Οι εκτομυκόρριζες απαντώνται

κυρίως σε φυτικά είδη που ανήκουν στις οικογένειες Pinaceae, Salicaceae, Betulaceae και Fugaceae. Οι ξενιστές τους είναι κυρίως δασικά δένδρα και θάμνοι. Οι περισσότεροι από τους μύκητες που δίνουν εκτομυκόρριζες είναι βασιδιομύκητες.

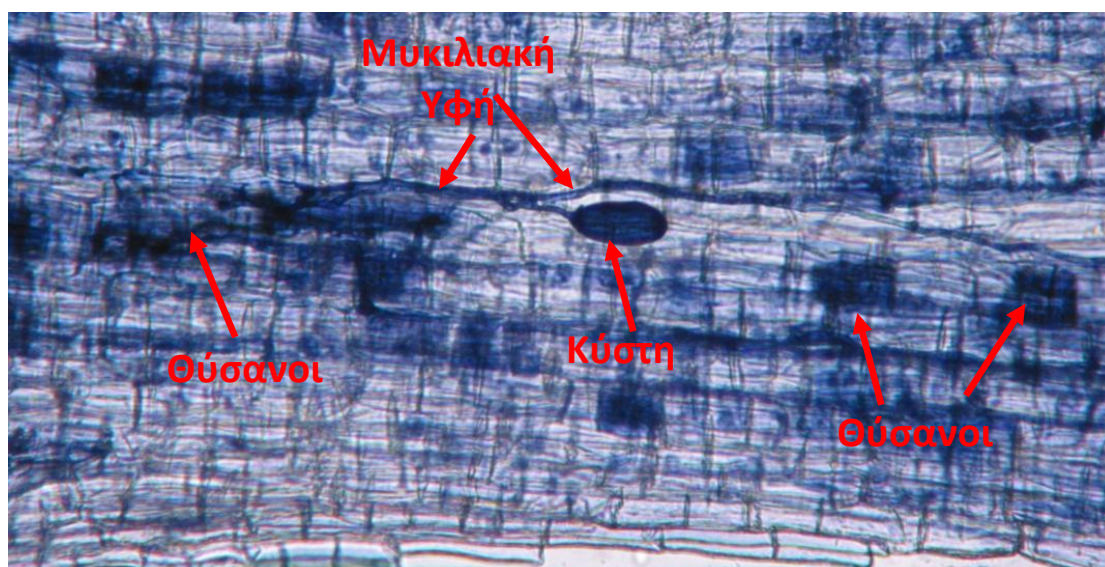
Οι εκτενδομυκόρριζες έχουν κοινά χαρακτηριστικά με τις εκτομυκόρριζες με την διαφορά ότι φέρουν μυκηλιακές υφές εντός των κυττάρων. Οι ξενιστές τους είναι κυρίως κωνοφόρα δένδρα (Tate, 2000).

Στις ενδομυκόρριζες, οι μύκητες διεισδύουν στα κύτταρα του φλοιού της ρίζας. Οι ενδομυκόρριζες απαντώνται κυρίως στα βρυόφυτα, στα περιδόφυτα, στα γυμνόσπερμα, στα σπερματόφυτα και στα αγγειόσπερμα. Ο πιο διαδεδομένος τύπος ενδομυκορριζών είναι οι θυσανώδεις μυκόρριζες (arbuscular mycorrhizae) και ανήκουν στο φύλο Glomeromycota. Η ονομασία τους προέκυψε από τις χαρακτηριστικές δομές που σχηματίζουν μέσα στα κύτταρα του φλοιού της ρίζας, τους θύσανους. Οι θύσανοι είναι οι δομές μέσω των οποίων ο μύκητας προσλαμβάνει υδατάνθρακες από το φυτό ξενιστή και σε αντάλλαγμα παρέχει προς το φυτό ανόργανα θρεπτικά στοιχεία όπως ο φώσφορος (P), άζωτο (N), κλπ. Σε ορισμένες περιπτώσεις, μέσα στη ρίζα οι μύκητες δημιουργούν κύστες (versicles), οι οποίες λειτουργούν σαν αποθηκευτικά όργανα του μύκητα (Moore et al., 2011; Smith and Read, 2008; Tate, 2000). Στο σχήμα 3 απεικονίζεται η δομή της θυσανώδους μυκόρριζας, ενώ στην εικόνα 4 απεικονίζεται η μυκόρριζα του σταμναγκαθιού και συγκεκριμένα φαίνονται εσωτερικές υφές, θύσανοι και κύστη του μύκητα καθώς και τα κύτταρα της ρίζας του σταμναγκαθιού.



Σχήμα 3. Απεικόνιση της δομής της θυσανώδους μυκόρριζας (Moore et al., 2011)

Στα φυσικά οικοσυστήματα, τα φυτά συνήθως αναπτύσσουν στενή επαφή με τους μικροοργανισμούς της ριζόσφαιρας, μεταξύ των οποίων είναι και οι θυσανώδεις μυκόρριζες. Πάνω από το 80% των χερσαίων ανώτερων φυτών μπορούν να σχηματίσουν θυσανώδεις μυκόρριζες (Smith and Read, 2008). Επίσης μυκόρριζες μπορούν να σχηματίζονται ακόμα και στα υδρόβια φυτά (Khan, 2005).



**Εικόνα 4. Ρίζα σταμναγκαθιού με μυκόρριζες (μεγέθυνση 100X)**

Τα οφέλη της συμβίωσης των φυτών με τις θυσανώδεις μυκόρριζες είναι πολύ σημαντικά τόσο για τα φυτά ξενιστές όσο και για την περιοχή της ριζόσφαιρας. Οι μυκόρριζες αυξάνουν την πρόσληψη θρεπτικών στοιχείων από τα φυτά όπως P, N, Ca, K, Zn και Cu (Marschner and Dell, 1994; Smith and Read, 2008). Ιδιαίτερα σημαντικός είναι ο ρόλος τους στην πρόσληψη P σε άγονα εδάφη χαμηλής περιεκτικότητας σε διαθέσιμο P ή σε εδάφη που ο P βρίσκεται σε δυσδιάλυτες μορφές και δεν μπορεί εύκολα να προσροφηθεί από τα φυτά. Οι εξωτερικές μυκηλιακές υφές των θυσανωδών μυκορριζών μπορούν ευκολότερα σε σχέση με τα ριζικά τριχίδια να διεισδύσουν στους λεπτούς πόρους του εδάφους και να ενισχύσουν την πρόσληψη και μεταφορά του P και του νερού (Marulanda et al., 2003; Khalvati et al., 2005). Επίσης, οι θυσανώδεις μυκόρριζες βοηθούν τα φυτά να προσλαμβάνουν νερό από το έδαφος και αυξάνουν την ανθεκτικότητά τους σε περιόδους ξηρασίας (Li et al., 2014). Οι θυσανώδεις μυκόρριζες, παράλληλα, προστατεύουν τα φυτά από παθογόνους μικροοργανισμούς είτε παράγοντας αντιβιοτικά είτε σχηματίζοντας ένα προστατευτικό πλέγμα υφών γύρω από τις ρίζες των φυτών (Matthews και Clay 2001;



Singh et al., 2013). Ακόμα, διάφορες μελέτες έχουν δείξει ότι η συμβίωση με τις μυκόρριζες παίζει σημαντικό ρόλο στην ανθεκτικότητα των φυτών σε υψηλές συγκεντρώσεις τοξικών στοιχείων και βαρέων μετάλλων στο έδαφος, όπως As, Cd, Cu, Cr κλπ (Chen et al., 2007a; Chen et al., 2007b; Chen et al., 2005; Davies et al., 2001; Wu et al., 2014). Συγκεκριμένα, οι μυκόρριζες επηρεάζουν σε μεγάλο βαθμό την πρόσληψη βαρέων μετάλλων από τα φυτά. Υπάρχουν είδη μυκορριζών που ευνοούν και αυξάνουν την πρόσληψη των βαρέων μετάλλων από τα φυτά, ενώ άλλα είδη μυκορριζών εμποδίζουν και μειώνουν την πρόσληψη τους καθώς και άλλα που δεν την επηρεάζουν (Hassan et al., 2013).

Επιπλέον, οι μυκόρριζες παίζουν σημαντικό ρόλο στη διατήρηση της βιοποικιλότητας και της σταθερότητας του οικοσυστήματος (Wu et al., 2016), βελτιώνουν τη δομή του εδάφους σταθεροποιώντας τα συσσωματώματα στην περιοχή της ριζόσφαιρας (Rillig and Steinberg, 2002) και συμβάλλουν στην αποσάθρωση των μητρικών πετρωμάτων (Hoffland et al., 2004).

## **2.3 Κομπόστ ΑΣΑ**

### **2.3.1 Γενικά**

Η ποιότητα του εδάφους συνδέεται στενά με την περιεκτικότητα του σε οργανική ουσία (Kammoun Rigane and Medhioub, 2011). Όπως αναφέρθηκε εκτενώς στην εισαγωγή της παρούσας διατριβής, η οργανική ουσία μπορεί να βελτιώσει τις φυσικοχημικές ιδιότητες του εδάφους όπως την δομή του, το πορώδες, την συγκράτηση υγρασίας καθώς και να εμπλουτίσει το έδαφος με θρεπτικά στοιχεία. Η προσθήκη οργανικών εδαφοβελτιωτικών (ζωικής κοπριάς και διαφόρων οργανικών αποβλήτων, όπως κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα και γεωργικά και δασικά υπολείμματα) έχει σαν αποτέλεσμα την αύξηση της περιεκτικότητας του εδάφους σε οργανική ουσία (Papafilippaki et al., 2015; Giannakis et al., 2014; Gil et al., 2008; Hemmat et al., 2010; Kammoun Rigane and Medhioub, 2011).

Λόγω του υψηλού κόστους των ζωικών κοπριών και των εδαφοβελτιωτικών του εμπορίου τα τελευταία χρόνια έχουν γίνει αρκετές ερευνητικές μελέτες για τη χρήση του κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα (ΑΣΑ) στη γεωργία και ιδιαίτερα σε κηπευτικές καλλιέργειες και σε φυτά μεγάλης καλλιέργειας (Fagnano et al., 2011; Giannakis et al., 2014; Lakhdar et al., 2012; Perez et al., 2007; Mbarki et al., 2008; Warman et al., 2009). Η διαχείριση των στερεών αποβλήτων θεωρείται συμφέρουσα περιβαλλοντικά, αλλά και μακροχρόνια οικονομικά λύση, λόγω του ότι τα συστατικά

τους αντί να επιβαρύνουν το περιβάλλον επανέρχονται στους παραγωγικούς κύκλους με όφελος την μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων και την εξοικονόμηση φυσικών πόρων. Το κομπόστ ΑΣΑ είναι υλικό πλούσιο σε οργανική ουσία με υψηλό χουμικό περιεχόμενο και χρησιμοποιείται κυρίως ως οργανικό λίπασμα, εδαφοβελτιωτικό αλλά και ως υπόστρωμα για σπορεία, σε ανάμιξη με άλλα υλικά (Λαζαρίδη et al., 2002; Ribeiro et al., 2000). Παρόλο που το κομπόστ χρησιμοποιείται κυρίως ως εδαφοβελτιωτικό για να αυξήσει τη γονιμότητα των εδαφών, πρόσφατα αρκετές έρευνες έχουν αναδείξει την χρήση του ως υλικό προσρόφησης για την εξυγίανση ρυπασμένων εδαφών και νερών από πλήθος οργανικών και ανόργανων ρυπαντών όπως As, βαρέα μέταλλα (Pb, Cu, Cd, Zn κτλ), φυτοφάρμακα και χρωστικές ουσίες (Anastopoulos and Kyzas, 2015; Paradelo and Barral, 2012). Στην επόμενες παραγράφους περιγράφονται αναλυτικά τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα - πιθανοί κίνδυνοι της χρήσης του κομπόστ στην γεωργία τα οποία επί το πλείστον αφορούν όλα είδη κομπόστ καθώς και τις κοπριές.

### **2.3.2 Τα πλεονεκτήματα της χρήσης του κομπόστ στο έδαφος**

Η χρήση του κομπόστ στη γεωργία είναι αρκετά διαδεδομένη τα τελευταία χρόνια. Τα κυριότερα πλεονεκτήματα της εφαρμογής του κομπόστ στο έδαφος περιγράφονται αναλυτικά παρακάτω και σχηματικά απεικονίζονται στο σχήμα 4.

#### **1.Επίδραση του κομπόστ στον εφοδιασμό των καλλιεργειών με θρεπτικά στοιχεία**

Το κομπόστ μπορεί να αντικαταστήσει μικρό ή ακόμα και μεγάλο τμήμα των χρησιμοποιούμενων χημικών λιπασμάτων στη γεωργία και να μειώσει τις αντίστοιχες επιβαρύνσεις στο περιβάλλον από την παραγωγή και τη χρήση τους. Τα σημαντικότερα οφέλη της κάλυψης των θρεπτικών αναγκών των φυτών από το κομπόστ αφορούν τον φώσφορο όπου σημαντικό μέρος του οποίου μπορεί να καλυφθεί από το κομπόστ ακόμα και σε ποσοστό που φτάνει και το 100%. Αυτό είναι ιδιαίτερα σημαντικό ειδικά για το φώσφορο ο οποίος αντιμετωπίζει αρκετά προβλήματα γιατί κατά πρώτον μειώνονται τα παγκόσμια αποθέματα του (Martínez-Blanco et al., 2013a) και κατά δεύτερον τα φωσφορικά ιόντα στο έδαφος είναι ιδιαίτερα δυσκίνητα επειδή σχηματίζουν αδιάλυτες ενώσεις με αποτέλεσμα οι διαθέσιμες ποσότητες φωσφόρου στα φυτά να είναι περιορισμένες (Holford, 1997). Αναλογικά με την ποσότητα του κομπόστ που χρησιμοποιείται γίνεται εξοικονόμηση θρεπτικών και για τα υπόλοιπα θρεπτικά στοιχεία σε ποσοστά που μπορεί να φτάσει το 60% για το άζωτο και το 75 έως το 100% για το κάλιο (Martínez-Blanco et al.,

2013b). Εκτός από τα μακροστοιχεία, η προσθήκη κομπόστ εφοδιάζει το έδαφος με απαραίτητα ιχνοστοιχεία όπως Cu, Mn, Zn, Fe, B, Mo κτλ (Hargreaves et al., 2008).

## 2. Ενσωμάτωση του άνθρακα στο έδαφος με την προσθήκη κομπόστ

Η ενσωμάτωση του άνθρακα στο έδαφος μπορεί να θεωρηθεί ως η απομάκρυνση του άνθρακα από την ατμόσφαιρα και έτσι επιτυγχάνεται η μείωση των επιπτώσεων στο φαινόμενο του θερμοκηπίου. Η επίδραση του κομπόστ στο θέμα της ενσωμάτωσης άνθρακα στο έδαφος εξαρτάται κυρίως από το είδος του εδάφους, από διάφορες άλλες περιβαλλοντικές παραμέτρους όπως επίσης και από το εξεταζόμενο χρονικό διάστημα. Για ένα μικρό χρονικό ορίζοντα, της τάξης των 3-6 μηνών από την εφαρμογή του κομπόστ, το 40%-70% του άνθρακα παρέμεινε στο έδαφος (Fagnano et al. 2011). Ένας μεγαλύτερος χρονικός ορίζοντας εκτίμησης, της τάξης των 100 ετών έχει μεγαλύτερη σημασία για την Διακυβερνητική Επιτροπή για την Κλιματική Αλλαγή (IPCC) και για την προσέγγιση της Εκτίμησης του Κύκλου Ζωής (LCA) για τα απόβλητα και τη γεωργία όπως αναφέρεται σε διάφορες Ευρωπαϊκές Οδηγίες. Σε αυτόν τον μακροχρόνιο ορίζοντα, εκτιμάται ότι 2% -14% του άνθρακα που εισάγεται με μία μόνο εφαρμογή κομπόστ εξακολουθεί να παραμένει στο έδαφος μετά από 100 έτη (Martínez-Blanco et al., 2013b).

## 3. Επίδραση του κομπόστ στα ζιζάνια, τα έντομα και στις ασθένειες των καλλιεργειών

Η εφαρμογή του κομπόστ στο έδαφος μειώνει τη συχνότητα εμφάνισης ζιζανίων παρασίτων και ασθενειών και έτσι η χρήση ζιζανιοκτόνων και παρασιτοκτόνων μειώνεται ή μπορεί και να αποφευχθεί. Με την αύξηση της βιοποικιλότητας και τη μείωση της χρήσης χημικών αποφεύγεται η ανάπτυξη ανθεκτικότητας με αποτέλεσμα την μείωση της χρήσης περισσότερων και ισχυρότερων προϊόντων φυτοπροστασίας. Τα οφέλη από τον περιορισμό της χρήσης εντομοκτόνων και ζιζανιοκτόνων δεν περιορίζονται μόνο στα άμεσα περιβαλλοντικά οφέλη επειδή δεν επιβαρύνεται με χημικά το περιβάλλον και η υγεία του ανθρώπου, αλλά υπάρχουν και έμμεσα οφέλη που προέρχονται από τη μείωση των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου από την διαδικασία παραγωγής και εφαρμογής των προϊόντων φυτοπροστασίας (Martínez-Blanco et al., 2013a; Martínez-Blanco et al., 2013b).

## 4. Επίδραση στη δομή και στη διάβρωση του εδάφους

Η οργανική ουσία που περιέχει το κομπόστ παίζει καθοριστικό ρόλο στην σταθεροποίηση της δομής του εδάφους, καθώς αυξάνει τη συνοχή των συσσωματωμάτων και ενισχύει τη συνολική υδροφοβία, μειώνοντας έτσι την κατανομή τους (Diacono and Montemurro 2010; Ruehlmann and Körschens 2009).

Γενικά, η προσθήκη κομπόστ αυξάνει σημαντικά τη σταθερότητα του εδάφους μειώνοντας την εδαφική διάβρωση (Pinamonti et al., 1997). Βραχυπρόθεσμα η ενσωμάτωση κομπόστ από βιολογικά απόβλητα στο έδαφος μπορεί να αυξήσει τη συνολική σταθερότητα κατά 41% και να μειώσει την ευκολία θρυμματισμού των συσσωματωμάτων μεταξύ 6,9% και 30% ανάλογα με την αναλογία εφαρμογής του κομπόστ (Martínez-Blanco et al., 2013a). Η διάβρωση του εδάφους συντελεί στη μείωση της παραγωγικότητας του εδάφους και στην απώλεια καλλιεργήσιμης γης.

#### 5. Επίδραση του κομπόστ στην απόδοση των καλλιεργειών

Η εφαρμογή του κομπόστ ΑΣΑ έχει θετικές επιδράσεις στην ανάπτυξη και την απόδοση των περισσότερων καλλιεργειών (Carbonell et al., 2011; Hargreaves et al., 2008; Weber et al., 2014). Αρκετά πειράματα έχουν δείξει ότι η εδαφοβελτίωση με βιολογικά απόβλητα συντελεί σε υψηλότερες αποδόσεις σε σύγκριση με τους μάρτυρες (χωρίς προσθήκη κομπόστ ή λιπάσματος). Η καλύτερη αγρονομική απόδοση του κομπόστ επιτυγχάνεται με υψηλές δοσολογίες και σε υψηλή συχνότητα εφαρμογής, καθώς και από συνδυασμό κομπόστ με ανόργανα λιπάσματα για να επιτευχθεί μια ισορροπημένη παροχή θρεπτικών συστατικών (Amlinger et al. 2003; Diacono and Montemurro 2010). Σε γενικές γραμμές, ο συνδυασμός του κομπόστ με ανόργανα λιπάσματα οδηγεί σε αποδόσεις παρόμοιες με τη συμβατική παραγωγή (Martínez-Blanco et al., 2013a). Όταν το κομπόστ χρησιμοποιείται αυτούσιο στο έδαφος, απαιτούνται επανειλημμένες εφαρμογές μακροπρόθεσμα για να επιτευχθεί μια σταθερή κατάσταση που θα εγγυάται την απόδοση των καλλιεργειών σε επίπεδα παρόμοια με την ανόργανη λίπανση. Γενικά, οι επιδράσεις στην απόδοση των καλλιεργειών εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τα ποσοστά εφαρμογής, τον αριθμό των εφαρμογών στην πάροδο του χρόνου και από την εφαρμογή και τον τρόπο διαχείρισης του εδάφους (Martínez-Blanco et al., 2013b).

#### 6. Βελτίωση της υδατοϊκανότητας των εδαφών

Οι πραγματικές ανάγκες σε νερό της καλλιέργειας δεν επηρεάζονται από την εφαρμογή κομπόστ. Το όφελος από την εφαρμογή κομπόστ είναι από την αύξηση της ικανότητας του εδάφους να συγκρατεί νερό, δηλαδή βροχοπτώσεις και αρδευτικό νερό το οποίο αποθηκεύεται στο έδαφος ως υγρασία του εδάφους. Έτσι επιτυγχάνεται μείωση των αρδευτικών αναγκών και εξοικονόμηση επιφανειακών και υπόγειων υδατικών πόρων. Με την αύξηση της ικανότητας του εδάφους για συγκράτηση νερού μειώνονται επίσης τα περιβαλλοντικά προβλήματα που συνδέονται με την έκλυση των θρεπτικών στοιχείων (Martínez-Blanco et al., 2013b). Το νερό θεωρείται ένας

φυσικός περιβαλλοντικός πόρος, οπότε και η κατανάλωση του ή εξάντληση του πρέπει να περιληφθεί στην εκτίμηση του κύκλου ζωής των φυσικών πόρων (Martínez-Blanco et al., 2013a). Επίσης η αύξηση του πορώδους λόγω της προσθήκης κομπόστ συντελεί στον καλύτερο αερισμό του εδάφους (Pinamonti et al., 1997).

#### 7. Ευκολία κατεργασίας του εδάφους

Η ευκολία κατεργασίας του εδάφους είναι ένα μέτρο του πόσο εύκολο είναι να καλλιεργηθεί ή να οργωθεί το έδαφος. Εξαρτάται από πολλές αλληλένδετες ιδιότητες του εδάφους, όπως η υφή, η περιεχόμενη οργανική ουσία, η δομή, η πυκνότητα και η παρουσία χαλίκων. Οι πρακτικές εντατικής γεωργίας μπορεί να οδηγήσουν σε σημαντικές απώλειες οργανικής ουσίας και αύξηση της φαινομενικής πυκνότητας του εδάφους, συμπίεση και αύξηση της δυσκολίας καλλιέργειας. Η συμπίεση του εδάφους είναι άμεσα συνδεδεμένη με αυξημένες απαιτήσεις ισχύος για όργωμα, αυξημένο κίνδυνο διάβρωσης και μειωμένη απόδοση και ποιότητα των καλλιεργειών (Martínez-Blanco et al., 2013b). Αρκετές μελέτες έχουν δείξει ότι με την προσθήκη οργανικής ουσίας στο έδαφος μέσω της προσθήκης κομπόστ μειώνεται η φαινομενική πυκνότητα, και αυξάνεται η συνολική σταθερότητα (Ruehlmann and Körschens 2009) με αποτέλεσμα να μειώνεται έτσι η συμπίεση του εδάφους και να αυξάνεται η ευκολία κατεργασίας του.

#### 8. Βιολογικές ιδιότητες του εδάφους και βιοποικιλότητα

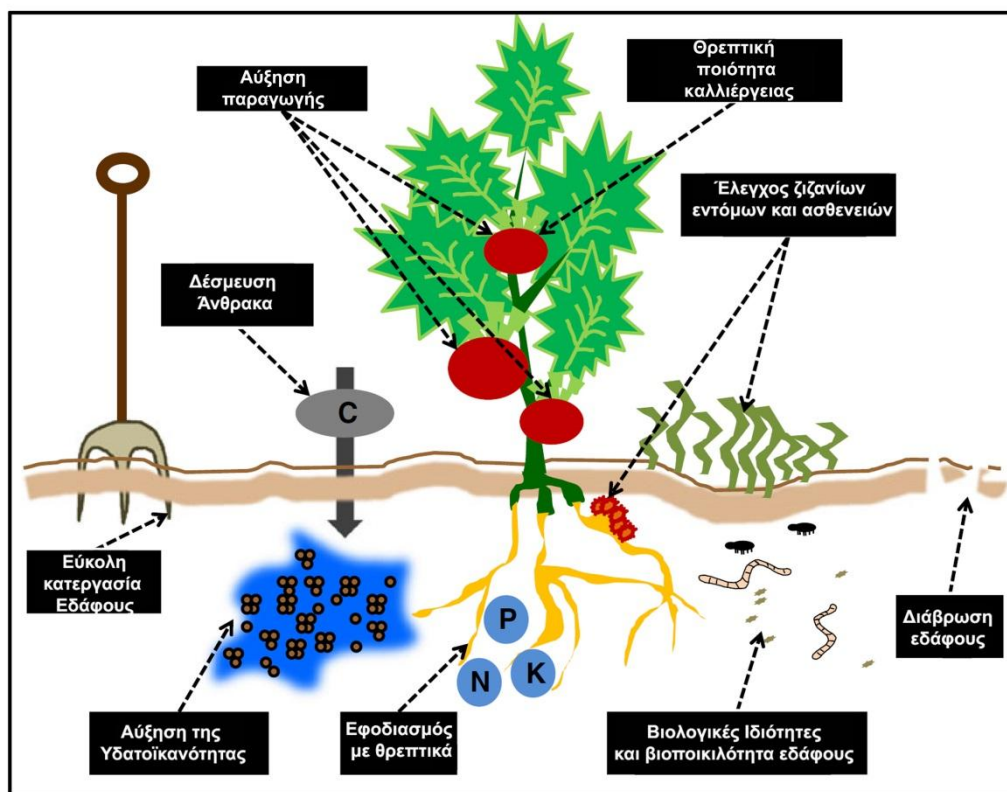
Η εφαρμογή του κομπόστ στο έδαφος έχει επιδράσεις τόσο στην υπέργεια όσο και στην υπόγεια βιοποικιλότητα του εδάφους. Σύμφωνα με τους Griffiths et al. (2010) η προσθήκη βιολογικών αποβλήτων σε μορφή κομπόστ στο έδαφος μπορεί να αυξήσει τη βιομάζα των γαιοσκωλήκων, των ολιγόχαιτων σκωλήκων και των παμφάγων νηματωδών. Επίσης διάφορες άλλες μελέτες έδειξαν ότι η βιομάζα των μικροοργανισμών στο έδαφος μπορεί να αυξηθεί από 5% έως και 116% μετά την προσθήκη κομπόστ (Fuchs 2010). Ακόμα η προσθήκη κομπόστ στα εδάφη προάγει την ανάπτυξη μικροοργανισμών οι οποίοι συνθέτουν διάφορες φυτοορμόνες και χαμηλού μοριακού βάρους συστατικά ή ένζυμα τα οποία μπορούν να επιδράσουν στην ανάπτυξη των φυτών (Lakhdar et al., 2011).

#### 9. Επίδραση στη θρεπτική ποιότητα της καλλιέργειας

Η προσθήκη οργανικής ουσίας του εδάφους μέσω του κομπόστ αυξάνει την θρεπτική ποιότητα των καλλιεργειών διότι αυξάνει τα θρεπτικά συστατικά, την περιεκτικότητα σε βιταμίνες και αντιοξειδωτικά. Διάφορες μελέτες προτείνουν την παραγωγή γεωργικών προϊόντων, φρούτων και λαχανικών με αυξημένες συγκεντρώσεις



θρεπτικών στοιχείων με προσθήκη κομπόστ, έστω και αν η παραγόμενη ποσότητα είναι μικρότερη (Martínez- Blanco et al. 2011).



Σχήμα 4. Τα πλεονεκτήματα από την προσθήκη κομπόστ στο έδαφος (Martínez-Blanco et al., 2013a).

### 2.3.3 Τα μειονεκτήματα – πιθανοί κίνδυνοι της χρήσης του κομπόστ στο έδαφος

Η χρήση των κομπόστ και ιδιαίτερα του κομπόστ ΑΣΑ στην γεωργία ενέχει τον κίνδυνο επιβάρυνσης τόσο των εδαφών όσο και των καλλιεργούμενων φυτών με βαρέα μέταλλα, τα οποία εισέρχονται στην τροφική αλυσίδα και είναι επικίνδυνοι ρυπαντές τόσο για τον άνθρωπο και τα ζώα, όσο και για το περιβάλλον γενικότερα (Achiba et al., 2010; Fagnano et al., 2011; Perez et al., 2007). Επίσης τα βαρέα μέταλλα που συσσωρεύονται στο έδαφος λόγω της χρήσης του κομπόστ ΑΣΑ είναι δυνατόν να εκπλυθούν προς τα κατώτερα εδαφικά στρώματα και να φτάσουν στον υδροφόρο ορίζοντα προκαλώντας ρύπανση των υπογείων υδάτων (Kaschl et al., 2002). Τα κυριότερα βαρέα μέταλλα που απαντώνται στο κομπόστ είναι τα Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, Hg, Cd κ.α.

Τα επίπεδα των βαρέων μετάλλων στο περιβάλλον λόγω χρήσης του κομπόστ εξαρτώνται από τον τύπο του εδάφους, από το είδος του φυτού και από την ποιότητα του κομπόστ (Pinamonti et al., 1997). Επίσης η πρόσληψη των βαρέων μετάλλων από τα φυτά μετά την προσθήκη του κομπόστ στο έδαφος, εξαρτάται από τον τύπο του εδάφους και διάφορες άλλες φυσικοχημικές ιδιότητες του όπως το εδαφικό pH, την περιεκτικότητα του εδάφους σε οργανική ουσία, το ποσοστό της αργίλου και την παρουσία οξειδίων Fe (Mbarki et al., 2008). Ακόμα, η παρουσία τοξικών βαρέων μετάλλων στο κομπόστ ΑΣΑ μπορεί να προκαλέσει αλλαγές στη δραστηριότητα της μικροβιακής βιομάζας στο έδαφος που εφαρμόζεται και εξαρτώνται από την ποσότητα εφαρμογής και το ποσό των βαρέων μετάλλων που περιέχει (de Araujo et al., 2010).

Τα PCBs, οι διοξίνες και τα φουράνια αποτελούν ένα ακόμη κίνδυνο του κομπόστ κατά την εφαρμογή τους στο έδαφος, ιδιαίτερα όταν προέρχονται από σύμμικτα αστικά απόβλητα που δεν έχουν διαχωριστεί στη πηγή (Hargreaves et al., 2008).

#### **2.3.4 Προϋποθέσεις για χρήση του κομπόστ ΑΣΑ στη γεωργία - Νομοθεσία**

Η δυνατότητα και οι προϋποθέσεις της Γεωργικής χρήσης του κομπόστ στο έδαφος ακολουθούν τα όρια διάθεσης στο έδαφος της ιλύος από εγκαταστάσεις βιολογικών καθαρισμών και διέπονται από την Οδηγία 86/278/ΕΟΚ του Συμβουλίου της 12<sup>ης</sup> Ιουνίου 1986.

Στη χώρα μας, η εμπορία εδαφοβελτιωτικών και του κομπόστ από Αστικά Στερεά Απόβλητα (ΑΣΑ) για χρήση στη γεωργία είναι στην αρμοδιότητα των υπηρεσιών ελέγχου κυκλοφορίας λιπασμάτων του Υπουργείου Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων. Η ΥΑ 217217/2004 (ΦΕΚ 35Β΄) αναφέρει ότι οι εδαφοβελτιωτικές ουσίες επιτρέπεται να τίθεται σε κυκλοφορία με σκοπό την εμπορία και τη χρήση τους στη γεωργία υπό τον όρο ότι θα χαρακτηρίζονται, θα επισημαίνονται και θα αναφέρουν τα στοιχεία της ταυτότητας του προϊόντος στην ετικέτα του δηλαδή το είδος, τη σύνθεση, την προέλευση πρώτων υλών και τη κατάλληλη χρήση καθώς και τη δοσολογία κατά είδος εδάφους και κατά είδος φυτού. Στη συσκευασία του εδαφοβελτιωτικού πρέπει να αναγράφεται το εμπορικό όνομα ή και το σήμα της επιχείρησης, το εμπορικό όνομα ή το σήμα του προϊόντος το είδος και η σύνθεση του

προϊόντος, το pH και ηλεκτρική αγωγιμότητα η περιεκτικότητα σε οργανική ουσία ο βαθμός αποσύνθεσης και το καθαρό βάρος ή ο όγκος του.

Οι προδιαγραφές ποιότητας του κομπόστ ποικίλουν ευρύτατα από χώρα σε χώρα, ακόμη και μέσα στην ΕΕ, τόσο όσον αφορά στη φιλοσοφία τους όσο και στις παραμέτρους που προσδιορίζονται, τα θεσμοθετημένα όρια τους και τα συστήματα πιστοποίησης (Saveyn and Eder., 2014). Ο γενικός στόχος που είναι κοινός σε όλες τις προδιαγραφές είναι η προστασία του εδάφους, ειδικά των γεωργικών εδαφών, κυρίως από τα βαρέα μέταλλα. Επίσης τελευταία έχει δημιουργηθεί ενδιαφέρον για τις οργανικές τοξικές ενώσεις που πιθανόν να υπάρχουν στο κομπόστ (PCBs, PAHs, NPE, phthalates κ.ά.) και παρά τις αναλυτικές δυσκολίες που παρουσιάζουν έχουν αρχίσει να εμφανίζονται όλο και συχνότερα στις νομοθεσίες.

Πρόσφατα, η ΚΥΑ 56366/4351/2014 (ΦΕΚ Β'/3339) καθορίζει τις απαιτήσεις (προδιαγραφές) για εργασίες επεξεργασίας στο πλαίσιο της μηχανικής – βιολογικής επεξεργασίας των σύμμεικτων αστικών αποβλήτων και καθορίζει τα χαρακτηριστικά των παραγόμενων υλικών ανάλογα με τις χρήσεις τους, σύμφωνα με το εδάφιο β της παραγράφου 1 του άρθρου 38 του Ν. 4042/2012 (ΦΕΚ Α'/24). Η ίδια ΚΥΑ θέτει μεταξύ άλλων τους παρακάτω ορισμούς: «σύμμεικτα αστικά απόβλητα»: τα αστικά απόβλητα τα οποία δεν έχουν διαχωριστεί στην πηγή ή δεν έχουν υποβληθεί σε διαδικασία διαχωρισμού, «κομπόστ (compost)»: το υγειονοποιημένο και σταθεροποιημένο στερεό υλικό, το οποίο προκύπτει από την κομποστοποίηση οργανικών υλικών, «χώνευμα (digestate)»: το υδαρές υπόλειμμα της αναερόβιας χώνευσης βιοδιασπώμενων υλικών. Μπορεί να είναι ενιαίο αιώρημα (μείγμα υγρού και στερεού) ή να διαχωρίζεται σε υγρή φάση και στερεό πλακούντα, και «κομπόστ τύπου Α»: το υγειονοποιημένο και σταθεροποιημένο κομπόστ που προκύπτει από την επεξεργασία σύμμεικτων αστικών αποβλήτων.

Η ΚΥΑ 56366/4351/2014 (ΦΕΚ Β'/3339) καθορίζει και τις οριακές τιμές του κομπόστ τύπου Α και χωνεύματος τύπου Α για τις χρήσεις του άρθρου 4 (Πίνακας 1). Στις χρήσεις αυτές δεν περιλαμβάνεται η γεωργική η οποία όμως αναφέρονταν στην ΚΥΑ 114218/17-11-1997: «Κατάρτιση πλαισίου προδιαγραφών και γενικών προγραμμάτων διαχείρισης στερεών αποβλήτων» (ΦΕΚ 1016/Β) και η οποία καθορίζει τις οριακές τιμές για τις ποσότητες βαρέων μετάλλων που μπορούν να εισάγονται κατ' έτος στα καλλιεργούμενα εδάφη με βάση ένα μέσο όρο 10 ετών.

**Πίνακας 1. Οριακές τιμές του κομπόστ τύπου Α και χωνεύματος τύπου Α για τις χρήσεις του άρθρου 4 σύμφωνα με την ΚΥΑ 56366/4351/2014 και Οριακές τιμές της ΚΥΑ 114218/1997**

Παράμετροι	Οριακές τιμές ΚΥΑ	Οριακές τιμές ΚΥΑ
	56366/4351/2014	114218/1997
Κάδμιο Cd (mg/kg ξ. β)	≤3	10
Χρώμιο Cr (mg/kg ξ. β)	≤250	510
Χαλκός Cu (mg/kg ξ. β)	≤400	500
Υδράργυρος Hg (mg/kg ξ. β)	≤2,5	5
Νικέλιο Ni (mg/kg ξ. β)	≤100	200
Μόλυβδος Pb (mg/kg ξ. β)	≤300	500
Ψευδάργυρος Zn (mg/kg ξ. β)	≤1200	2000
Αρσενικό As, mg/kg ξηρού βάρους	≤10	15
Πολυχλωριωμένα Διφαινύλια (PCBs) (mg/kg ξ. β.)	≤0,4	-
Πολυκυκλικοί Αρωματικοί	≤3	-
Υδρογονάνθρακες (PAH) (mg/kg ξ. β)		
Προσμίξεις > 2 mm (% ξ. β.)	≤3	<0,8
Υγρασία (%)	<40	-
Περιεκτικότητα του παραγόμενου υλικού σε σπόρους ζιζανίων και σε βλαστικά αναπαραγωγικά μέρη επιθετικών ζιζανίων δεν θα υπερβαίνει τις	3 μονάδες ανά λίτρο υλικού	

**Πίνακας 2. Οριακές τιμές για τις ποσότητες βαρέων μετάλλων που μπορούν να εισάγονται κατ' έτος στα καλλιεργούμενα εδάφη με βάση ένα μέσο όρο 10 ετών.**

Παράμετροι	Οριακές τιμές (kg/εκτάριο/έτος )
Κάδμιο	0,15
Χαλκός	12
Νικέλιο	3
Μόλυβδος	15
Ψευδάργυρος	30
Υδράργυρος	0,1
Χρώμιο	5

Προκειμένου για τις οριακές τιμές για τις ποσότητες βαρέων μετάλλων που μπορούν να εισάγονται κατ' έτος στα καλλιεργούμενα εδάφη με βάση ένα μέσο όρο 10 ετών (Πίνακας 2) μπορεί να επιτραπεί υπέρβαση αυτών στην περίπτωση που στα εδάφη καλλιεργούνται προς εμπορία, προϊόντα που προορίζονται αποκλειστικά για ζωοτροφές. Λαμβάνεται πάντα βέβαια μέριμνα ώστε να μην προκύπτει κανένας κίνδυνος για τον άνθρωπο και το περιβάλλον. Απαγορεύεται η χρησιμοποίηση ιλύος στις ακόλουθες περιπτώσεις. Σε λειμώνες ή εκτάσεις καλλιέργειας ζωοτροφών εφόσον οι λειμώνες πρόκειται να χρησιμοποιηθούν για βοσκή ή για ζωοτροφές και πρόκειται να συγκομιστούν πριν από την πάροδο ενός ορισμένου χρονικού διαστήματος. Για τον καθορισμό αυτού του χρονικού διαστήματος λαμβάνεται υπόψη

η γεωγραφική και κλιματολογική κατάσταση και δεν μπορεί να είναι κατώτερο από τρεις εβδομάδες. Σε καλλιέργειες οπωροκηπευτικών κατά την περίοδο της βλάστησης με εξαίρεση τις καλλιέργειες οπωροφόρων δέντρων. Σε εδάφη που προορίζονται για καλλιέργειες οπωροκηπευτικών για οποίες βρίσκονται σε επαφή με το έδαφος και κανονικά κατανέμονται σε νωπή κατάσταση για περίοδο 10 μηνών πριν από τη συγκομιδή και κατά τη διάρκεια της συγκομιδής.

Βέβαια οι επιτρεπόμενες κατ' έτος ποσότητες εφαρμογής ιλύος (και κομπόστ) στο έδαφος δεν μπορεί να είναι ανεξάρτητες από την κατάσταση του εδάφους αναφορικά με την περιεκτικότητα σε βαρέα μέταλλα ανάλογα με το pH του. Οι οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στο έδαφος σε mg/kg ξηράς ουσίας αντιπροσωπευτικού δείγματος του εδάφους σε pH 6 – 7, οι οποίες αποτελούν τα ανώτατα όρια πέραν των οποίων (πλην κάποιων εξαιρέσεων) δεν επιτρέπεται η προσθήκη κομπόστ ή ιλύος, φαίνονται στον παρακάτω πίνακα.

**Πίνακας 3. Οριακές τιμές συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων στο έδαφος mg/kg ξηράς ουσίας αντιπροσωπευτικού δείγματος του εδάφους σε pH 6 - 7**

Παράμετροι	Οριακές τιμές (mg/kg ξηράς ουσίας)
Κάδμιο	20 έως 40
Χαλκός	1000 έως 1750
Νικέλιο	300 έως 400
Μόλυβδος	750 έως 1200
Ψευδάργυρος	2500 έως 4000
Υδράργυρος	16 έως 25

### **2.3.6 Ποιοτική αξιολόγηση του κομπόστ του πειράματος**

Για την ποιοτική αξιολόγηση του κομπόστ που χρησιμοποιήθηκε στα πειράματα της παρούσας διατριβής πραγματοποιήθηκε σύγκριση των ποιοτικών χαρακτηριστικών του κομπόστ τόσο μεταξύ διαφορετικών παρτίδων όσο και με άλλα οργανικά εδαφοβελτιωτικά όπως διάφορες ζωικές κοπριές και κομποστοποιημένα φυτικά υπολείμματα, ώστε να διερευνηθεί η επίδραση του τόσο στην εδαφική γονιμότητα (Παπαφιλίππáκη και Νικολαΐδης, 2011) όσο στην πιθανή επιβάρυνση του περιβάλλοντος από βαρέα μέταλλα. Συγκεκριμένα, τα οργανικά εδαφοβελτιωτικά που χρησιμοποιήθηκαν για την σύγκριση περιγράφονται στον πίνακα 4. Τα δείγματα S1 και S2 ήταν ώριμα κομπόστ διαφορετικών παρτίδων και προέρχονταν από το Εργοστάσιο Μηχανικής Διαλογής και Κομποστοποίησης της Διαδημοτικής Επιχείρησης Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων (ΔΕΔΙΣΑ) Χανίων. Το κομπόστ S1

επιλέχτηκε και χρησιμοποιήθηκε εν τέλει στα κύρια πειράματα της διατριβής. Τα δείγματα S4, S5, S6, S7 και S8 ήταν συσκευασμένα εμπορικά προϊόντα. Τα S3, S9, S10 και S11 ήταν χωνευμένες ζωικές κοπριές και προέρχονταν από αντίστοιχες κτηνοτροφικές μονάδες.

Παρακάτω περιγράφονται αναλυτικά τα κυριότερα αποτελέσματα που προέκυψαν από τη συγκεκριμένη σύγκριση και επεξηγούνται σε σχέση με αποτελέσματα άλλων επιστημονικών εργασιών.

**Πίνακας 4. Περιγραφή των οργανικών εδαφοβελτιωτικών που μελετήθηκαν.**

Δείγμα	Περιγραφή δείγματος
S1	Κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα Παρτίδα 1
S2	Κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα Παρτίδα 2
S3	Κοπριά αλόγων
S4	Κομποστοποιημένα φυτικά υλικά
S5	Κομποστοποιημένα υπολείμματα ελιάς και κατσίγαρος
S6	80% κομποστοποιημένα φυτικά υλικά και 20% ζωικές κοπριές
S7	Κοπριά χοίρων
S8	Κοπριά πουλερικών
S9	Κοπριά αιγοπροβάτων
S10	80% κοπριά πουλερικών και 20% κοπριά αιγοπροβάτων
S11	20% κοπριά κουνελιών και 80% τύρφη και άμμο

Στον πίνακα 5 παρουσιάζονται οι κυριότερες φυσικοχημικές ιδιότητες των συγκρινόμενων εδαφοβελτιωτικών. Μια σημαντική ιδιότητα που καθορίζει την ποσότητα εφαρμογής του εδαφοβελτιωτικού στο έδαφος είναι η περιεχόμενη υγρασία. Η υγρασία των μελετηθέντων εδαφοβελτιωτικών κυμαίνονταν από 9,6% στην συσκευασμένη κοπριά πουλερικών έως 60,8% κοπριά αιγοπροβάτων. Το pH των μελετηθέντων δειγμάτων ήταν αλκαλικό εκτός από ένα δείγμα (20% κοπριά κουνελιών και 80% τύρφη και άμμο) το οποίο είχε όξινο pH λόγω της υψηλής περιεκτικότητας σε τύρφη. Το pH των μελετηθέντων κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα χαρακτηρίζεται ως ελαφρά αλκαλικό. Παρόμοιες τιμές pH σε κομπόστ ΑΣΑ παρουσιάζονται σε άλλες επιστημονικές εργασίες (Lasaridi et.al.,2006; Moldes et al., 2007; Courtney and Mullen, 2008; Saha et al., 2010). Τα 9 από τα 11 μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά είχαν τιμή ηλεκτρικής αγωγιμότητας πάνω από 4 mS/cm. Σύμφωνα με τα Ελληνικά πρότυπα η τιμή 4 mS/cm είναι το ανώτατο όριο για την ηλεκτρική αγωγιμότητα και θεωρείται ένα ανεκτό επίπεδο για τα μέσης

ευαισθησίας φυτά. (Lasaridi et.al., 2006). Συνεπώς η υψηλή αγωγιμότητα των μελετηθέντων εδαφοβελτιωτικών δηλώνει τοξικότητα λόγω υψηλής αλατότητας για τα περισσότερα φυτά αν τα εδαφοβελτιωτικά αυτά χρησιμοποιηθούν είτε ως υποστρώματα ή ως μίγμα με άλλα υποστρώματα σε μεγάλες αναλογίες κυρίως σε φυτοδοχεία. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα των μελετηθέντων κομπόστ θεωρείται υψηλή σε σχέση με τις τιμές που παρουσιάζονται σε άλλες επιστημονικές εργασίες (Lasaridi et.al.,2006; Moldes et al., 2007; Saha et al., 2010). Επειδή όμως το κομπόστ ως εδαφοβελτιωτικό προστίθεται σε μικρά ποσοστά στο έδαφος (Perez et al., 2007; Mbarki et al., 2008) δεν επηρεάζει άμεσα την αλατότητα του εδάφους.

**Πίνακας 5. Φυσικοχημικές ιδιότητες των εδαφοβελτιωτικών**

Δείγμα	Υγρασία %	pH	Ηλ. Αγωγιμότητα mS/cm	Οργανική Ουσία %	Ολικός C %
S1	28,9	7,72	13,49	43,0	25,0
S2	27,4	8,18	9,52	42,6	24,7
S3	50,2	8,38	<b>23,4</b>	59,2	34,3
S4	37,8	8	8,14	43,9	25,5
S5	45,2	7,71	<b>2,11</b>	<b>82,5</b>	<b>47,8</b>
S6	49,5	7,43	8,14	58,3	33,8
S7	20,2	7,31	5,47	73,1	42,4
S8	<b>9,6</b>	7,41	12,23	71,2	41,3
S9	<b>60,8</b>	<b>8,55</b>	12,66	64,2	37,2
S10	26,4	8,19	11,28	55,1	32,0
S11	38,1	<b>3,61</b>	2,71	<b>21,2</b>	<b>12,3</b>

**Έχουν επισημανθεί οι ανώτατες και οι κατώτατες τιμές.**

Η οργανική ουσία των μελετηθέντων εδαφοβελτιωτικών κυμαινόταν από 21,2 στο δείγμα S11 (20% κοπριά κουνελιών) και έως 82,5% στο δείγμα S5 (κομποστοποιημένα υπολείμματα ελιάς και κατσίγαρο). Οι τιμές της οργανικής ουσίας των μελετηθέντων δειγμάτων κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα βρέθηκαν παρόμοιες με τις τιμές που παρουσιάζονται στη διεθνή βιβλιογραφία (Moldes et al., 2007).

Στον πίνακα 6 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των μακροστοιχείων καθώς και ο λόγος C/N στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά. Οι χαμηλότερες συγκεντρώσεις ολικού αζώτου και διαθέσιμου φωσφόρου προσδιορίστηκαν στα κομποστοποιημένα φυτικά υλικά ενώ οι υψηλότερες συγκεντρώσεις στην κοπριά χοίρων. Τα κομπόστ

από αστικά στερεά απόβλητα παρουσιάζουν χαμηλές συγκεντρώσεις κυρίως σε φώσφορο και λιγότερο σε άζωτο σε σύγκριση με τις ζωικές κοπριές. Οι συγκεντρώσεις ολικού N των μελετηθέντων κομπόστ χαρακτηρίζονται σχετικά υψηλές σε σχέση με τις τιμές που παρουσιάζονται σε άλλες επιστημονικές εργασίες. Οι Saha et al.(2010) σε 29 διαφορετικά δείγματα κομπόστ από διαφορετικά εργοστάσια κομποστοποίησης βρήκαν τιμές ολικού N από 0,26% έως 1,71% με μέση τιμή το 0,63%. Επίσης οι Villar et al. (1993), σε 4 διαφορετικά κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα υπολόγισαν ολικές τιμές N από 1,07% έως 1,85%. Η ποσότητα και η μορφή του αζώτου που υπάρχει στο κομπόστ ή στην κοπριά είναι σημαντική στην διαμόρφωση της ποιότητας του υλικού. Ο λόγος C/N είναι μία σημαντική παράμετρος που χρησιμοποιείται συχνά για να εκτιμηθεί το ποσοστό της αποσύνθεσης των οργανικών υλικών και μπορεί και σχετίζεται την ωριμότητα του κομπόστ. Ο λόγος C/N για τα ώριμα κομπόστ και κοπριές πρέπει να είναι μικρότερος ή ίσος του 17 για να ευνοείται η μικροβιακή δραστηριότητα (Moldes et al., 2007). Στα περισσότερα από τα μελετηθέντα δείγματα ο λόγος είναι ικανοποιητικός (<17) εκτός δύο δειγμάτων που βρέθηκε πάνω από 25 με πιθανό αποτέλεσμα να ευνοείται η ακινητοποίηση του αζώτου και η μείωση της μικροβιακής δραστηριότητας. Παρόλο που η συγκέντρωση N στα δείγματα κομπόστ φαίνεται χαμηλή ο λόγος C/N θεωρείται ικανοποιητικός.

**Πίνακας 6. Συγκεντρώσεις N,P,K και C/N στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά.**

Δείγμα	Ολικό N	%	Διαθέσιμος P g/Kg ξ. δειγμ.	Ανταλλάξιμο K g/Kg ξ. δειγμ.	C/N
S1	2		0,54	13,08	<b>12,48</b>
S2	1,87		0,49	12,36	13,22
S3	2,69		5,76	<b>45,49</b>	12,76
S4	1,75		0,85	15,09	14,54
S5	1,91		<b>0,20</b>	11,08	25,05
S6	1,29		0,40	2,37	<b>26,19</b>
S7	<b>3,11</b>		<b>7,64</b>	6,82	13,63
S8	2,81		6,58	33,35	14,69
S9	2,42		4,19	20,66	15,38
S10	2,35		7,32	25,50	13,60
S11	<b>0,65</b>		0,73	<b>2,10</b>	18,92

Έχουν επισημανθεί οι ανώτατες και οι κατώτατες τιμές.



Οι υψηλές συγκεντρώσεις P που περιέχονται στις ζωικές κοπριές δεν είναι πάντοτε απαραίτητες για τα φυτά με αποτέλεσμα πολλές φορές να παρατηρείται ρύπανση του εδάφους και των υπογείων υδάτων με P κατά την εφαρμογή των κοπριών στο έδαφος (Azeez and Van Averbeke, 2010). Συνεπώς, η χαμηλή περιεκτικότητα του κομπόστ σε διαθέσιμο P δεν θεωρείται απαραίτητα μειονέκτημα. Η υψηλότερη συγκέντρωση ανταλλάξιμου K προσδιορίστηκε στην κοπριά αλόγων. Οι συγκεντρώσεις K στα δείγματα του κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα μπορούν να χαρακτηριστούν ικανοποιητικές σε σύγκριση με τις συγκεντρώσεις K άλλων εδαφοβελτιωτικών.

Οι βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των απαραίτητων θρεπτικών ιχνοστοιχείων (Cu, Zn, Mn, Fe) παρουσιάζονται στον πίνακα 7. Οι χαμηλότερες βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις χαλκού, ψευδαργύρου και μαγγανίου εμφανίζονται κυρίως στα κομποστοποιημένα φυτικά υλικά καθώς και στην κοπριά αλόγων, ενώ οι υψηλότερες συγκεντρώσεις τους εμφανίζονται στη συσκευασμένη κοπριά πουλερικών (S8). Το κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα περιέχει υψηλές συγκεντρώσεις σε σύγκριση με τα περισσότερα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά. Οι χαμηλότερες συγκεντρώσεις διαθέσιμου σιδήρου παρατηρούνται στην κοπριά αλόγων και οι υψηλότερες στις 2 παρτίδες του κομπόστ από αστικά απορρίμματα. Οι Nunez et al. (2007), βρήκαν ότι οι βιοδιαθέσιμες μορφές του Cu και του Zn (εκχύλιση με DTPA) για διάφορα κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα κυμαίνονται από 3,3 – 153 mg/Kg και από 41 – 267 mg/Kg αντίστοιχα.

**Πίνακας 7. Βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις Cu, Zn, Mn και Fe στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά.**

Δείγμα	Cu mg/Kg ξ. δειγμ.	Zn mg/Kg ξ. δειγμ.	Mn mg/Kg ξ. δειγμ.	Fe mg/Kg ξ. δειγμ.
S1	11,58	118,55	10,82	230,30
S2	15,07	114,50	13,82	<b>260,60</b>
S3	1,31	<b>4,84</b>	2,77	<b>6,28</b>
S4	<b>1,25</b>	12,00	8,31	151,25
S5	1,64	9,29	4,04	11,32
S6	1,27	18,06	<b>2,64</b>	152,15
S7	9,55	172,90	25,15	57,85
S8	<b>33,00</b>	<b>261,50</b>	<b>88,40</b>	119,55
S9	1,66	27,08	13,83	12,33
S10	11,86	84,35	28,24	65,35
S11	13,01	28,47	9,72	40,55

Έχουν επισημανθεί οι ανώτατες και οι κατώτατες τιμές.

Οι συγκεντρώσεις των ολικών μορφών βαρέων μετάλλων παρουσιάζονται στον πίνακα 8. Οι ολικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων του κομπόστ είναι χαμηλότερες από τα όρια που θεσπίζει η ελληνική νομοθεσία αλλά υψηλότερες σε σύγκριση με τις συγκεντρώσεις που προσδιορίστηκαν στα άλλα εδαφοβελτιωτικά.

Ένας επίσης σημαντικός παράγοντας για την χρήση των εδαφοβελτιωτικών στη γεωργία είναι το κόστος. Από τα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά, το οικονομικότερο είναι το κομπόστ ΑΣΑ, ενώ ιδιαίτερα υψηλό κόστος έχουν οι συσκευασμένες (σε μορφή πέλετ) ζωικές κοπριές.

**Πίνακας 8. Ολικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στα μελετηθέντα εδαφοβελτιωτικά σε mg/kg ξηρού δείγματος**

Δείγμα	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
S1	<b>10067</b>	219,5	<b>219,8</b>	452,5	179,01	<b>0,9</b>	<b>58,07</b>	31,39
S2	9711	196,7	188,4	412,4	<b>224,35</b>	0,76	56,12	<b>45,24</b>
S3	1912	98,4	14,28	22,13	<DL	<DL	6,25	16,29
S4	2734	88,5	12,24	28,06	1,24	<DL	7,12	11,31
S5	<b>1134</b>	<b>62,7</b>	<b>9,54</b>	<b>19,27</b>	<DL	<DL	<b>3,45</b>	<b>9,45</b>
S6	3081	87,1	21,18	50,52	2,45	<DL	9,24	14,42
S7	3490	514,1	182,1	<b>928,1</b>	3,45	<DL	20,35	30,31
S8	4982	<b>624,2</b>	154,28	422,5	6,48	<DL	28,11	27,19
S9	2952	398,7	24,88	60,94	2,46	<DL	10,18	20,63
S10	4158	474,8	112,15	318,7	2,98	<DL	14,12	25,27
S11	1724	98,1	107,21	52,28	<DL	<DL	9,25	11,21

Έχουν επισημανθεί οι ανώτατες και οι κατώτατες τιμές. <DL: μικρότερο του ορίου ανίχνευσης

Συμπερασματικά, το κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα θεωρείται ένα φθινό και καλό εδαφοβελτιωτικό όσον αφορά την δυνητική επίδραση του στην εδαφική γονιμότητα σε σύγκριση με τις κοπριές και τα κομποστοποιημένα φυτικά υπολείμματα. Επιπλέον, τόσο οι φυσικοχημικές ιδιότητες του κομπόστ όσο οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών στοιχείων δεν παρουσιάζουν μεγάλες διαφορές μεταξύ των παρτίδων, γεγονός που δηλώνει τη σταθερή ποιότητα του παραγόμενου προϊόντος από το Εργοστάσιο Μηχανικής Διαλογής και Κομποστοποίησης της Διαδημοτικής Επιχείρησης Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων (ΔΕΔΙΣΑ) Χανίων (Παπαφιλίππáκη και Νικολαΐδης, 2011). Επίσης το κομπόστ μπορεί να θεωρηθεί καλής ποιότητας από άποψης συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων καθώς τα Χανιά είναι μια μικρή πόλη χωρίς βαριά βιομηχανία με σχετικά ‘καθαρά’ απορρίμματα.

**ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3<sup>ο</sup>**  
**ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ**

### 3.1.Επιλογή των πειραματικών υλικών

Στα πλαίσια της παρούσας διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκαν δύο κύρια πειράματα πεδίου και πείραμα προσρόφησης των βαρέων μετάλλων στο κομπόστ ΑΣΑ. Τα πειράματα πεδίου πραγματοποιήθηκαν σε φυτοδοχεία τα οποία εγκαταστάθηκαν σε εξωτερικό χώρο του Πολυτεχνείου Κρήτης κάτω από ημιελεγχόμενες συνθήκες περιβάλλοντος (ειδική κατασκευή ύψους 4m με στέγη από πλαστικό θερμοκηπίου) ώστε να αποφεύγεται η βροχή και ταυτόχρονα να μην επηρεάζεται το μικροκλίμα στον πειραματικό χώρο. Ο χώρος αυτός γειτνιάζε με το μετεωρολογικό σταθμό του Πολυτεχνείου Κρήτης από τον οποίο ελήφθησαν όλες οι απαραίτητες μετεωρολογικές παράμετροι καθ' όλη τη διάρκεια ανάπτυξης των φυτών. Οι εργαστηριακές αναλύσεις καθώς και το πείραμα προσρόφησης πραγματοποιήθηκαν στο εργαστήριο Υδρογεωχημικής Μηχανικής και Αποκατάστασης Εδαφών του Πολυτεχνείου Κρήτης.

Τα πειράματα πεδίου διεξήχθησαν κατά τα έτη 2012 και 2013. Για τις ανάγκες των πειραμάτων αυτών, χρησιμοποιήθηκαν δύο τελείως διαφορετικοί εδαφικοί τύποι, ένα αμμώδες έδαφος από την περιοχή Γραμβούσας Κισσάμου του νομού Χανίων (35.515156 N και 23.623014E) και ένα αργιλώδες έδαφος από το δημοτικό διαμέρισμα Ποταμίδας Κισσάμου (35.471260N και 23.697737E). Οι αγροί από τους οποίους συλλέχτηκαν τα εδάφη, είχαν παραμείνει σε αγρανάπαυση την προηγούμενη καλλιεργητική περίοδο. Η συλλογή των εδαφών πραγματοποιήθηκε τον Σεπτέμβριο του 2011 από τους επιφανειακούς εδαφικούς ορίζοντες (0- 30 cm), επειδή ως αυτό το βάθος ενσωματώνονται τα εδαφοβελτιωτικά στο έδαφος. Τα εδάφη μεταφέρθηκαν σε θερμοκήπιο του Πολυτεχνείου Κρήτης και αφέθηκαν για αεροξήρανση. Μετά την αεροξήρανση τους, ακολούθησε κοσκίνισμα με κόσκινο, με διάμετρο οπών 10mm για την απομάκρυνση των μεγάλων χαλίκων και επίτευξη ομογένειας, και μεταφορά τους σε κλειστό χώρο μέχρι την χρήση τους στα πειράματα πεδίου.

Το κομπόστ ΑΣΑ που χρησιμοποιήθηκε τόσο στα πειράματα πεδίου όσο και στα πειράματα προσρόφησης βαρέων μετάλλων όπως προαναφέρθηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο, προέρχονταν από το εργοστάσιο Μηχανικής Διαλογής και Κομποστοποίησης της ΔΕΔΙΣΑ Χανίων. Το κομπόστ, μετά την παραλαβή του από το εργοστάσιο, κοσκινίστηκε με κόσκινο διαμέτρου οπών 4mm και αφέθηκε για αεροξήρανση σε θερμοκρασία δωματίου. Η αεροξήρανση των εδαφών και του κομπόστ πραγματοποιήθηκε για να εξασφαλιστεί ίση ποσότητα υλικών σε όλα τα φυτοδοχεία.

Για να μελετηθεί η επίδραση των ανώτατων επιτρεπόμενων συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων του κομπόστ (σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία), στο σύστημα έδαφος – φυτό, πραγματοποιήθηκε ρύπανση μέρους του κομπόστ με βαρέα μέταλλα (Cu, Zn και Cd). Συγκεκριμένα, η ποσότητα κομπόστ που αντιστοιχούσε σε κάθε φυτοδοχείο ρυπάνθηκε χωριστά με 300, 1500 και 10 mg/kg Cu, Zn και Cd, αντίστοιχα, ώστε η τελική συγκέντρωση των μετάλλων στο κομπόστ να προσεγγίζει τα ανώτατα επιτρεπόμενα όρια της νομοθεσίας. Η ρύπανση πραγματοποιήθηκε με διάλυμα χλωριούχων αλάτων των συγκεκριμένων μετάλλων, το οποίο εφαρμόστηκε, σε λεπτή στρώση κομπόστ, με ψεκασμό, με ποσότητα διαλύματος ίση με την υδατοϊκανότητα του κομπόστ, ώστε να επιτευχθεί ομοιομορφία ρύπανσης. Η ρύπανση έγινε στις 30 Νοεμβρίου του 2011 και κατόπιν οι ρυπασμένες ποσότητες κομπόστ αφέθηκαν σε ηρεμία για έξι βδομάδες πριν χρησιμοποιηθούν στο πείραμα, για να επιτευχθεί εξισορρόπηση ανάμεσα στα ιόντα της υγρής και της στερεής φάσης του κομπόστ. Κατά όμοιο τρόπο με το κομπόστ, ρυπάνθηκαν ίδιες ποσότητες αμμώδους και αργιλώδους εδάφους με βαρέα μέταλλα, με συγκεντρώσεις που προσέγγιζαν τα όρια της νομοθεσίας για το κομπόστ.

Το φυτικό είδος που επιλέχθηκε για την πραγματοποίηση του πειράματος ήταν το *Cichorium spinosum* L. (κοινό όνομα: σταμναγκάθι). Για το 1<sup>ο</sup> πείραμα πεδίου συλλέχθηκαν σπόροι από πληθυσμούς καλλιεργούμενου σταμναγκαθιού στην περιοχή της Γραμβούσας, το Σεπτέμβριο του 2011. Για το 2<sup>ο</sup> πείραμα πεδίου χρησιμοποιήθηκαν σπόροι από καλλιεργούμενους πληθυσμούς στην περιοχή της Γραμβούσας που είχαν συλλεχθεί το 2011 και επιπλέον συλλέχθηκαν σπόροι από αυτοφυείς πληθυσμούς του φυτού από τις περιοχές Γραμβούσας και Ομαλού Χανίων, τον Σεπτέμβριο του 2012. Οι αυτοφυείς πληθυσμοί της Γραμβούσας και του Ομαλού επιλέχθηκαν με βάση τις φαινοτυπικές διαφορές (φαινοτυπική παραλλακτικότητα) που παρουσιάζουν τόσο μεταξύ τους όσο και με τους καλλιεργούμενους πληθυσμούς, καθώς και λόγω των διαφορετικών οικοτόπων ανάπτυξης των φυτών. Συγκεκριμένα, η Γραμβούσα βρίσκεται στην παραλιακή ζώνη και ο Ομαλός στην ορεινή ζώνη του νομού Χανίων και χαρακτηρίζονται ως διαφορετικές ζώνες πρωιμότητας.

Για τα πειράματα πεδίου χρησιμοποιήθηκαν πλαστικά φυτοδοχεία εμπορίου χωρητικότητας 7 λίτρων, με τα αντίστοιχα μεγέθους πλαστικά πιατάκια, για να αποφεύγονται τυχόν απορροές. Τα φυτά αρδεύονταν με σύστημα στάγδην άρδευσης με σταλακτήρες υπέρμικρης παροχής (2 l/h), χρησιμοποιώντας το νερό του δικτύου ύδρευσης.

## **3.2. Πειραματικός σχεδιασμός**

### **3.2.1 Πειράματα πεδίου**

Το πειραματικό σχέδιο που εφαρμόστηκε και στα δύο πειράματα πεδίου ήταν το εντελώς τυχαίοποιημένο σχέδιο. Κατά τη διάρκεια της πειραματικής περιόδου και των δύο πειραμάτων, τα φυτοδοχεία άλλαζαν θέσεις ανά 10 ημέρες, έτσι ώστε τα φυτά να βρίσκονται όσο το δυνατό σε ομοιόμορφες συνθήκες περιβάλλοντος (θερμοκρασίας, φωτισμού, αερισμού κτλ). Σε κάθε φυτοδοχείο τοποθετήθηκαν 7 l εδάφους (10,7kg αμμώδους ή 7,5kg αργιλώδους εδάφους) και στις μεταχειρίσεις με κομπόστ προστέθηκαν 140g ή 350g κομπόστ που αντιστοιχούν σε 60 t/ha και 150 t/ha κομπόστ αντίστοιχα. Πριν το γέμισμα κάθε φυτοδοχείου, το έδαφος με το κομπόστ αναμιγνύονταν επιμελώς, ώστε να επιτευχθεί ομοιογένεια του μίγματος σε όλο τον όγκο του φυτοδοχείου. Η εφαρμογή του κομπόστ στα εδάφη πραγματοποιήθηκε μονάχα μια φορά στην αρχή των πειραμάτων. Δεν χρησιμοποιήθηκε λίπανση σε κανένα από τα δύο πειράματα πεδίου, διότι η θρεπτική κατάσταση των εδαφών κρίθηκε επαρκής για την ανάπτυξη του σταμναγκαθιού, σε σύγκριση με τις θρεπτικές απαιτήσεις του μαρουλιού, το οποίο είναι επίσης φυλλώδες λαχανικό με μεγαλύτερη παραγωγή βιομάζας, καθώς δεν υπάρχει βιβλιογραφία για τις θρεπτικές απαιτήσεις του σταμναγκαθιού.

Η άρδευση γινόταν λαμβάνοντας υπόψη την εξατμισοδιαπνοή αναφοράς  $ET_0$  (δεν υπάρχουν συντελεστές εξατμισοδιαπνοής για τη συγκεκριμένη καλλιέργεια) και ταυτόχρονα τις απώλειες υγρασίας όπως αυτές υπολογιζόταν με ζύγιση του βάρους αντιπροσωπευτικού αριθμού φυτοδοχείων. Σε κάθε περίπτωση η υγρασία του φυτοδοχείου διατηρούνταν πάνω από το 70% της υδατοϊκανότητας. Σε κάθε άρδευση η ποσότητα νερού που προσθέτονταν ήταν ίση με τη διαφορά της τρέχουσας υγρασίας από την υδατοϊκανότητα.

### **1<sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου**

Το 1<sup>ο</sup> πείραμα αποτελούνταν συνολικά από 14 μεταχειρίσεις με 8 επαναλήψεις σε κάθε μεταχείριση. Αναλυτικότερα, οι μεταχειρίσεις είχαν ως εξής: σε κάθε έδαφος (αμμώδες και αργιλώδες) υπήρχε ο μάρτυρας (σκέτο έδαφος- 0t/ha κομπόστ), 2 μεταχειρίσεις με κομπόστ χωρίς προσθήκη βαρέων μετάλλων (60 και 150 t/ha), 2 μεταχειρίσεις με κομπόστ ρυπασμένο με βαρέα μέταλλα όπως περιγράφεται παραπάνω (60 και 150 t/ha), καθώς και 2 μεταχειρίσεις με βαρέα μέταλλα (χωρίς προσθήκη κομπόστ) σε συγκεντρώσεις που αντιστοιχούσαν στα επίπεδα βαρέων

μετάλλων που προστέθηκαν στα εδάφη με την εφαρμογή των δύο ποσοτήτων του ρυπασμένου κομπόστ. Στον πίνακα 9 παρουσιάζονται οι μεταχειρίσεις του πειράματος.

**Πίνακας 9. Μεταχειρίσεις 1<sup>ου</sup> πειράματος.**

Έδαφος	Κομπόστ (tn/ha)	Βαρέα μέταλλα	Συντομογραφία	Σύμβολο
Αμμώδες	0	χωρίς προσθήκη	Αμμώδες	CS
Αμμώδες	60	χωρίς προσθήκη	Αμμώδες+60t/ha	CSC1
Αμμώδες	150	χωρίς προσθήκη	Αμμώδες+150t/ha	CSC2
Αμμώδες	60*	στο κομπόστ	Αμμώδες+(60t/ha+B.M.)	CSC1HM
Αμμώδες	150*	στο κομπόστ	Αμμώδες +(150t/ha+B.M.)	CSC2HM
Αμμώδες*	0	στο έδαφος <sup>1</sup>	Αμμώδες +B.M.	CSHM1
Αμμώδες*	0	στο έδαφος <sup>2</sup>	Αμμώδες +B.M.	CSHM2
Αργιλώδες	0	χωρίς προσθήκη	Αργιλώδες	CC
Αργιλώδες	60	χωρίς προσθήκη	Αργιλώδες +60t/ha	CCC1
Αργιλώδες	150	χωρίς προσθήκη	Αργιλώδες+150t/ha	CCC2
Αργιλώδες	60*	στο κομπόστ	Αργιλώδες +(60t/ha+B.M.)	CCC1HM
Αργιλώδες	150*	στο κομπόστ	Αργιλώδες+(150t/ha+B.M.)	CCC2HM
Αργιλώδες*	0	στο έδαφος <sup>1</sup>	Αργιλώδες +B.M.	CCHM1
Αργιλώδες*	0	στο έδαφος <sup>2</sup>	Αργιλώδες +B.M.	CCHM2

\*με προσθήκη βαρέων μετάλλων (B.M.),

<sup>1</sup>στο έδαφος: Ποσότητα εδάφους ανάλογη με 60t/ha είχε ρυπανθεί με B.M. (ομοίως με το κομπόστ)

<sup>2</sup> στο έδαφος: Ποσότητα εδάφους ανάλογη με 150t/ha είχε ρυπανθεί με B.M. (ομοίως με το κομπόστ)

Για τις ανάγκες του συγκεκριμένου πειράματος πραγματοποιήθηκαν δύο σπορές. Η πρώτη σπορά έγινε σε δίσκους σποράς στις 29 Νοεμβρίου του 2011 και η μεταφύτευση των σποροφύτων στα φυτοδοχεία πραγματοποιήθηκε στις 14 Ιανουαρίου του 2012. Σε κάθε φυτοδοχείο μεταφυτεύτηκε ένα σπορόφυτο σταμναγκαθιού. Όλα τα σπορόφυτα που χρησιμοποιήθηκαν ήταν ομοιόμορφα με διάμετρο ροζέτας περίπου 5 cm. Η συγκομιδή όλων των φυτών πραγματοποιήθηκε στις 29 Μαρτίου του 2012 (75 ημέρες μετά τη μεταφύτευση των σποροφύτων), στο στάδιο λίγο πριν την έκπτυξη του αγκαθιού και το στάδιο αυτό προσδιορίστηκε με οπτική παρατήρηση. Κατά τη συγκομιδή, στο 50% των φυτών κάθε μεταχείρισης

πραγματοποιήθηκε καταστρεπτική δειγματοληψία με ταυτόχρονη συλλογή του ριζικού συστήματος των φυτών, ενώ τα υπόλοιπα φυτά αφέθηκαν για επαναβλάστηση και ακολούθησε δεύτερη συγκομιδή με ταυτόχρονη συλλογή των ριζών. Στα φυτοδοχεία που πραγματοποιήθηκε καταστρεπτική δειγματοληψία κατά την πρώτη συγκομιδή, το έδαφος αναμοχλεύτηκε και επαναφυτεύτηκαν σπορόφυτα ομοιόμορφου μεγέθους ροζέτας περίπου 5 cm, στις 2 Απριλίου του 2012. Η σπορά των φυτών που χρησιμοποιήθηκαν στην επαναφύτευση είχε πραγματοποιηθεί, σε δίσκους σποράς, στις 28 Φεβρουαρίου του 2012. Η δεύτερη συγκομιδή για τα φυτά που επαναβλάστησαν πραγματοποιήθηκε στις 7 Μαΐου του 2012, ενώ για τα φυτά που επαναφυτεύτηκαν η συγκομιδή έγινε στις 17 Μαΐου του 2012. Στον πίνακα 10 παρουσιάζονται οι κύριες εργασίες καθώς και οι δειγματοληψίες εδάφους-φυτών που πραγματοποιήθηκαν κατά το 1<sup>ο</sup> πείραμα. Επίσης στην εικόνα 5 παρουσιάζεται μια γενική άποψη του 1<sup>ου</sup> περάματος.



**Εικόνα 5. Γενική άποψη του 1<sup>ου</sup> πειράματος πεδίου αριστερά αργιλώδες έδαφος και δεξιά αμμώδες έδαφος.**



**Πίνακας 10. Πορεία εργασιών και δειγματοληψιών 1<sup>ου</sup> πειράματος.**

Ημερομηνία	Επεμβάσεις στα Φυτά	Επεμβάσεις στο Έδαφος
29/11/2011	1 <sup>η</sup> Σπορά σε δίσκους σποράς	
14/1/2012	Μεταφύτευση των σποροφύτων σε φυτοδοχεία (1 <sup>η</sup> φύτευση)	
28/2/2012	2 <sup>η</sup> Σπορά σε δίσκους σποράς	
29/3/2012	1 <sup>η</sup> Συγκομιδή και καταστρεπτική δειγματοληψία των ριζών για τα μισά φυτά.	1 <sup>η</sup> Δειγματοληψία εδάφους
2/4/2012	Μεταφύτευση των σποροφύτων της 2 <sup>ης</sup> σποράς σε φυτοδοχεία, μετά την καταστρεπτική δειγματοληψία ριζών της 1 <sup>ης</sup> συγκομιδής. (Επαναφύτευση)	Αναμόχλευση εδάφους
7/5/2012	2 <sup>η</sup> Συγκομιδή των φυτών που επαναβλάστησαν και καταστρεπτική δειγματοληψία και των ριζών τους.	2 <sup>η</sup> Δειγματοληψία εδάφους
17/5/2012	Συγκομιδή επαναφύτευσης και συλλογή ριζών	Δειγματοληψία εδάφους επαναφύτευσης.
14/1/2012 - 29/3/2012	Μέτρηση διαμέτρου ροζέτας ανά 7 ημέρες στα φυτά της 1 <sup>ης</sup> φύτευσης	
2/4/2012 - 17/5/2012	Μέτρηση διαμέτρου ροζέτας ανά 7 ημέρες στα φυτά της επαναφύτευσης	
14/1/2012 29/1/2012 28/2/2012 29/3/2012 9/5/2012		Δειγματοληψία εδάφους με δειγματολήπτη μικρής διαμέτρου για μέτρηση των βιοχημικών ρυθμών αζώτου.
14/1/2012 - 17/5/2012		Άρδευση ανάλογα με το έλλειμμα υγρασίας περίπου στο 70% της υδατοϊκανότητας.

## 2<sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου

Το 2<sup>ο</sup> πείραμα αποτελούνταν συνολικά από 12 μεταχειρίσεις με 6 επαναλήψεις σε κάθε μεταχείριση. Συγκεκριμένα, σε κάθε έδαφος (αμμώδες και αργιλώδες) αναπτύχθηκαν τρεις διαφορετικοί πληθυσμοί σταμναγκαθίου (Ομαλού, Γραμβούσας και καλλιεργούμενος), με δύο επίπεδα κομπόστ (0 t/ha- μάρτυρας και 60 t/ha). Οι μεταχειρίσεις του συγκεκριμένου πειράματος παρουσιάζονται στον πίνακα 11.

**Πίνακας 11. Μεταχειρίσεις 2<sup>ου</sup> πειράματος.**

Έδαφος	Πληθυσμός	Κομπόστ (t/ha)	Συντομογραφία	Σύμβολο
Αμμώδες	Ομαλός	0	Αμμώδες+ Ομαλός+0	MOM
Αμμώδες	Γραμβούσα	0	Αμμώδες+ Γραμβούσα+0	ΜΓΡΑ
Αμμώδες	Καλλιεργούμενο	0	Αμμώδες+ Καλλιεργούμενο+0	ΜΚΑΛ
Αργιλώδες	Ομαλός	0	Αργιλώδες+ Ομαλός+0	AOM
Αργιλώδες	Γραμβούσα	0	Αργιλώδες+ Γραμβούσα+0	ΑΓΡΑ
Αργιλώδες	Καλλιεργούμενο	0	Αργιλώδες+ Καλλιεργούμενο+0	ΑΚΑΛ
Αμμώδες	Ομαλός	60	Αμμώδες+ Ομαλός+60	KMOM
Αμμώδες	Γραμβούσα	60	Αμμώδες+ Γραμβούσα+60	KΜΓΡΑ
Αμμώδες	Καλλιεργούμενο	60	Αμμώδες+ Καλλιεργούμενο+60	KΜΚΑΛ
Αργιλώδες	Ομαλός	60	Αργιλώδες+ Ομαλός+60	KAOM
Αργιλώδες	Γραμβούσα	60	Αργιλώδες+ Γραμβούσα+60	ΚΑΓΡΑ
Αργιλώδες	Καλλιεργούμενο	60	Αργιλώδες+ Καλλιεργούμενο+60	ΚΑΚΑΛ

Η σπορά των διαφορετικών φαινοτύπων έγινε σε δίσκους σποράς στις 15 Νοεμβρίου του 2012. Η μεταφύτευση των σπορόφυτων πραγματοποιήθηκε στις 22 Ιανουαρίου του 2013. Σε κάθε φυτοδοχείο μεταφυτεύτηκε ένα σπορόφυτο σταμναγκαθιού. Κατά την μεταφύτευση τα σπορόφυτα της Γραμβούσας είχαν διάμετρο ροζέτας περίπου 3,5cm, του Ομαλού 5cm και του καλλιεργούμενου 5,5cm. Κατά την διάρκεια της πειραματικής περιόδου πραγματοποιήθηκαν δύο συγκομιδές του υπέργειου τμήματος των φυτών, στο στάδιο λίγο πριν την έκπτυξη του αγκαθιού το οποίο προσδιορίστηκε με οπτική παρατήρηση. Οι συγκομιδές έγιναν στις 2 Απριλίου και στις 7 Μαΐου του 2013, αντίστοιχα. Συλλογή των ριζών πραγματοποιήθηκε μονάχα κατά την δεύτερη συγκομιδή. Στον πίνακα 12 παρουσιάζονται οι κύριες εργασίες καθώς και οι δειγματοληψίες του 2<sup>ου</sup> πειράματος. Επίσης, στην εικόνα 6 παρουσιάζεται μερική άποψη του 2<sup>ο</sup> πειράματος και συγκεκριμένα σε λεπτομέρεια οι τρεις διαφορετικοί πληθυσμοί.



Εικόνα 6. Μερική άποψη του 2<sup>ου</sup> πειράματος πεδίου (τρεις πάνω σειρές αμμώδες έδαφος, και τρείς κάτω αργιλώδες έδαφος ).

Πίνακας 12. Πορεία εργασιών 2<sup>ου</sup> πειράματος.

Ημερομηνία	Επεμβάσεις στα Φυτά	Επεμβάσεις στο Έδαφος
15/11/2012	1 <sup>η</sup> Σπορά σε δίσκους σποράς	
22/1/2013	Μεταφύτευση των σποροφύτων σε φυτοδοχεία (1 <sup>η</sup> φύτευση)	
2/4/2013	1 <sup>η</sup> Συγκομιδή υπέργειου τμήματος	1 <sup>η</sup> Δειγματοληψία εδάφους
7/5/2013	2 <sup>η</sup> Συγκομιδή των φυτών που επαναβλάστησαν και συλλογή ριζών.	2 <sup>η</sup> Δειγματοληψία εδάφους
14/1/2012 – 29/3/2012	Μέτρηση διαμέτρου ροζέτας ανά 7 ημέρες στα φυτά της 1 <sup>ης</sup> φύτευσης	
22/1/2013 - 7/5/2013		Άρδευση ανάλογα με το έλλειμμα υγρασίας περίπου στο 70% της υδατοϊκανότητας.

### 3.2.2 Επιλογή των μεθοδολογιών ανάλυσης

#### Αναλύσεις εδάφους και κομπόστ

Η προετοιμασία των εδαφικών δειγμάτων και του κομπόστ έγινε μετά από την ξήρανση τους σε θερμοκρασία δωματίου. Τα δείγματα αρχικά λειοτριβήθηκαν με γουδί πορσελάνης και κατόπιν κοσκινίστηκαν με κόσκινο με διάμετρο οπών 2mm. Όλες οι εργαστηριακές αναλύσεις έγιναν στο κλάσμα < 2mm.

Η κοκκομετρική σύσταση των εδαφών προσδιορίστηκε με τη μέθοδο Βουγιούκου (Bouyoucos, 1962). Το pH και η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) προσδιορίστηκαν σε αιώρημα εδάφους : νερού με αναλογία 1:2,5 (βάρος/όγκο) και μετρήθηκαν με πεχάμετρο και αγωγιμόμετρο, αντίστοιχα (McLean, 1982). Η ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων (ΙΑΚ) προσδιορίστηκε με τη μέθοδο του οξικού νατρίου (pH=8,2) και του οξικού αμμωνίου (pH=7,0) (Rhoades, 1982) και τα ανταλλάξιμα κατιόντα (K, Na, Ca, Mg) με τη μέθοδο του οξικού αμμωνίου 1N (Thomas, 1982). Το ολικό (ή ισοδύναμο) ανθρακικό ασβέστιο προσδιορίστηκε με μέτρηση του εκλύομένου CO<sub>2</sub> μετά από προσθήκη HCl 6N με ασβεστόμετρο Bernard (Horton and Newsom, 1953). Ο προσδιορισμός του διαθέσιμου εδαφικού φωσφόρου έγινε με την μέθοδο Olsen (Olsen et al., 1954). Ο ολικός οργανικός άνθρακας (TOC) και το ολικό άζωτο (TN) μετρήθηκαν με στοιχειακό αναλυτή (multi N/C 2100S, AnalytikJena). Για τον προσδιορισμό των νιτρικών και αμμωνιακών ιόντων χρησιμοποιήθηκε διάλυμα KCl 2M. Ο προσδιορισμός των νιτρικών και των αμμωνιακών ιόντων έγινε φασματοφωτομετρικά με την μέθοδο της αναγωγικής στήλης καδμίου και την μέθοδο του μπλε της ινδοφαινόλης, αντίστοιχα (Page et al., 1982). Οι ολικές μορφές των απαραίτητων ιχνοστοιχείων (Cu, Zn, Fe, Mn) καθώς και των μη απαραίτητων βαρέων μετάλλων (Ni, Cr, Pb, Cd) προσδιορίστηκαν με την μέθοδο 3051A της EPA (USEPA, 1994). Σε ορισμένη ποσότητα εδάφους προστέθηκε πυκνό HNO<sub>3</sub> (69%) και πραγματοποιήθηκε υγρή χώνευση σε φούρνο μικροκυμάτων (Anton Paar, Multiwave 3000). Η μέθοδος αυτή αποτελεί μια πολύ ισχυρή τεχνική υγρής χώνευσης, η οποία διαλυτοποιεί σχεδόν όλα τα στοιχεία που θα μπορούσαν να γίνουν «περιβαλλοντικά διαθέσιμα», συνεπώς μπορεί να θεωρηθεί ως μια κατάλληλη μέθοδος για τον προσδιορισμό των ολικών μορφών των μετάλλων (Carbonell et al., 2011). Το βιοδιαθέσιμο κλάσμα των μετάλλων προσδιορίστηκε με εκχύλιση με 0,005 M DTPA (pH = 7,3) (Lindsay and Norvell, 1978). Ο ποσοτικός προσδιορισμός των ανταλλάξιμων κατιόντων, των ολικών και των βιοδιαθέσιμων μορφών των μετάλλων

έγινε με τη χρήση του επαγωγικά συζευγμένου πλάσματος με φασματομετρία μαζών (ICP-MS, 7500cx coupled with Autosampler Series 3000 - Agilent Technologies).

Για τον προσδιορισμό των ιδιοτήτων του κομπόστ εφαρμόστηκαν οι ίδιες μεθοδολογίες ανάλυσης με το έδαφος όσον αφορά τον ολικό οργανικό άνθρακα (TOC), το ολικό άζωτο (TN), τα νιτρικά και τα αμμωνιακά ιόντα, τον διαθέσιμο P την IAK και τα ανταλλάξιμα κατιόντα καθώς και τις ολικές και βιοδιαθέσιμες μορφές των απαραίτητων και μη απαραίτητων ιχνοστοιχείων. Το pH και η ηλεκτρική αγωγιμότητα του κομπόστ προσδιορίστηκαν σε αιώρημα κομπόστ : νερού με αναλογία 1:5 (βάρος / όγκο).

### **Προσδιορισμός των βιοχημικών ρυθμών αζώτου στα εδάφη**

#### *Δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης (potential nitrification rate - PNR)*

Ο δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης αναφέρεται στο μέγιστο ρυθμό μετατροπής των κατιόντων αμμωνίου ή της αμμωνίας σε νιτρικά ιόντα που συμβαίνει υπό βέλτιστες συνθήκες όσον αφορά την παροχή υποστρώματος ( $\text{NH}_4^+$ ), την θερμοκρασία και τον αερισμό (Hart et al., 1994). Ο δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης (PNR) μετρήθηκε στα δείγματα εδάφους αμέσως μετά τη δειγματοληψία, σύμφωνα με τη μεθοδολογία που αναπτύχθηκε από τους Smolders et al. (2001), με ελαφρές τροποποιήσεις. Ποσότητα εδάφους που αντιστοιχούσε σε 10 g ξηρού βάρους μεταφερόταν σε πλαστικό φιαλίδιο των 100 ml. Για κάθε δείγμα εδάφους προετοιμάζονταν δύο φιαλίδια, ενώ παράλληλα προσδιορίζονταν και η υγρασία του δείγματος. Τα φιαλίδια καλύπτονταν με παραφίλμ για να επιτρέπεται η ανταλλαγή αερίων και να ελαχιστοποιούνται οι απώλειες νερού και κατόπιν τοποθετούνταν σε θάλαμο επώασης για τρεις ημέρες στους 25° C (για προ-επώαση). Στη συνέχεια στα εδάφη προσθέτονταν ομοιόμορφα 100 mg  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  /kg εδάφους (ξηρού βάρους) μέσω διαλύματος που περιείχε 4,7 mg  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4/\text{ml}$ . Επίσης προσθέτονταν απιονισμένο νερό για να ρυθμιστεί η εδαφική υγρασία στο 60% της υδατοϊκανότητας. Η περιεκτικότητα του δείγματος σε  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  προσδιοριζόταν αμέσως μετά την προσθήκη  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (1<sup>ο</sup> φιαλίδιο) καθώς και στις 3 ημέρες μετά την προσθήκη (2<sup>ο</sup> φιαλίδιο). Ο προσδιορισμός των νιτρικών γινόταν όπως αναφέρεται παραπάνω.

#### *Καθαρός ρυθμός ανοργανοποίησης αζώτου (NET N mineralization)*

Ο καθαρός ρυθμός ανοργανοποίησης του αζώτου εκφράζεται μέσω της διαφοράς των ανόργανων μορφών αζώτου στο έδαφος ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$  και  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) κατά τη διάρκεια ενός

συγκεκριμένου χρονικού διαστήματος. Ο προσδιορισμός του καθαρού ρυθμού ανοργανοποίησης του αζώτου έγινε σύμφωνα με τη μεθοδολογία που περιγράφεται από τους Hart et al., 1994, με ελαφρές τροποποιήσεις. Κατά όμοιο τρόπο με τη μεθοδολογία του δυνητικού ρυθμού νιτροποίησης, για κάθε δείγμα εδάφους προετοιμάζονταν δύο φιαλίδια (δύο υποδείγματα). Στο ένα από τα δύο υποδείγματα προσδιοριζόταν κατευθείαν οι συγκεντρώσεις  $\text{NO}_3^-$ -N και  $\text{NH}_4^+$ -N, ενώ το δεύτερο υπόδειγμα τοποθετούνταν σε θάλαμο επώασης στους  $25^\circ \text{C}$  για 28 ημέρες. Για να περιοριστούν οι απώλειες εδαφικής υγρασίας τα φιαλίδια καλύπτονταν με παραφίλμ, ενώ σε εβδομαδιαία βάση πραγματοποιούνταν ζυγίσεις των φιαλιδίων και συμπλήρωση τυχόν απωλειών υγρασίας. Μετά το πέρας των 28 ημερών προσδιοριζόταν κατευθείαν οι συγκεντρώσεις  $\text{NO}_3^-$ -N και  $\text{NH}_4^+$ -N. Ο προσδιορισμός των νιτρικών και αμμωνιακών ιόντων γινόταν φασματοφωτομετρικά με τη μεθοδολογία που αναφέρεται παραπάνω.

### Μετρήσεις και αναλύσεις φυτών

Ο ρυθμός ανάπτυξης του σταμναγκαθιού, για την πρώτη φύτευση και την επαναφύτευση, προσδιορίστηκε με μέτρηση της διαμέτρου της ροζέτας εβδομαδιαίως καθ' όλη τη διάρκεια ανάπτυξης των φυτών και τα αποτελέσματα εκφράστηκαν ως απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης (AGR):

$$(\text{AGR})/\text{εβδομάδα} = \text{διάμετρος ροζέτας } t_2 - \text{διάμετρος ροζέτας } t_1 \\ \text{όπου } (t_2 - t_1) = 1 \text{ εβδομάδα.}$$

Κατά την επαναβλάστηση δεν ήταν εφικτό να μετρηθεί ο απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης των φυτών διότι από τον κάθε φυτικό δίσκο (μετά τη συγκομιδή) επαναβλάστησαν περισσότεροι του ενός οφθαλμοί και η ανάπτυξη του υπέργειου τμήματος ήταν κατακόρυφη. Αμέσως μετά τη συγκομιδή, οι ιστοί των φυτών (υπέργειο τμήμα και ρίζες) πλύθηκαν με απιονισμένο νερό, σκουπίστηκαν ελαφρώς με απορροφητικό χαρτί και ζυγίστηκε το νωπό βάρος τους. Η εμπορεύσιμη παραγωγή σταμναγκαθιού είναι το εδώδιμο μέρος του φυτού και είναι το νωπό βάρος του υγιούς υπέργειου τμήματος του φυτού (απαλλαγμένο από κίτρινα φύλλα και ξένα σώματα) το οποίο συγκομίζεται λίγο πριν από την έκπτυξη του αγκαθιού.

Η περιεκτικότητα σε ολική χλωροφύλλη καθώς και σε χλωροφύλλες A και B προσδιορίστηκε άμεσα σε φρέσκα φύλλα (μέσης ηλικίας κατά το χρόνο της

συγκομιδής) με εκχύλιση με διάλυμα ακετόνης 80% και μετρήθηκε στα 663 και 646 nm (Harborne, 1984) με χρήση φασματοφωτόμετρου.

Οι ροζέτες (υπέργειο τμήμα φυτού) και οι ρίζες ξηράθηκαν σε κλίβανο στους 70°C μέχρι σταθερού βάρους για να προσδιοριστεί η ξηρή βιομάζα. Η περιεκτικότητα των φύλλων σε νερό (LWC [%]) υπολογίστηκε ως εξής:

$$\text{LWC (\%)} = [(\text{Νωπή βιομάζα} - \text{ξηρή βιομάζα}) \times 100 / \text{νωπή βιομάζα}].$$

Η αναλογία βλαστός/ρίζα υπολογίστηκε σύμφωνα με τους Lakhdar et al., 2011:

$$(\text{αναλογία}) \text{ βλαστός/ρίζα} = \text{Ξηρή βιομάζα ροζέτας} / \text{ξηρή βιομάζα ρίζας}$$

Μετά την ξήρανση, οι ιστοί των φυτών λειοτριβήθηκαν με ανοξείδωτο εργαστηριακό μύλο (IKA A11 basic) και κοσκινίστηκαν με κόσκινο με διάμετρο οπών 500  $\mu\text{m}$ . Στους λειοτριβημένους φυτικούς ιστούς πραγματοποιήθηκε ξηρή καύση σε κλίβανο στους 550°C για 6 h. Όταν ολοκληρώθηκε η καύση και τα δείγματα μετατράπηκαν σε τέφρα προστέθηκε πυκνό  $\text{HNO}_3$  69% και ακολούθησε διήθηση του εκχυλίσματος (Jones and Case, 1990). Ο ποσοτικός προσδιορισμός των θρεπτικών στοιχείων και των βαρέων μετάλλων (Ca, Mg, K, Na, Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Cr, Pb και Cd) πραγματοποιήθηκε με ICP-MS και του φωσφόρου με τη μέθοδο βαναδομολυβδαινικού αμμωνίου. Το άζωτο στους φυτικούς ιστούς προσδιορίστηκε με την μέθοδο Kjeldahl (Bremner and Mulvaney, 1982). Η περιεκτικότητα  $\text{NO}_3^- \text{N}$  στα φύλλα προσδιορίστηκε με εκχύλιση με διάλυμα οξικού οξέος 2% και μετρήθηκε με τη μέθοδο της αναγωγικής στήλης καδμίου (Miller, 1998).

Οι αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) εκφράζουν ένα συγκεκριμένο ποσό θερμότητας που απαιτείται από τα φυτά για την ανάπτυξή τους από το ένα σημείο του κύκλου της ζωής τους σε ένα άλλο. Για το σταμναγκάθι, οι αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης υπολογίστηκαν για κάθε φύτευση, από την ημέρα της φύτευσης (σπορόφυτα με διάμετρο ροζέτας 5 cm) έως την ημερομηνία της συγκομιδής, με βάση την ακόλουθη εξίσωση:

$$\text{GDD} = \sum_{i=1}^n \left[ \frac{T_{Dmax} + T_{Dmin}}{2} \right] - T_{base}$$

Όπου  $T_{Dmax}$  είναι η μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία και  $T_{Dmin}$  η ελάχιστη ημερήσια θερμοκρασία. Σαν θερμοκρασία βάσης  $T_{base}$  χρησιμοποιήθηκε η ελάχιστη θερμοκρασία για το *Cichorium intybus*, η οποία μπορεί να θεωρηθεί 0°C σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Monti et al., 2005).

### **Προσδιορισμός του αποικισμού μυκορριζών**

Για τον προσδιορισμό του ποσοστού αποικισμού των μυκορριζών στο ριζικό σύστημα του σταμναγκαθίου πραγματοποιήθηκε χρώση των υφών των μυκήτων του ριζικού συστήματος των φυτών σύμφωνα με την μέθοδο των Phillips and Hayman (1970) και τις τροποποιήσεις της από τους Koske and Gemma (1989) και Merryweather and Fitter (1991). Οι ρίζες του σταμναγκαθίου μετά από σχολαστικό πλύσιμο στο πεδίο, για να απομακρυνθεί το έδαφος, μεταφέρθηκαν κατευθείαν στο εργαστήριο. Τεμαχίδια ριζών τοποθετήθηκαν σε κασετίνες βιοψίας και εμβαπτίστηκαν για 24 ώρες σε διάλυμα KOH 2%. Κατόπιν οι ρίζες ξεπλύθηκαν επιμελώς με απιονισμένο νερό και τοποθετήθηκαν για 20 λεπτά σε διάλυμα HCl 2%. Στη συνέχεια οι ρίζες ξεπλύθηκαν καλά με απιονισμένο νερό και τοποθετήθηκαν σε διάλυμα χρωστικής 0,05% Trypan blue για 24 ώρες. Οι ρίζες του σταμναγκαθίου είναι λεπτές και δεν απαιτείται θέρμανση για την διαφανιοποίηση και την χρώση τους. Μετά τη χρώση, οι ρίζες φυλάχτηκαν μέσα σε γυάλινα σκουρόχρωμα φιαλίδια, σε διάλυμα γλυκερόλης και λακτικού οξέος, σε σκοτεινό μέρος, μέχρι να μετρηθεί ο αποικισμός τους σε μικροσκόπιο με τη μέθοδο των McGonigle et al., (1990).

### **3.2.3 Πείραμα Προσρόφησης**

Για την καλύτερη κατανόηση της κινητικότητας των βαρέων μετάλλων σε εδάφη που έχει εφαρμοστεί κομπόστ ΑΣΑ ως εδαφοβελτιωτικό πραγματοποιήθηκε πείραμα προσρόφησης βαρέων μετάλλων στο κομπόστ της ΔΕΔΙΣΑ. Με το πείραμα προσρόφησης μελετήθηκε η ικανότητα προσρόφησης στο κομπόστ διαφορετικών συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων (Cu, Zn και Cd), καθώς και η επίδραση του χρόνου επαφής των μετάλλων στην προσρόφηση τους στο κομπόστ. Επίσης προσδιορίστηκαν οι ισόθερμες καμπύλες προσρόφησης του Cu, Zn Cd στο κομπόστ. Διαλύματα νιτρικών αλάτων Cu (10, 20, 50, 100, 150, 200 mg/l), Zn (100, 200, 400, 1000, 1500, 2000 mg/l) και Cd (1, 2, 4, 8, 10, 15 mg/l) προστέθηκαν σε 3g κομπόστ με ηλεκτρολύτη διαλύματος 0,01M  $CaCl_2$ . Η εξισορρόπηση των διαλυμάτων πραγματοποιήθηκε με ανακίνηση για διαφορετικούς χρόνους επαφής (3h, 6h, 12h,



16h, 24h, 36h, 48h, 60h, 72h). Το πείραμα προσρόφησης διεξήχθη σε σταθερή θερμοκρασία (20 °C) και η αναλογία κομπόστ : διάλυμα ήταν 10 : 1. Μετά την εξισορρόπηση ακολούθησε φυγοκέντρωση και διήθηση του αιωρήματος. Οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων μετρήθηκαν με τη χρήση του επαγωγικά συζευγμένου πλάσματος με φασματομετρία μαζών (ICP-MS, 7500cx coupled with Autosampler Series 3000 - Agilent Technologies). Σε όλες τις μεταχειρίσεις του πειράματος προσρόφησης έγιναν δύο επαναλήψεις και παρουσιάζονται οι μέσοι όροι των αποτελεσμάτων. Η συγκέντρωση του Cu, Zn ή Cd που προσροφήθηκε στο κομπόστ, σε κάθε περίπτωση, υπολογίστηκε από την αρχική συγκέντρωση του μετάλλου μείον τη συγκέντρωση που παρέμεινε στο διάλυμα ισορροπίας.

Τα αποτελέσματα της προσρόφησης εισήχθησαν στο εργαλείο του Solver του Excel προκειμένου να εξεταστεί σε ποια από τις τρεις ισόθερμες καμπύλες προσρόφησης ταιριάζουν καλύτερα τα πειραματικά δεδομένα. Τα μοντέλα προσρόφησης που εξετάστηκαν είναι τα ακόλουθα και περιγράφονται από τις εξισώσεις:

α) Γραμμική κατανομή - συντελεστής κατανομής (distribution coefficient -  $k_d$ ):

$$Q = k_d \cdot C \quad \text{ή} \quad k_d = \frac{Q}{C}$$

β) Ισόθερμη Langmuir:

$$Q = \frac{Q_{\max} K_L C}{1 + K_L C}$$

γ) Ισόθερμη Freundlich:

$$Q = K_F C^n$$

όπου Q είναι η ποσότητα του προσροφημένου μετάλλου (σε mg/kg), C είναι η συγκέντρωση του κάθε μετάλλου στο διάλυμα ισορροπίας (σε mg/L),  $K_L$  (L/mg) είναι μία σταθερά σχετική με την ενέργεια προσρόφησης,  $Q_{\max}$  (σε mg/kg) είναι η μέγιστη ποσότητα προσρόφησης του δείγματος, και  $K_F$  (σε L/g) και n (αδιάστατο) είναι οι συντελεστές Freundlich (Νικολαΐδης 2005, Wu et al., 2011, Paradelo and Barral 2012).

Η έκταση της προσρόφησης ως το ποσοστό προσρόφησης A%, υπολογίστηκε σύμφωνα με την ακόλουθη εξίσωση:

$$A\% = \frac{100 \, k_d}{k_d + \frac{V}{W}}$$

όπου V είναι η ποσότητα του διαλύματος που χρησιμοποιήθηκε στο πείραμα (ml) και W το βάρος του κομπόστ (g) (Giannakopoulou et al., 2012).

### **3.3 Στατιστική επεξεργασία**

Η στατιστική επεξεργασία των αποτελεσμάτων έγινε με το στατιστικό πακέτο SPSS 21. Για την εύρεση στατιστικά σημαντικών διαφορών μεταξύ των διαφορετικών μεταχειρίσεων χρησιμοποιήθηκε η ανάλυση διακύμανσης (one way ANOVA). Επίσης χρησιμοποιήθηκε η επιλογή της Ανάλυσης Παραλλακτικότητας (Multivariate Analysis of Variance, General Linear Model) για τη σύγκριση των κύριων παραγόντων. Οι συγκρίσεις των μέσων όρων πραγματοποιήθηκαν με το κριτήριο Tukey. Η επεξεργασία και παρουσίαση των διαγραμμάτων έγινε με τη χρήση του Excel 2010 (Microsoft Office).

## **ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4<sup>ο</sup>**

### **ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ**

#### 4.1 Ιδιότητες του εδάφους και του κομπόστ ΑΣΑ

Οι αρχικές φυσικοχημικές ιδιότητες των εδαφών και του κομπόστ συνοψίζονται στον Πίνακα 13. Η υφή του αμμώδους εδάφους ήταν πηλοαμμώδες και του αργιλώδους ιλυοαργιλώδες, αντίστοιχα. Το pH των εδαφών και του κομπόστ ήταν αλκαλικό. Και τα δύο εδάφη χαρακτηρίζονται ασβεστολιθικά λόγω του υψηλού ποσοστού ελεύθερου ανθρακικού ασβεστίου. Η περιεκτικότητα σε οργανικό άνθρακα, καθώς και σε θρεπτικά στοιχεία και μέταλλα, όπως ήταν αναμενόμενο, ήταν μεγαλύτερη στο αργιλώδες από ότι στο αμμώδες έδαφος. Οι ολικές και οι βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων και στα δύο εδάφη, μπορούν να θεωρηθούν χαμηλές σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα του κομπόστ ήταν υψηλή σε σύγκριση με άλλα κομπόστ ΑΣΑ, όπως αναφέρεται αναλυτικά στο Κεφάλαιο 2 της παρούσας διατριβής (Achiba et al., 2010, Avramidou et al., 2013, Moldes et al., 2007, Παπαφιλίππακη και Νικολαΐδης 2011). Οι υψηλές τιμές ηλεκτρικής αγωγιμότητας του κομπόστ δείχνουν υψηλή περιεκτικότητα διαλυτών αλάτων που μπορούν να επηρεάσουν τη βιολογική δραστηριότητα, την απόδοση των καλλιεργειών ή και ακόμα να το καταστήσουν ακατάλληλο για την εφαρμογή του στο έδαφος σε μεγάλες ποσότητες (Moldes et al., 2007). Ο ολικός οργανικός άνθρακας, η ΙΑΚ και η περιεκτικότητα σε θρεπτικά συστατικά του κομπόστ ήταν πολύ υψηλότερες από εκείνες που προσδιορίστηκαν στα εδάφη. Ο λόγος C/N του κομπόστ ήταν 11,4 υποδεικνύοντας ώριμο και σταθερό κομπόστ (Avramidou et al., 2013; Moldes et al., 2007). Η ολική περιεκτικότητα σε βαρέα μέταλλα του κομπόστ ήταν χαμηλή σε σύγκριση με τα όρια που ορίζονται από την ελληνική νομοθεσία, αλλά δεν πληρούσε τα πρότυπα του οικολογικού σήματος (Eco-label) για τα Cu, Zn και Pb, τα οποία είναι 100, 300 και 100 mg/kg, αντίστοιχα (EC, 2006a). Οι συγκεντρώσεις του κομπόστ σε Fe, Mn, Cr και Ni ήταν πολύ χαμηλότερες από ότι στο αργιλώδες έδαφος και παρόμοιες με αυτές του αμμώδους εδάφους. Επίσης, η περιεκτικότητα σε βιοδιαθέσιμα μέταλλα ως ποσοστό της ολικής περιεκτικότητας ήταν χαμηλή στα εδάφη και στο κομπόστ, υποδεικνύοντας χαμηλή διαθεσιμότητα των βαρέων μετάλλων στα φυτά. Ως εκ τούτου, το κομπόστ από το Εργοστάσιο της Δημοτικής Επιχείρησης Διαχείρισης Αποβλήτων της πόλης των Χανίων μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως οργανικό εδαφοβελτιωτικό στη γεωργία. Από αυτό το σημείο του κειμένου και έπειτα, το κομπόστ ΑΣΑ θα αναφέρεται ως κομπόστ.

**Πίνακας 13: Αρχικές ιδιότητες των εδαφών και του κομπόστ ΑΣΑ (επί ξηρού βάρους).**

Παράμετρος	Αμμώδες έδαφος	Αργιλώδες έδαφος	Κομπόστ ΑΣΑ
Αργίλος (%)	7.1	40.3	ND
Ιλύς (%)	9.3	46.4	ND
Άμμος (%)	83.6	13.3	ND
pH	8.35	7.82	7.72
EC (μS/cm)	436	744	13490
CaCO <sub>3</sub> (%)	19.04	18.96	ND
ΙΑΚ (cmol/kg)	5.09	26.64	72.16
Ολικός Οργ. Άνθρακας (g/kg)	4.24	21.28	228.06
Ολικό Άζωτο (g/kg)	0.41	2.12	20.00
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/kg)	24,77	100,20	712,66
Λόγος C/N	10.33	10.06	11.40
Διαθέσιμος P (mg/kg)	15.78	19.45	515
Ανταλλάξιμο K <sup>+</sup> (cmol/kg)	0.14	1.79	34.91
Ανταλλάξιμο Na <sup>+</sup> (cmol/kg)	0.77	0.54	30.46
Ανταλλάξιμο Ca <sup>2+</sup> (cmol/kg)	28.54	50.96	55.71
Ανταλλάξιμο Mg <sup>2+</sup> (cmol/kg)	0.91	3.30	10.43
Total/DTPA Fe (mg/kg)	8902/1.80	26548/2.11	10067/141.5
Total/DTPA Mn (mg/kg)	582.6/4.19	737/7.41	219.5/8.48
Total/DTPA Cu (mg/kg)	11.93/1.98	26.02/0.82	219.8/6.78
Total/DTPA Zn (mg/kg)	31.00/1.82	72.6/0.55	452.5/56.14
Total/DTPA Pb (mg/kg)	5.84/0.22	11.16/0.34	179.01/11.04
Total/DTPA Cd (mg/kg)	<DL/<DL	<DL/<DL	0.90/0.27
Total/DTPA Cr (mg/kg)	31.25/<DL	66.16/<DL	58.07/<DL
Total/DTPA Ni (mg/kg)	37.61/0.44	95.87/0.68	31.39/0.50

ND: δεν μετρήθηκε

&lt;DL: κάτω του ορίου ανίχνευσης

## 4.2 1<sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου. Επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ στην ανάπτυξη του σταμναγκαθιού.

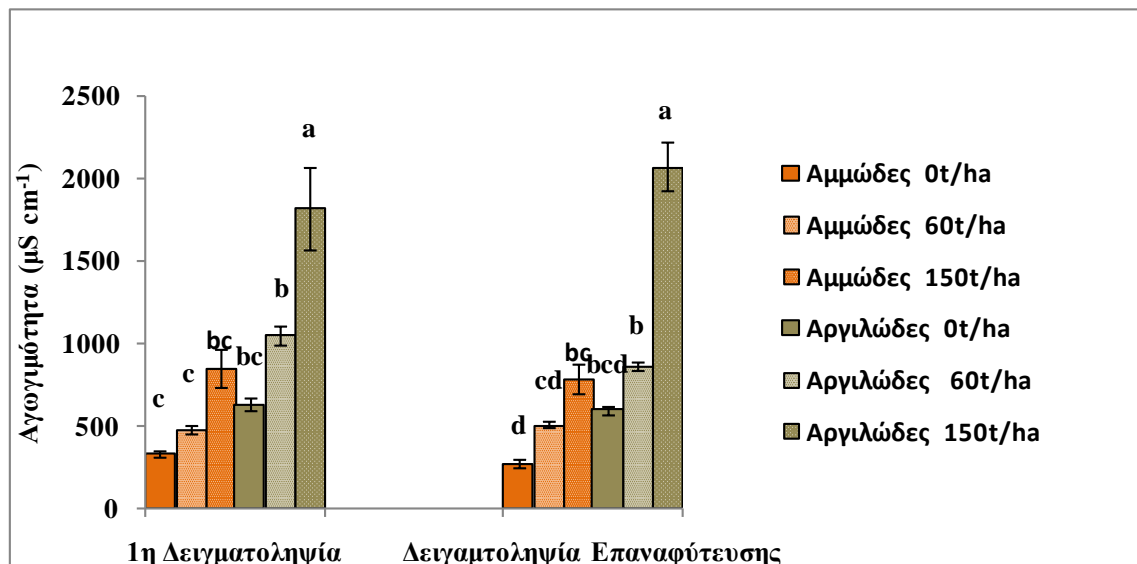
### 4.2.1 Εδάφη

*Επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ στις εδαφικές ιδιότητες.*

Ο τύπος του εδάφους είχε σημαντική επίδραση στις ιδιότητες του εδάφους, όπως ήταν αναμενόμενο, καθώς και στη διαθεσιμότητα των θρεπτικών στοιχείων σε όλες τις δειγματοληψίες (Πίνακας 14). Το αργιλώδες έδαφος είχε χαμηλότερο pH, αλλά υψηλότερη ηλεκτρική αγωγιμότητα, ΙΑΚ και ολικό οργανικό άνθρακα. Επίσης, το ολικό άζωτο, ο διαθέσιμος φώσφορος και τα ανταλλάξιμα κατιόντα, εκτός του Na, ήταν υψηλότερα στο αργιλώδες έδαφος.

Η επίδραση του κομπόστ στις ιδιότητες του εδάφους παρουσιάζεται στον Πίνακα 14. Η προσθήκη του κομπόστ, και στις δύο αναλογίες (60 και 150 t/ha), μείωσε ελαφρώς, αλλά σημαντικά το pH του εδάφους σε όλες τις δειγματοληψίες. Η μείωση του pH του εδάφους, μετά την εφαρμογή του κομπόστ αποδίδεται στην ανοργανοποίηση της οργανικής ουσίας και την απελευθέρωση του CO<sub>2</sub>. Το pH του εδάφους παίζει σημαντικό ρόλο στην κινητικότητα και τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών στοιχείων

και των βαρέων μετάλλων στο έδαφος (Achiba et al., 2009). Παρόμοιες τάσεις του pH του εδάφους μετά την προσθήκη κομπόστ έχουν αναφερθεί από τους Achiba et al., (2009) και τους Lakhdar et al., (2011). Επίσης η προσθήκη κομπόστ αύξησε σημαντικά την ηλεκτρική αγωγιμότητα. Η αλληλεπίδραση εδάφους και κομπόστ ήταν σημαντική στην ηλεκτρική αγωγιμότητα τόσο στην πρώτη δειγματοληψία όσο και στη δειγματοληψία επαναφύτευσης (Σχήμα 5). Η αύξηση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας ήταν μεγαλύτερη στο αργιλώδες έδαφος, καθώς από περίπου 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  στο μάρτυρα αυξήθηκε σε 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  για την μεταχείριση με την υψηλότερη αναλογία κομπόστ (150t/ha). Το κομπόστ συνήθως περιέχει μεγάλες ποσότητες διαλυτών αλάτων και κατά την εφαρμογή του στο έδαφος αυξάνει τις τιμές της ηλεκτρικής αγωγιμότητας. Οι υψηλές τιμές ηλεκτρικής αγωγιμότητας ( $>4\text{dS}/\text{m}$ ) στα εδάφη έχουν συσχετιστεί με αρνητικές επιπτώσεις στην απόδοση των καλλιεργειών (Hargreaves et al., 2008). Κατά συνέπεια, οι ποσότητες εφαρμογής του κομπόστ στο έδαφος θα πρέπει να προσαρμόζονται ανάλογα με την ηλεκτρική αγωγιμότητα του κομπόστ και με την αντοχή των συγκεκριμένων φυτικών ειδών στην αλατότητα, προκειμένου να αποφευχθούν τόσο το στρες λόγω της υψηλής αλατότητας αλλά και συμπτώματα τοξικότητας και παρεμπόδιση της ανάπτυξης των φυτών (Ribeiro et al., 2000).



Σχήμα 5. Επίδραση της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στην ηλεκτρική αγωγιμότητα του αμμώδους και του αργιλώδους εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Μπάρες με διαφορετικά γράμματα (εντός της ίδιας δειγματοληψίας) διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p<0,05$ .

Είναι ευρέως αποδεκτό ότι η εφαρμογή κομπόστ βελτιώνει τις ιδιότητες του εδάφους με την αύξηση της περιεκτικότητας του εδάφους σε οργανικό άνθρακα (οργανική ουσία) καθώς και με την αύξηση της ΙΑΚ (Weber et al., 2007). Όπως ήταν αναμενόμενο, ο ολικός οργανικός άνθρακας και η ΙΑΚ αυξήθηκαν σημαντικά κατά την εφαρμογή κομπόστ, σε όλες τις δειγματοληψίες εδάφους, ειδικά στις υψηλότερες αναλογίες κομπόστ (150 t/ ha). Αύξηση του οργανικού άνθρακα του εδάφους λόγω της προσθήκης κομπόστ έχει αναφερθεί σε αρκετές μελέτες (Mbarki et al, 2008; Weber et al., 2007). Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η αύξηση του οργανικού άνθρακα και της ΙΑΚ λόγω της προσθήκης του κομπόστ είχε μεγαλύτερη επίδραση στο αμμώδες έδαφος, καθώς τα αμμώδη εδάφη είναι φτωχά σε ανόργανα και οργανικά κολλοειδή, έχουν χαμηλή γονιμότητα και έλλειψη μακροστοιχείων και ιχνοστοιχείων (Weber et al., 2007).

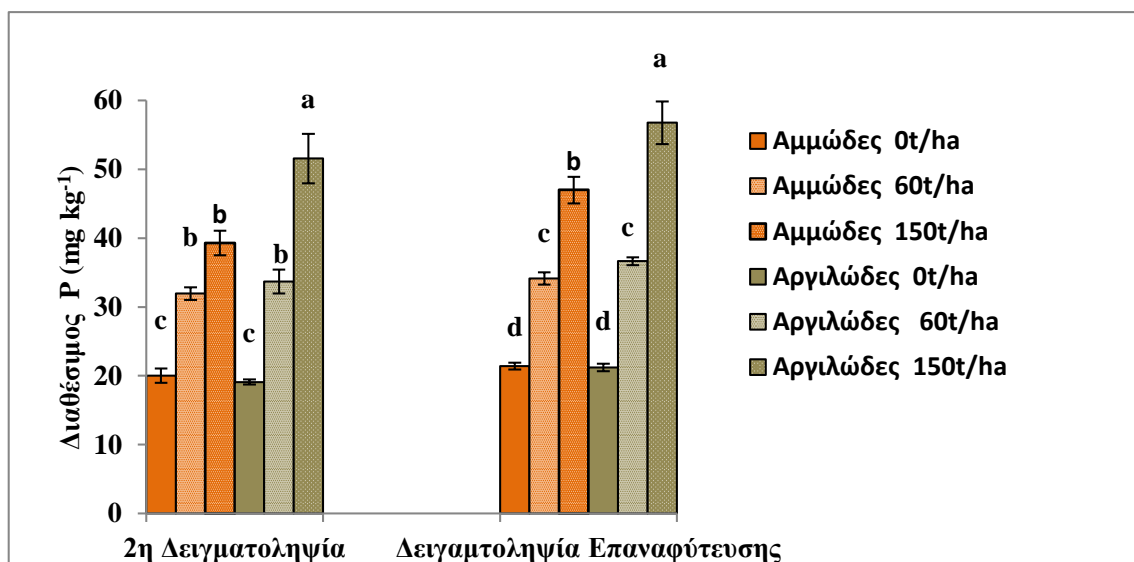
Η προσθήκη κομπόστ και στις δύο αναλογίες (60 και 150 t/ha), αύξησε σημαντικά το ολικό N, τον διαθέσιμο P καθώς και την περιεκτικότητα στα ανταλλάξιμα ιόντα K και Na σε όλες τις δειγματοληψίες του εδάφους. Οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ του εδάφους και του κομπόστ ήταν στατιστικά σημαντικές για το διαθέσιμο P στη δεύτερη δειγματοληψία και στη δειγματοληψία επαναφύτευσης (σχήμα 6). Επίσης σημαντικές αλληλεπιδράσεις βρέθηκαν για το ανταλλάξιμο K σε όλες τις δειγματοληψίες (σχήμα 7). Η περιεκτικότητα σε ανταλλάξιμο Mg αυξήθηκε σημαντικά μόνο στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής του κομπόστ (150 t/ha) στα αργιλώδη εδάφη ενώ η περιεκτικότητα σε ανταλλάξιμο Ca δεν επηρεάστηκε σημαντικά από την εφαρμογή του κομπόστ σε κανένα από τα δύο εδάφη (Πίνακας 14). Συμπερασματικά, η προσθήκη κομπόστ βελτίωσε τη γονιμότητα των εδαφών με την αύξηση των συγκεντρώσεων των κύριων μακροθρεπτικών και των ανταλλάξιμων κατιόντων. Παρόμοια αποτελέσματα έχουν αναφερθεί και από άλλους ερευνητές (Fagnano et al., 2011; Lakhdar et al., 2011; Weber et al., 2007).

**Πίνακας 14: Επίδραση του τύπου εδάφους και της προσθήκης κομπόστ στις ιδιότητες και τα θρεπτικά στοιχεία του εδάφους.**

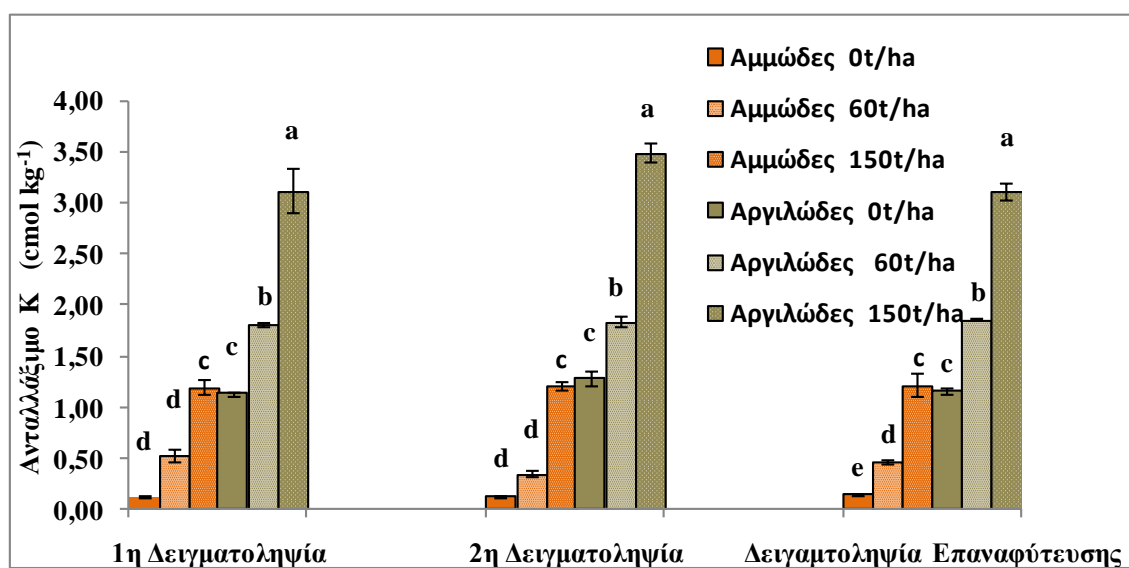
Δειγμ/ψία	Παράμετρος	pH	EC (μS/cm)	TOC (g/kg)	TN (g/kg)	Διαθ. P (mg/kg)	Ανταλ. K (cmol/kg)	Ανταλ. Na (cmol/kg)	Ανταλ. Ca (cmol/kg)	Ανταλ. Mg (cmol/kg)	ΙΑΚ (cmol/kg)
1η	Έδαφος										
	Αμμώδες	8,30	554	8,53	0,81	21,81	0,63	1,55	32,20	1,23	6,38
	Αργιλώδες	7,73	1167	27,80	2,41	29,39	2,03	1,31	47,33	2,31	29,30
	Σημαντικότητα	***	***	***	***	**	***	*	***	***	***
	Κομπόστ (t/ha)										
	0	8,16a	479b	13,82b	1,08c	13,31c	0,63c	0,60c	40,01	1,58b	15,95b
	60	7,99b	765b	16,76b	1,48b	25,91b	1,18b	1,34b	38,77	1,65b	17,29b
	150	7,90b	1336a	23,92a	2,28a	37,57a	2,17a	2,34a	40,51	2,09a	20,28a
	Σημαντικότητα	***	***	***	***	***	***	***	ns	**	***
	Έδαφος Χ Κομπόστ	ns	*	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
2η	Έδαφος										
	Αμμώδες	8,33	517	7,98	0,78	30,42	0,57	1,37	29,40	1,21	
	Αργιλώδες	7,81	1055	27,09	2,36	34,79	2,21	1,03	43,64	1,81	
	Σημαντικότητα	***	**	***	***	*	***	*	***	***	
	Κομπόστ (t/ha)										
	0	8,25a	432b	12,98b	1,08b	19,55c	0,71c	0,51b	35,98	1,30b	
	60	8,06b	689b	15,90b	1,44b	32,83b	1,10b	0,96b	36,19	1,47b	
	150	7,90c	1237a	23,72a	2,22a	45,44a	2,36a	2,12a	37,39	1,76a	
	Σημαντικότητα	***	**	***	***	***	***	***	ns	**	
	Έδαφος Χ Κομπόστ	ns	ns	ns	ns	**	***	ns	ns	ns	
Επαναφύτευσης	Έδαφος										
	Αμμώδες	8,48	520	7,83	0,83	34,19	0,62	1,41	29,31	1,31	
	Αργιλώδες	7,93	1177	26,07	2,81	38,22	2,05	0,97	44,92	2,10	
	Σημαντικότητα	***	***	***	***	**	***	**	***	***	
	Κομπόστ (t/ha)										
	0	8,21a	434c	11,88c	1,19c	21,32c	0,66c	0,53c	37,52	1,50b	
	60	7,96b	686b	15,84b	1,75b	35,40b	1,17b	1,07b	35,78	1,72a	
	150	7,85c	1427a	23,14a	2,57a	51,89a	2,17a	1,98a	38,02	1,90a	
	Σημαντικότητα	***	***	***	***	***	***	***	ns	**	
	Έδαφος Χ Κομπόστ	ns	***	ns	ns	*	***	ns	ns	ns	

ns: μη σημαντικό, \*p<0.05, \*\*p<0.01, \*\*\*p<0.001, εντός της ίδιας δειγματοληψίας αριθμοί με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για p<0,05, TOC: Ολικός οργανικός άνθρακας, TN: Ολικό άζωτο, ΙΑΚ: Ικανότητα Ανταλλαγής Κατιόντων





Σχήμα 6. Επίδραση της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ ha) στο διαθέσιμο Φώσφορο του αμμώδους και αργιλώδους εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Μπάρες με διαφορετικά γράμματα (εντός της ίδιας δειγματοληψίας) διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .



Σχήμα 7. Επίδραση της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στο ανταλλάξιμο Κάλιο του αμμώδους και αργιλώδους εδάφους. (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Μπάρες με διαφορετικά γράμματα (εντός της ίδιας δειγματοληψίας) διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .

#### Επίδραση του κομπόστ στα ιχνοστοιχεία του εδάφους.

Οι ολικές συγκεντρώσεις Fe, Mn, Cr και Ni δεν επηρεάστηκαν σημαντικά από την εφαρμογή του κομπόστ και βρέθηκαν παρόμοιες σε όλες τις αναλογίες κομπόστ και σε όλες δειγματοληψίες, για κάθε έδαφος. Οι μέσες τιμές των ολικών συγκεντρώσεων των μετάλλων αυτών ήταν παρόμοιες με τους μάρτυρες (εδάφη που δεν είχε

προστεθεί κομπόστ). Σε αντίθεση, οι ολικές συγκεντρώσεις των Cu, Zn, Pb και Cd αυξήθηκαν σημαντικά και στα δύο εδάφη με την προσθήκη του κομπόστ. Η αύξηση αυτών των μετάλλων ήταν ανάλογη με την αναλογία εφαρμογής του κομπόστ και παρόμοια σε όλες τις δειγματοληψίες του εδάφους, για το κάθε έδαφος. Στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής (150 t/ha), οι ολικές συγκεντρώσεις Cu, Zn και Pb αυξήθηκαν σε σχέση με τα εδάφη στα οποία δεν είχε προστεθεί κομπόστ από 100, 90 και 95% αντίστοιχα στο αμμώδες έδαφος και 65, 20 και 85% στο αργιλώδες έδαφος. Επιπρόσθετα, στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής του κομπόστ (150t/ha), το ολικό Cd αυξήθηκε από μη ανιχνεύσιμα επίπεδα στους μάρτυρες (0 t/ha) σε 0,19 mg/kg και 0,25 mg/kg στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη, αντίστοιχα. Αύξηση των ολικών συγκεντρώσεων των Cu, Zn, Pb και Cd, με την προσθήκη κομπόστ, έχει αναφερθεί και σε άλλες μελέτες (Achiba et al, 2009; Carbonell et al, 2011; Lakhdar et al., 2011; Mbarki et al., 2008).

Οι βιοδιαθέσιμες (DTPA) συγκεντρώσεις των μελετηθέντων μετάλλων αυξήθηκαν σημαντικά με την προσθήκη του κομπόστ, αναλογικά με τις προστιθέμενες ποσότητες, σε όλες τις δειγματοληψίες του εδάφους και για τα δύο εδάφη, με εξαίρεση το Cr, του οποίου οι συγκεντρώσεις δεν επηρεάστηκαν από την προσθήκη κομπόστ και παρέμεινε κάτω από τα όρια ανίχνευσης (<0.15μg/kg). Οι βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των μετάλλων είναι πιο σημαντικές από ότι οι ολικές συγκεντρώσεις, διότι μέσω των πρώτων μπορεί να προβλεφτεί ο κίνδυνος πρόσληψης μετάλλων από τα φυτά και η κινητικότητα τους στο έδαφος (Carbonell et al, 2011). Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής οι βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των μελετηθέντων μετάλλων είχαν αυξηθεί λόγω της προσθήκης κομπόστ και αυτό υποδεικνύει ένα εκτεταμένο κίνδυνο ρύπανσης από τα συγκεκριμένα μέταλλα στο περιβάλλον. Μονάχα οι βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις Cr δεν επηρεάστηκαν και παρέμειναν σε μη ανιχνεύσιμα όρια. Αυτό μπορεί να συνέβη επειδή η διαθεσιμότητα του Cr μειώνεται από την παρουσία οργανικής ουσίας, λόγω της αναγωγής του ευκίνητου  $\text{Cr}^{6+}$  στο δυσκίνητο και σταθερό  $\text{Cr}^{3+}$  (Kabata- Pendias, 2001). Η βιοδιαθεσιμότητα και η κινητικότητα των ιχνοστοιχείων εξαρτώνται από διάφορους παράγοντες όπως από την φύση του στοιχείου, τις ιδιότητες του εδάφους (pH, περιεκτικότητα σε άργιλο και σε οργανική ουσία, κ.λπ.) καθώς και από την ποιότητα και την ωριμότητα των εδαφοβελτιωτικών (Achiba et al, 2009).

Το βιοδιαθέσιμο κλάσμα των μετάλλων ως ποσοστό της ολικής περιεκτικότητας (% σχετική βιοδιαθεσιμότητα) είναι ένας καλός δείκτης για την κινητικότητα και την

διαθεσιμότητα των μετάλλων από τα φυτά. Τα βαρέα μέταλλα είναι δυνητικά διαθέσιμα για πρόσληψη από τα φυτά, εάν η σχετική τους βιοδιαθεσιμότητα (βιοδιαθέσιμη συγκέντρωση ως ποσοστό της ολικής συγκέντρωσης του μετάλλου) υπερβαίνει το 10% (Ulrich et al., 1999). Η σχετική βιοδιαθεσιμότητα των Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Pb και Cd για τα αμμώδη και τα αργιλώδη εδάφη παρουσιάζεται στον πίνακα 15. Σε γενικές γραμμές, η σχετική βιοδιαθεσιμότητα των μετάλλων που μελετήθηκαν μπορεί να θεωρηθεί χαμηλή και στα δύο εδάφη κυρίως λόγω του βασικού pH του εδάφους. Οι υψηλές τιμές του pH μειώνουν την κινητικότητα και τη διαθεσιμότητα των μετάλλων μέσω σχηματισμού δυσδιάλυτων μορφών βαρέων μετάλλων και αυξάνοντας την ικανότητα προσρόφησης των εδαφών λόγω της μείωσης του ανταγωνισμού των  $H^+$  στις θέσεις προσρόφησης (Achiba et al, 2009). Ο Cu στο αμμώδες έδαφος φάνηκε να είναι το πιο διαθέσιμος, αφού η σχετική βιοδιαθεσιμότητα του ξεπέρασε το 14% στους μάρτυρες για όλες τις δειγματοληψίες. Η σχετική βιοδιαθεσιμότητα των μετάλλων που μελετήθηκαν, με εξαίρεση τον Cu στα αμμώδη εδάφη, αυξήθηκε σημαντικά με την προσθήκη κομπόστ ανάλογα με την αναλογία εφαρμογής σε όλες τις δειγματοληψίες και για τα δύο εδάφη. Η προσθήκη κομπόστ στο αμμώδες έδαφος μείωσε την βιοδιαθεσιμότητα του Cu κυρίως λόγω του σχηματισμού σταθερών συμπλόκων με ομάδες  $COOH$  ή  $OH$  στις επιφάνειες των οργανικών πολυμερών (Achiba et al, 2009). Από την άλλη πλευρά, η αύξηση της διαθεσιμότητας των μετάλλων με την προσθήκη κομπόστ ίσως συνέβη λόγω της αποσύνθεσης της οργανικής ουσίας σε χαμηλού μοριακού βάρους οργανικές ενώσεις και του σχηματισμού χηλικών ενώσεων των μετάλλων (Fagnano et al., 2011). Στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής του κομπόστ, η σχετική βιοδιαθεσιμότητα των Zn και Pb στο αμμώδες έδαφος, καθώς και του Cd και δύο εδάφη υπερέβη το 10% σε όλες τις δειγματοληψίες, υποδεικνύοντας ότι αυτά τα μέταλλα θα μπορούσαν να γίνουν ενδεχομένως ευκίνητα και επομένως δυνητικά διαθέσιμα για πρόσληψη από τα φυτά.

Επίσης, η σχετική βιοδιαθεσιμότητα των μελετηθέντων μετάλλων ήταν υψηλότερη στα αμμώδη εδάφη, με την εξαίρεση τα Ni, Mn και Cd, η οποία ήταν χαμηλότερη ή δεν είχε διαφορές μεταξύ των δύο εδαφών, σε όλες τις δειγματοληψίες (Πίνακας 15).

**Πίνακας 15: Σχετική βιοδιαθεσιμότητα (Βιοδιαθέσιμες /Ολικές μορφές %) των Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Pb και Cd στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη**

Δειγμ/ψία	Μεταχείριση	Cu		Zn		Pb		Cd		Fe		Mn		Ni	
		Αμμώδεις	Αργιλώδεις	Αμμώδεις	Αργιλώδεις	Αμμώδεις	Αργιλώδεις	Αμμώδεις	Αργιλώδεις	Αμμώδεις	Αργιλώδεις	Αμμώδεις	Αργιλώδεις	Αμμώδεις	Αργιλώδεις
1η	<i>Κομπόστ (t/ha)</i>														
	0	16,05a	2,32b	7,20c	0,89c	4,69c	3,50c	<DL c	<DL b	0,02c	0,01c	0,70c	0,64b	1,21b	1,98b
	60	12,14b	2,98b	9,89b	4,66b	8,07b	5,40b	7,53b	8,20a	0,12b	0,02b	0,89b	0,81b	1,49ab	2,23b
	150	11,00b	4,53a	13,46a	9,68a	10,61a	7,86a	10,02a	10,00a	0,20a	0,04a	1,07a	1,20a	1,70a	2,85a
	<i>Σημαντικότητα</i>	**	**	**	***	***	***	***	**	***	***	**	*	**	***
2η	0	14,29a	2,31c	6,55b	0,86c	4,93c	4,72c	<DL b	<DL c	0,02c	0,01c	0,63c	0,60b	0,92b	2,11b
	60	9,43b	3,06b	9,15a	4,58b	7,86b	6,07b	9,40a	8,50b	0,09b	0,02b	0,76b	0,79b	1,59b	2,32ab
	150	7,25c	4,04a	11,35a	8,67a	10,53a	7,65a	10,24a	10,46a	0,18a	0,04a	1,09a	1,18a	1,89a	2,72a
	<i>Σημαντικότητα</i>	***	***	**	**	***	**	**	***	***	**	***	***	*	*
Επαναφύτωση	0	14,27a	2,56c	5,44b	0,91c	5,61b	4,15c	<DL b	<DL c	0,02c	0,01b	0,64c	0,60c	0,96b	2,09b
	60	10,24b	3,16b	9,42a	5,18b	8,75a	5,68b	8,92a	8,87b	0,09b	0,02b	0,86b	0,83b	1,86a	2,50ab
	150	9,26b	3,88a	13,01a	8,85a	10,77a	6,91a	10,15a	11,59a	0,18a	0,03a	1,08a	1,21a	2,18a	2,88a
	<i>Σημαντικότητα</i>	**	**	**	***	**	**	*	***	***	**	**	***	**	*

<DL: μικρότερο του ορίου αντίληψης, ns: μη σημαντικό, \*P<0.05, \*\*P<0.01, \*\*\*P<0.001, εντός της δειγματοληψίας και για κάθε έδαφος αριθμοί με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για p<0,05.

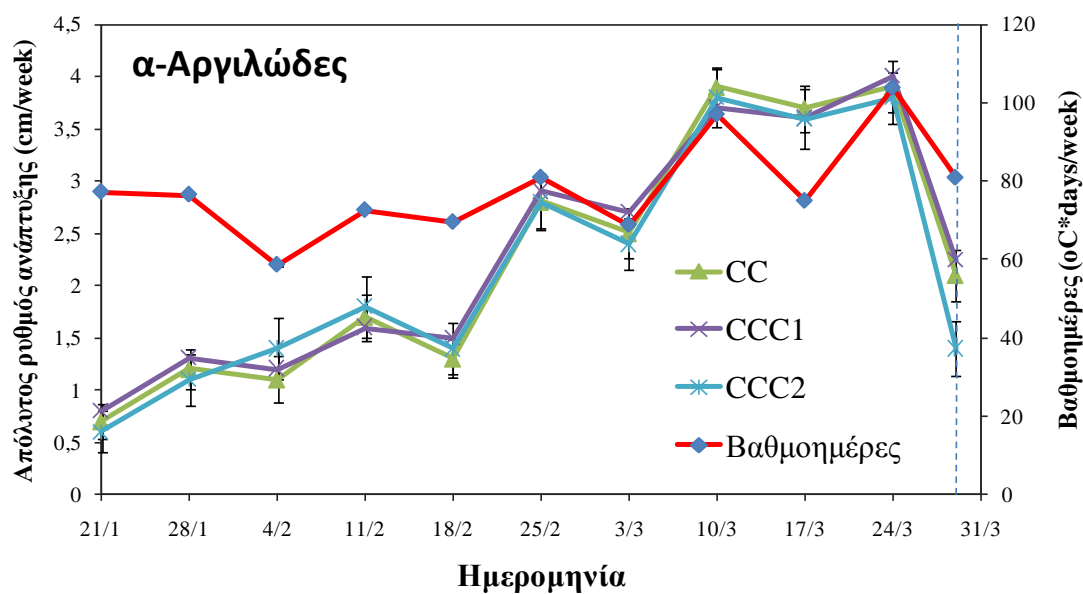
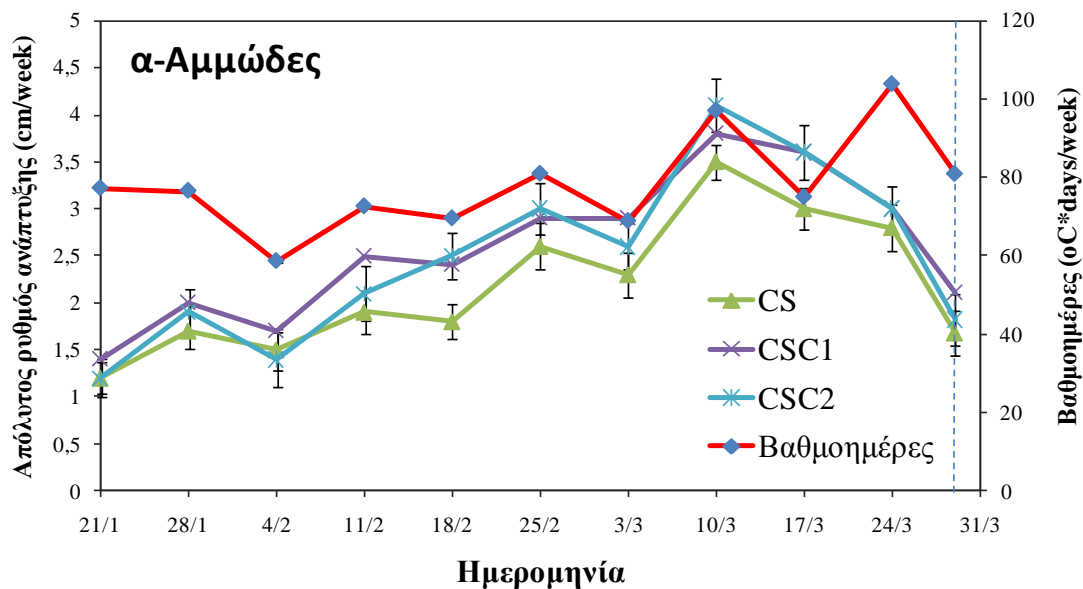
#### 4.2.2 Φυτά

*Ανάπτυξη των φυτών, παραγωγή και συγκέντρωση μακροθρεπτικών στοιχείων στο υπέργειο τμήμα*

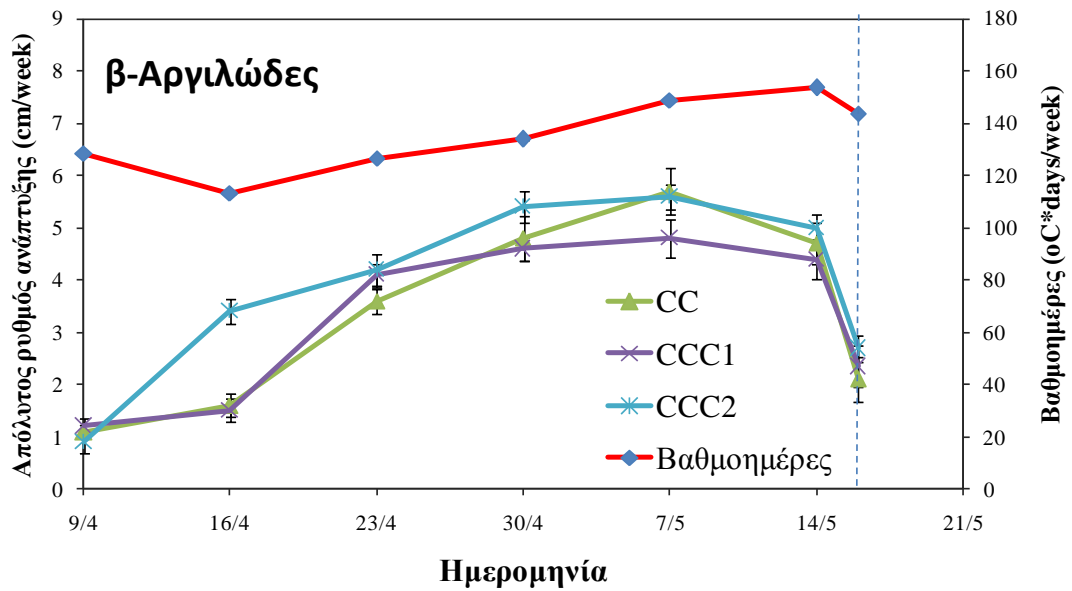
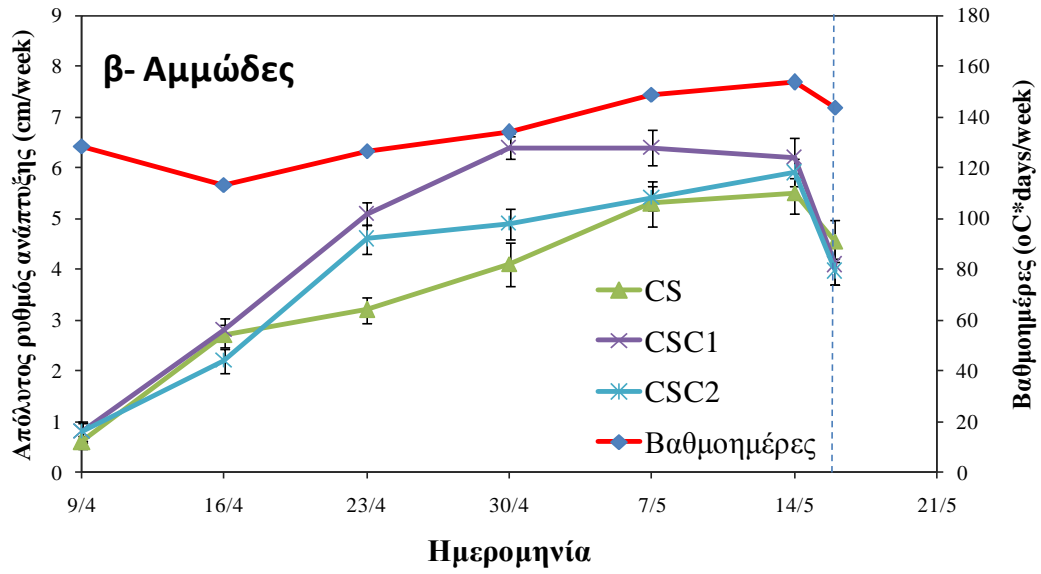
Η διάρκεια της περιόδου ανάπτυξης και το στάδιο της συγκομιδής του σταμναγκαθιού για κάθε φύτευση, δεν επηρεάστηκε από τον τύπο του εδάφους ή την προσθήκη του κομποστ. Ένας σημαντικός παράγοντας που επηρέασε τη διάρκεια της περιόδου ανάπτυξης και την χρονική διάρκεια του βιολογικού κύκλου του σταμναγκαθιού ήταν η θερμοκρασία του περιβάλλοντος. Κατά την επαναφύτευση επικράτησαν υψηλότερες θερμοκρασίες και η περίοδος ανάπτυξης του σταμναγκαθιού μειώθηκε κατά 29 ημέρες. Η επίδραση της θερμοκρασίας στην περίοδο ανάπτυξης μπορεί να εξηγηθεί από την αύξηση των βαθμοημερών. Οι βαθμοημέρες ανάπτυξης συνήθως χρησιμοποιούνται για την ποσοτικοποίηση της επίδρασης της θερμοκρασίας και για την εκτίμηση της ανάπτυξης των φυτών κατά τη διάρκεια της καλλιεργητικής περιόδου. Μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση της ανθοφορίας, της ωρίμανσης της παραγωγής και της ημερομηνίας συγκομιδής της καλλιέργειας (Hou et al, 2014; Li et al, 2012). Κατά την πρώτη φύτευση του σταμναγκαθιού, οι αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) που απαιτήθηκαν από την ημερομηνία της φύτευσης μέχρι την ημερομηνία της πρώτης συγκομιδής ήταν  $838^{\circ}\text{C}^{\circ}\text{ημέρες}$ . Κατά την επαναφύτευση, οι αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) που απαιτήθηκαν μεταξύ της φύτευσης και της συγκομιδής των φυτών ήταν  $845^{\circ}\text{C}^{\circ}\text{ημέρες}$ , παρόμοιες με εκείνες που απαιτήθηκαν κατά την πρώτη φύτευση, αν και ημερολογιακά το διάστημα αυτό ήταν πολύ μικρότερο. Συνεπώς, η διάρκεια της περιόδου ανάπτυξης εξαρτάται κυρίως από τις αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης και κατ' επέκταση από τη θερμοκρασία του περιβάλλοντος. Η επίδραση της θερμοκρασίας στην ανάπτυξη του ραδικιού (*Cichorium intybus* L.), το οποίο είναι ένα είδος που ανήκει στο ίδιο γένος με το σταμναγκαθί, έχει ερευνηθεί πρόσφατα από τους Mathieu et al. (2014). Σύμφωνα με την έρευνα αυτή, οι υψηλές θερμοκρασίες που εφαρμόζονταν στο ραδίκι υπό συνθήκες φυτωρίου, περιόρισαν το χρόνο ανάπτυξης μέχρι την άνθηση κατά 50%.

Η διάμετρος της ροζέτας του σταμναγκαθιού χρησιμοποιήθηκε ως ένας μη καταστρεπτικός δείκτης για την μέτρηση της ανάπτυξης των φυτών. Στο σχήμα (8 α, β) απεικονίζεται ο απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας του σταμναγκαθιού σε όλες τις μεταχειρίσεις και για τις δύο φυτεύσεις καθώς και οι αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) ανά εβδομάδα. Αρχικά ο ρυθμός

ανάπτυξης της ροζέτας ήταν χαμηλός, και στις δύο φυτεύσεις, ίσως λόγω του σοκ της μεταφύτευσης, αλλά μετά την πρώτη εβδομάδα, ο ρυθμός ανάπτυξης αυξήθηκε για όλες τις μεταχειρίσεις. Μετά τη δεύτερη εβδομάδα ο ρυθμός ανάπτυξης άρχισε να συμμεταβάλλεται με τις αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης ανά εβδομάδα. Κατά την πρώτη φύτευση, οι διακυμάνσεις της θερμοκρασίας κατά τη διάρκεια της χειμερινής περιόδου είχαν ως αποτέλεσμα διακυμάνσεις του απόλυτου ρυθμού ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας του σταμναγκαθιού. Αντίθετα, στην επαναφύτευση ο απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας ήταν σταθερά ανοδικός ακολουθώντας την τάση της θερμοκρασίας του περιβάλλοντος. Επίσης, λόγω της υψηλότερης θερμοκρασίας, ο απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας ήταν υψηλότερος κατά την επαναφύτευση και τα φυτά έφθασαν στο στάδιο της συγκομιδής σε μικρότερο χρονικό διάστημα. Λίγες ημέρες πριν από την έκπτυξη του αγκαθιού, ο ρυθμός ανάπτυξης της ροζέτας του σταμναγκαθιού σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις φυτεύσεις μειώθηκε και οι ροζέτες έτειναν να αποκτήσουν μια τελική διάμετρο. Ο τύπος του εδάφους έπαιξε σημαντικό ρόλο στο ρυθμό ανάπτυξης μόνο κατά την έναρξη της πρώτης φύτευσης. (σχήμα 8 α, β). Υψηλότεροι ρυθμοί ανάπτυξης παρατηρήθηκαν στα αμμώδη εδάφη, μόνο κατά τα αρχικά στάδια ανάπτυξης των φυτών της πρώτης φύτευσης και αυτό συνέβη πιθανώς επειδή τα αμμώδη εδάφη θερμαίνονται πιο εύκολα κατά τη διάρκεια του χειμώνα, λόγω του μεγαλύτερου μέγεθος πόρων και του καλύτερου αερισμού τους, παράγοντες που ευνοούν την ανάπτυξη των φυτών. Κατά την επαναφύτευση δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στο ρυθμό ανάπτυξης των φυτών μεταξύ των αμμωδών και των αργιλωδών εδαφών.



Σχήμα 8α. Απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας του σταμναγκαθιού ( $\pm$  st. error), σε όλες τις μεταχειρίσεις και αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) ανά εβδομάδα α) φύτευση (14/1/2012 – 29/3/2012) Κάθετη γραμμή - - - : Ημερομηνία συγκομιδής.



Σχήμα 8β. Απόλυτος ρυθμός ανάπτυξης της διαμέτρου της ροζέτας του σταμναγκαθιού ( $\pm$  st. error), σε όλες τις μεταχειρίσεις και αθροιστικές βαθμοημέρες ανάπτυξης (GDD) ανά εβδομάδα β) επαναφύτευση (2/4/2012-17/5/2012) Κάθετη γραμμή - - - : Ημερομηνία συγκομιδής.

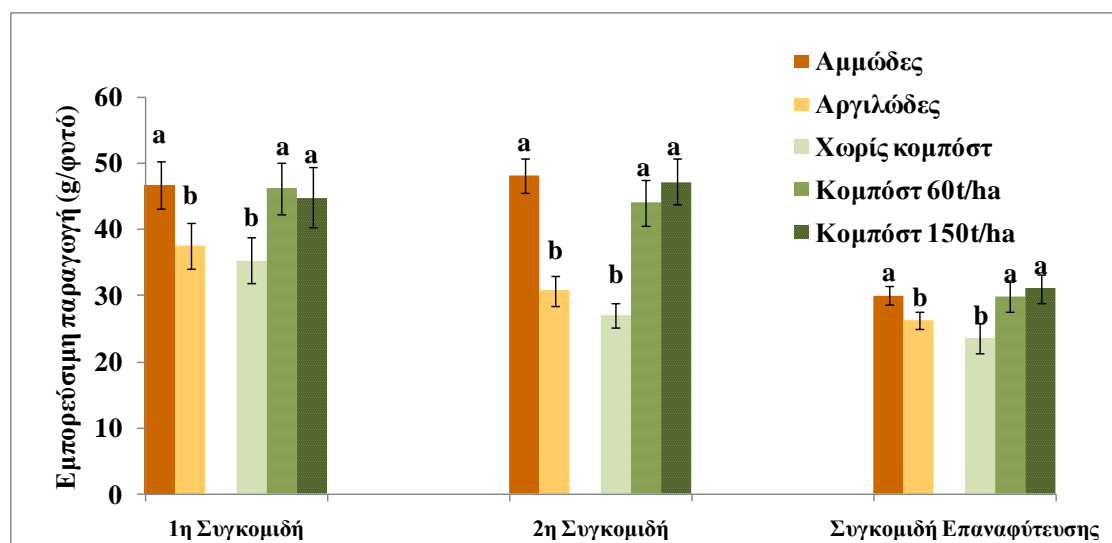


Οι παράμετροι της ανάπτυξης των φυτών που μελετήθηκαν παρουσιάζονται στον Πίνακα 16. Η τελική διάμετρος της ροζέτας του σταμναγκαθιού δεν επηρεάστηκε από τον τύπο του εδάφους ή την προσθήκη κομπόστ σε καμία από τις δύο συγκομιδές (πρώτη και επαναφύτευση). Στο τέλος της καλλιεργητικής περιόδου, πριν την έκπτυξη του αγκαθιού, τα φυτά του σταμναγκαθιού έτειναν να αποκτήσουν μια τελική διάμετρο ροζέτας περίπου 30 cm, χωρίς αυτή να επηρεάζεται από εξωγενείς παράγοντες όπως ο τύπος του εδάφους, η περιεκτικότητα σε οργανική ουσία, το εδαφικό pH, η κατάσταση των θρεπτικών στοιχείων του εδάφους, κ.λπ.

Η επίδραση της εφαρμογής κομπόστ στην εμπορεύσιμη παραγωγή του σταμναγκαθιού απεικονίζεται στο σχήμα 9. Ο τύπος του εδάφους είχε σημαντική επίδραση στην εμπορεύσιμη παραγωγή, σε όλες τις συγκομιδές. Οι αποδόσεις στο αμμώδες έδαφος ήταν περίπου 25, 55 και 15% υψηλότερες σε σχέση με το αργιλώδες έδαφος κατά την πρώτη, την δεύτερη και τη συγκομιδή επαναφύτευσης, αντίστοιχα. Και οι δύο αναλογίες εφαρμογής του κομπόστ (60 και 150 t/ha) αύξησαν σημαντικά την εμπορεύσιμη παραγωγή (σε όλες τις συγκομιδές) του σταμναγκαθιού σε σύγκριση με το μάρτυρα, ωστόσο δεν υπήρχε σημαντική διαφορά μεταξύ της εφαρμογής των 60 και των 150 t/ha. Η παραγωγή στα εδάφη στα οποία προστέθηκε κομπόστ βρέθηκε περίπου 30, 75 και 30% υψηλότερη σε σύγκριση με την παραγωγή στα εδάφη χωρίς κομπόστ (μάρτυρες 0 t/ha) κατά την πρώτη, την δεύτερη και την συγκομιδή επαναφύτευσης αντίστοιχα. Όπως φαίνεται από το σχήμα 9, η εμπορεύσιμη παραγωγή κατά τη συγκομιδή επαναφύτευσης ήταν πολύ χαμηλότερη από ότι στις άλλες συγκομιδές. Δεδομένου ότι τα φυτά δεν εμφάνισαν συμπτώματα ασθενειών, τοξικότητας ή τροφοπενίας, καθ' όλη τη διάρκεια της βλαστικής τους περιόδου, η εξήγηση αυτής της μείωσης της παραγωγής μπορεί να αποδοθεί στην αύξηση της θερμοκρασίας του περιβάλλοντος η οποία, όπως αναφέρεται παίζει σημαντικό ρόλο στο χρόνο ολοκλήρωσης του βλαστικού σταδίου και της έναρξης έκπτυξης του αγκαθιού. Οι Ćustić et al. (2003) ανέφεραν ότι οι πολύ υψηλές θερμοκρασίες σε συνδυασμό με μεγάλη περίοδο ξηρασίας προκάλεσαν μια αξιοσημείωτη μείωση στην παραγωγή του ραδικιού από (2,7 -4,9 kg / m<sup>2</sup>) σε (0,4- 0,7 kg / m<sup>2</sup>).

Η ξηρή βιομάζα, όπως αναμενόταν, ακολούθησε την τάση της εμπορεύσιμη παραγωγής. Παρόμοια αποτελέσματα βρέθηκαν και από άλλους ερευνητές που βρήκαν αύξηση της παραγωγής σε διάφορες καλλιέργειες (όπως στο *Mesembryanthemum edule*, στο μαρούλι, στο τριτικάλε, στη γλυκοκολοκύθα, κλπ),

λόγω προσθήκης κομπόστ (Fagnano et al., 2011; Lakhdar et al., 2011; Warman et al., 2009; Weber et al., 2014).



Σχήμα 9. Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στην εμπορεύσιμη παραγωγή ανά φυτό (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα (εντός της ίδιας συγκομιδής) υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0.05$ .

Η σχετική περιεκτικότητα σε νερό του υπέργειου τμήματος και η αναλογία βλαστός/ρίζα είναι πολύ σημαντικές παράμετροι ανάπτυξης που αφορούν τις φυσιολογικές λειτουργίες των φυτών. Η σχετική περιεκτικότητα σε νερό είναι ένας καλός δείκτης του υδατικού ισοζυγίου των φυτών και συνδέεται με πολλές φυσιολογικές παραμέτρους, όπως η ανάπτυξη, η φωτοσύνθεση, η αγωγιμότητα των στομάτων, η διαπνοή, η αναπνοή κ.λπ. (Yamasaki and Dillenburg, 1999). Η υψηλή περιεκτικότητα σε νερό των φύλλων σε διάφορα φυλλώδη λαχανικά (π.χ. μαρούλι, σπανάκι) δημιουργεί προβλήματα μετά τη συγκομιδή, τόσο στην συντήρηση όσο και στην επεξεργασία τους (Garrido et al., 2013). Η μέση τιμή της περιεκτικότητας σε νερό του υπέργειου τμήματος των φυτών ήταν περίπου 88% και δεν επηρεάστηκε από τον τύπο του εδάφους ή η προσθήκη κομπόστ και καμία από τις μεταχειρίσεις ή τις συγκομιδές. Συνεπώς, ο τύπος του εδάφους ή η προσθήκη κομπόστ δεν επηρέασε την περιεκτικότητα σε νερό των φύλλων η οποία επηρεάζει τα μετασυσλεκτικά χαρακτηριστικά και την εμπορεύσιμη ποιότητα των φυτών. Ο τύπος του εδάφους ή η προσθήκη κομπόστ δεν επηρέασε την αναλογία βλαστός/ρίζα εντός της συγκομιδής, εκτός από το κομπόστ, κατά την πρώτη συγκομιδή, το οποίο αύξησε σημαντικά αυτόν το λόγο και στις δύο αναλογίες εφαρμογής του. Μια παρόμοια τάση αναφέρθηκε από τους Lakhdar et al. (2012), οι οποίοι βρήκαν σημαντικά υψηλότερη την αναλογία

βλαστός/ρίζα (ξηρού βάρους) στο σκληρό σιτάρι σε ποσότητες εφαρμογής κομπόστ μεγαλύτερες από 100t/ha. Σύμφωνα με τους Lakhdar et al. (2012) η αύξηση της αναλογίας βλαστός/ρίζα αντικατοπτρίζει τις θετικές συνέπειες των οργανικών εδαφοβελτιωτικών όσον αφορά την αύξηση της παραγωγής βιομάζας βλαστού. Από την άλλη πλευρά, τα φυτά με υψηλότερες αναλογίες βλαστός/ρίζα ίσως είναι πιο ευαίσθητα στις καλλιεργητικές ή περιβαλλοντικές καταπονήσεις (Larco et al., 2013). Κατά τη δεύτερη συγκομιδή οι αναλογίες βλαστός/ρίζα ήταν περίπου 50% χαμηλότερες σε σύγκριση με τις άλλες δύο συγκομιδές, σε όλες τις μεταχειρίσεις (Πίνακας 16). Αυτό συνέβη επειδή τα φυτά της δεύτερης συγκομιδής είχαν μεγαλύτερο ριζικό σύστημα σε σχέση με τα φυτά της πρώτης συγκομιδής και της συγκομιδής επαναφύτευσης, καθώς μετά την πρώτη συγκομιδή οι ρίζες παρέμειναν στο έδαφος και τα φυτά επαναβλάστησαν, με αποτέλεσμα οι ρίζες να συνεχίσουν να αναπτύσσονται. Κατά συνέπεια, τα φυτά της δεύτερης συγκομιδής θα μπορούσαν να θεωρηθούν πιο ανθεκτικά από τα φυτά της επαναφύτευσης, σε καλλιεργητικές και περιβαλλοντικές καταπονήσεις.

Η περιεκτικότητα σε ολική χλωροφύλλη βρέθηκε περίπου 0,9 mg/g και δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους ή την εφαρμογή κομπόστ σε όλες τις συγκομιδές υποδεικνύοντας ότι τα φυτά δεν υποβλήθηκαν σε στρες λόγω της προσθήκης κομπόστ. Η ολική χλωροφύλλη (καθώς και οι χλωροφύλλες A και B) ακολούθησε την τάση του ολικού αζώτου, το οποίο επίσης δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους ή από την προσθήκη κομπόστ. Επίσης, οι Klados and Tzortzakis (2014) δεν παρατήρησαν διαφορές στην χλωροφύλλη των φύλλων σταμναγκαθιού που καλλιεργήθηκε υδροπονικά σε διάφορα υποστρώματα και με επίπεδα αυξημένης αλατότητας.

Η περιεκτικότητα σε μακροθρεπτικά (N, P, K, Ca και Mg) του υπέργειου τμήματος του σταμναγκαθιού δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους ή την προσθήκη κομπόστ στο έδαφος και ήταν παρόμοια σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές. Τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής συμφωνούν με αυτά που αναφέρθηκαν από τους Ćustić et al. (2003) και αφορούν τη θρεπτική κατάσταση του ραδικιού (*Cichorium intibius* L.). Οι Ćustić et al. (2003), διαπίστωσαν ότι μετά την προσθήκη κοπριάς και ανόργανων λιπασμάτων σε διάφορα ποσοστά στο έδαφος, δεν υπήρχαν σημαντικές διαφορές στα επίπεδα των θρεπτικών στοιχείων στο ραδίκι (για N, P, K) στα φύλλα, μεταξύ των μεταχειρίσεων. Επίσης, σύμφωνα με τους Ćustić et al. (2003), οι τιμές των θρεπτικών στοιχείων του ραδικιού ήταν αρκετά ομοιόμορφες

και κυμάνθηκαν μεταξύ 2,92- 3,69%, 0,38-0,55% και 4,13-5,12% για τα N, P και K, αντίστοιχα. Τα δεδομένα που παρουσιάζονται στον Πίνακα 16 δείχνουν ότι η περιεκτικότητα του σταμναγκαθίου σε N, P, K κυμάνθηκε σε παρόμοια επίπεδα. Επίσης οι Zeghichi et al. (2003) μελέτησαν την διατροφική αξία των φύλλων σταμναγκαθίου που συλλέχθηκαν μετά από 60 ημέρες από τη φύτευση και βρήκαν παρόμοια περιεκτικότητα σε Ca και Mg (11.840 και 2.980 mg/kg), αλλά χαμηλότερη σε P και K (0,195% και 1,85%) σε σύγκριση με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής. Όμως η έρευνα των Zeghichi et al. (2003) δεν δίνει καμία πληροφορία για τη θρεπτική κατάσταση του υποστρώματος ανάπτυξης των φυτών.

Η περιεκτικότητα σε νάτριο στα φύλλα του σταμναγκαθίου επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους και την προσθήκη κομπόστ σε όλες τις συγκομιδές. Η περιεκτικότητα σε νάτριο των φύλλων ήταν υψηλότερη στα αμμώδη εδάφη, κυρίως λόγω των υψηλότερων αρχικών συγκεντρώσεων ανταλλάξιμου Na σε αυτά τα εδάφη. Αντίστοιχα, η προσθήκη κομπόστ αύξησε σημαντικά την περιεκτικότητα του υπέργειου τμήματος του φυτού σε Na, κυρίως στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής. Οι Zeghichi et al. (2003), στην ίδια μελέτη που αναφέρεται παραπάνω, βρήκαν χαμηλότερη περιεκτικότητα Na (320 mg/kg) στα φύλλα σταμναγκαθίου σε σύγκριση με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής. Οι Achiba et al. (2009) ανέφεραν ότι το κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα αυξάνει την ηλεκτρική αγωγιμότητα στα εδάφη, καθώς και την περιεκτικότητα των φυτών σε Na και Cl. Οι υψηλές συγκεντρώσεις Na στο έδαφος δεν επηρέασαν αρνητικά την ανάπτυξη των φυτών και την παραγωγή επειδή το σταμναγκάθι είναι ιδιαίτερα ανθεκτικό φυτό στην αλατότητα, καθώς φύτευι στις παράκτιες περιοχές της Μεσογείου (Abusaief et al., 2013). Επιπλέον, οι Mendoni et al. (2015) βρήκαν ότι το σταμναγκάθι είναι ένα φυτό ανθεκτικό σε μέτρια επίπεδα αλατότητας.

Επίσης, δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ του εδάφους και του κομπόστ όσον αφορά τις παραμέτρους ανάπτυξης και τις περιεκτικότητες των μακροθρεπτικών στα φύλλα των φυτών του σταμναγκαθίου (Πίνακας 16).

Η περιεκτικότητα σε νιτρικά επηρεάστηκε σημαντικά από την προσθήκη κομπόστ σε όλες τις συγκομιδές, μόνο κατά την υψηλότερη αναλογία εφαρμογής του κομπόστ (150 t/ha). Επιπλέον, η περιεκτικότητα σε νιτρικά επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους στη δεύτερη και στη συγκομιδή επαναφύτευσης. Επίσης, κατά την πρώτη συγκομιδή η περιεκτικότητα σε νιτρικά ιόντα του υπέργειου τμήματος ήταν

υψηλότερη από ότι στη δεύτερη και στη συγκομιδή επαναφύτευσης (Πίνακας 16). Η περιεκτικότητα σε νιτρικά ιόντα ήταν κάτω από το ανώτατο όριο που προβλέπεται στον κανονισμό 1881/2006 της Ε.Ε. σχετικά με το νωπό μαρούλι που αναπτύσσεται σε ανοικτό χώρο και η συγκομιδή του γίνεται από την 1<sup>η</sup> Απριλίου έως τις 30 Σεπτεμβρίου και είναι: 2500mg NO<sub>3</sub>/kg (ή 568 mg NO<sub>3</sub>-N/kg) νωπού βάρους. Η διαφορά στην περιεκτικότητα νιτρικών μεταξύ της πρώτης συγκομιδής και των επόμενων συγκομιδών οφείλεται κυρίως στην αύξηση της θερμοκρασίας και της ηλιακής ακτινοβολίας και κατά συνέπεια στην αύξηση του ρυθμού φωτοσύνθεσης και της δραστηριότητας της νιτρικής ρεδουκτάσης, η οποία μειώνει τη συγκέντρωση νιτρικών ιόντων στους φυτικούς ιστούς. Σε γενικές γραμμές στις περιοχές της Μεσογείου, η περιεκτικότητα σε νιτρικά των φυλλωδών λαχανικών είναι χαμηλή, κυρίως λόγω του κλίματος και ιδιαίτερα της υψηλής ηλιοφάνειας (Fagnano et al., 2011). Παρόλο που οι συγκεντρώσεις σε ολικό άζωτο και νιτρικά ήταν υψηλότερες στο αργιλώδες έδαφος, ο τύπος του εδάφους δεν επηρέασε την περιεκτικότητα των νιτρικών στα φύλλα κατά την πρώτη συγκομιδή, πιθανώς λόγω της προσωρινής ακινητοποίησης του αζώτου από τους μικροοργανισμούς στο αργιλώδες έδαφος (Fagnano et al., 2011, Giannakis et al., 2014).

**Πίνακας 16: Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ στις παραμέτρους ανάπτυξης και στην περιεκτικότητα θρεπτικών στοιχείων στο υπέργειο τμήμα του σταμναγκαθιού.**

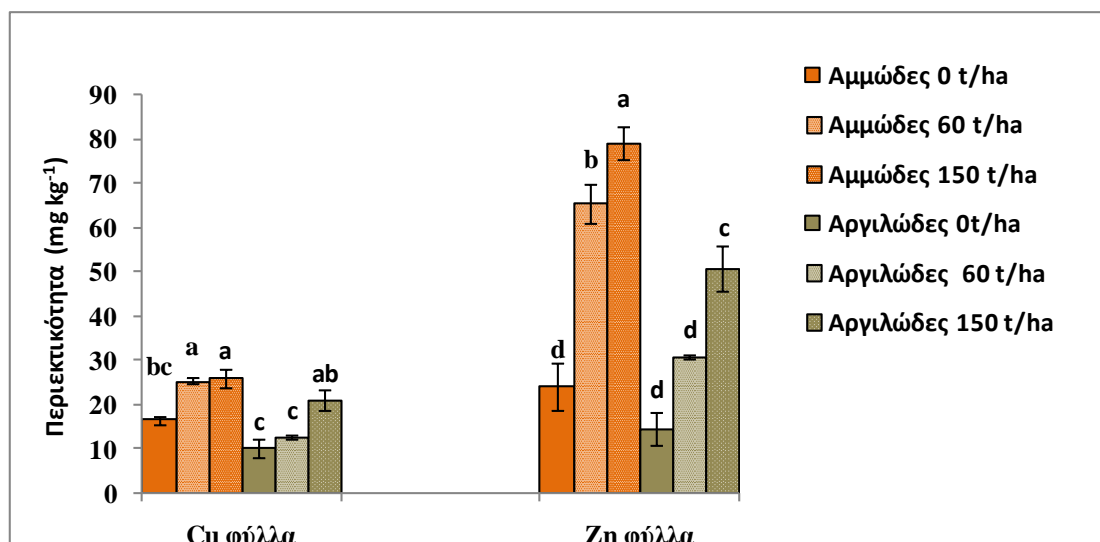
Συγκομιδή	Παράγοντες	Τελική διάμετρος (cm)	Βιομάζα υπέργειου τμήματος ξ.β. (g/φυτό)	Περιεκτι- κότητα σε υγρασία (%)	Βλαστός/ Ρίζα (ξ.β.)	N (%)	P (%)	K (%)	Na (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/kg v.β.)
1η	Έδαφος											
	Αμμώδες	31,68	5,09	89,27	1,57	2,97	0,308	5,72	5174,7	15271	2905	479
	Αργιλώδες	29,87	3,82	89,61	1,47	3,06	0,313	5,80	3250,5	14889	2364	432
	Σημαντικότητα	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns
	Κομπόστ (t/ha)											
	0	30,23	3,57b	90,02	1,17b	2,88	0,311	5,59	2497,5b	15810	2714	382b
	60	29,62	4,79a	89,00	1,64a	3,19	0,314	5,76	4453,9ab	15219	2616	446ab
	150	32,47	5,01a	89,30	1,75a	2,98	0,322	5,92	5686,4a	14212	2572	538a
	Σημαντικότητα	ns	**	ns	**	ns	ns	ns	**	ns	ns	**
2η	Έδαφος X Κομπόστ	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Έδαφος											
	Αμμώδες		5,56	88,56	0,64	2,86	0,328	5,55	2775	14758	2695	191
	Αργιλώδες		3,36	89,11	0,86	2,84	0,311	6,40	2069	14211	2414	251
	Σημαντικότητα		**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***
	Κομπόστ (t/ha)											
	0		3,02b	88,95	0,67	2,68	0,334	5,69	1497b	15246	2739	183b
	60		5,11a	88,59	0,73	2,82	0,286	6,08	2008b	14430	2360	203b
	150		5,25a	88,96	0,85	3,05	0,339	6,16	3761a	13777,1	2563	276a
Επαναφύτευσης	Σημαντικότητα		*	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	***
	Έδαφος X Κομπόστ		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Έδαφος											
	Αμμώδες	27,41	3,83	87,18	1,78	2,82	0,317	5,54	4308,79	13870	2829	249
	Αργιλώδες	30,42	3,41	86,84	1,40	2,97	0,289	5,52	2020,5	14367	2593	279
	Σημαντικότητα	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	**
	Κομπόστ (t/ha)											
	0	28,07	3,19b	86,38	1,44	2,77	0,292	5,39	2665b	15233	2785	221b
	60	29,07	3,78a	87,28	1,63	2,92	0,311	5,47	2520b	14047	2611	241b
Επαναφύτευσης	150	29,62	3,9a	87,38	1,62	3,00	0,306	5,74	4309a	13075	2737	330a
	Σημαντικότητα	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	***
	Έδαφος X Κομπόστ	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns: μη σημαντικό, \*p<0.05, \*\*p<0.01, \*\*\*p<0.001, εντός της ίδιας συγκομιδής αριθμοί με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για p<0.05, ξ.β: ξηρό βάρος, v.β: νερό βάρος

### *Ιχνοστοιχεία και βαρέα μέταλλα στους φυτικούς ιστούς*

Ο τύπος του εδάφους είχε σημαντική επίδραση στην πρόσληψη των Cu, Zn και Mn από τα φυτά σταμναγκαθίου σε όλες τις συγκομιδές (Πίνακας 17). Οι συγκεντρώσεις Cu, Zn και Mn στις ρίζες και στα φύλλα ήταν υψηλότερες στα αμμώδη εδάφη. Παρομοίως, μεγαλύτερες ή ίσες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στους βλαστούς και στις ρίζες της μηδικής που καλλιεργήθηκε σε αμμώδη εδάφη (ανεξάρτητα από την προσθήκη κομπόστ) έχουν αναφερθεί από τους Mbarki et al., (2008). Αυτό πιθανόν οφείλεται στην υψηλότερη βιοδιαθεσιμότητα και την κινητικότητα των ιχνοστοιχείων στο αμμώδες έδαφος. Σημαντικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ του εδάφους και του κομπόστ βρέθηκαν για το Cu και τον Zn στο υπέργειο τμήμα κατά τη συγκομιδή των φυτών της επαναφύτευσης (Σχήμα 10). Αντίθετα, η περιεκτικότητα σε Fe, Pb, Cd και Ni στους υπέργειους και υπόγειους φυτικούς ιστούς δεν επηρεάστηκε από τον τύπο του εδάφους. Η περιεκτικότητα σε Cd και Ni στο υπέργειο τμήμα και στις ρίζες ήταν κάτω από τα όρια ανίχνευσης ( $<0,004$  και  $<0,03$  mg/kg, αντίστοιχα), σε όλες τις συγκομιδές και τις μεταχειρίσεις και στα δύο εδάφη. Επίσης ανιχνεύσιμα επίπεδα μόλυβδου βρέθηκαν μόνο στις ρίζες, σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές. Ο μόλυβδος είναι ένα εξαιρετικά δυσκίνητο μέταλλο, το οποίο συνήθως συσσωρεύεται στις ρίζες σε μεγάλες συγκεντρώσεις και η μεταφορά του από τις ρίζες στους βλαστούς είναι περιορισμένη (Kabata- Pendias, 2001). Η περιεκτικότητα του Cr βρέθηκε να επηρεάζεται σημαντικά από τον τύπο του εδάφους μόνο στις ρίζες των φυτών και βρέθηκε υψηλότερη στα αμμώδη εδάφη (Πίνακας 17). Το  $\text{Cr}^{6+}$  μπορεί να μετασχηματιστεί σε  $\text{Cr}^{3+}$  εντός των φυτικών κυττάρων. Το  $\text{Cr}^{3+}$  αλληλεπιδρά εύκολα με το DNA και τα πρωτεϊνικά συστατικά των κυττάρων και επίσης παρουσιάζει μικρή διαλυτότητα και κινητικότητα μεταξύ των μεμβρανών των κυττάρων και προσκολλάται στα κυτταρικά τοιχώματα των ριζών (Kabata- Pendias, 2001). Έτσι πιθανόν το ίδιο το σταμναγκάθι να εμποδίζει τη μεταφορά του Cr από τις ρίζες στα φύλλα, λόγω της μετατροπής ενός μεγάλου μέρους του  $\text{Cr}^{6+}$  σε  $\text{Cr}^{3+}$ , στα κύτταρα της ρίζας του φυτού. Η περιεκτικότητα των άλλων μετάλλων που μελετήθηκαν στα φύλλα (εκτός του Pb) ακολούθησαν την τάση της περιεκτικότητας στις ρίζες.

Η προσθήκη του κομπόστ αύξησε σημαντικά τις συγκεντρώσεις των Cu, Zn και Pb στα φύλλα και τις ρίζες του σταμναγκαθίου, κυρίως στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής του κομπόστ (150 t/ha), σε όλες τις συγκομιδές. Από την άλλη πλευρά, οι συγκεντρώσεις των Fe, Mn, Cr, Cd και Ni δεν επηρεάστηκαν από τις αναλογίες κομπόστ (Πίνακας 17).



**Σχήμα 10.** Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ (0, 60, 150 t/ha) στην περιεκτικότητα του υπέργειου τμήματος (φύλλων) σε Cu και Zn στην συγκομιδή επαναφύτευσης (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Μπάρες με διαφορετικά γράμματα (για το ίδιο στοιχείο) υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές με  $p < 0,05$  σύμφωνα με το τεστ Tukey).

Σε γενικές γραμμές η περιεκτικότητα των ιχνοστοιχείων στα φύλλα βρέθηκε εντός των φυσιολογικών ορίων που αναφέρονται από την Kabata- Pendias (2001) για ώριμα φύλλα διάφορων φυτικών ειδών (Cu: 5-30, Zn: 27- 150, Pb: 5 -10, Mn: 30-300, Cr: 0,1- 0,5, Cd: 0,05-0,2 και Ni: 0,1 -5 mg/kg, ξηρού βάρους). Επίσης, οι συγκεντρώσεις των ιχνοστοιχείων στις ρίζες βρέθηκαν υψηλότερες σε σχέση με τα φύλλα σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές, υποδεικνύοντας χαμηλή μεταφορά των μελετηθέντων μετάλλων από τις ρίζες στα φύλλα και ακινητοποίηση τους στις ρίζες οι οποίες μπορούν να δράσουν ως δεξαμενές για τα μέταλλα (Carbonell et al. 2011). Παρόμοια αποτελέσματα παρατηρήθηκαν από τους Lakhdar et al., (2011) στα φυτά *Mesembryanthemum edule*, όπου η περιεκτικότητα των βαρέων μετάλλων στις ρίζες τους βρέθηκε σημαντικά υψηλότερη από ότι στους βλαστούς τους.

Το σταμναγκάθι, όπως έχει αναφερθεί, είναι πολυετές φυτό, γι' αυτό το λόγο η συνήθης καλλιεργητική πρακτική είναι να παραμένουν τα ίδια φυτά στο έδαφος για τρεις καλλιεργητικές περιόδους. Συνεπώς το κομπόστ σε καλλιέργεια σταμναγκαθιού μπορεί να εφαρμόζεται με ενσωμάτωση του στο έδαφος ανά τριετία. Τα βαρέα μέταλλα στο συγκεκριμένο κομπόστ δεν αποτελούν ιδιαίτερο πρόβλημα για τα φυτά του σταμναγκαθιού, τον άνθρωπο, ή για το περιβάλλον γενικότερα (έδαφος και υδατικοί πόροι) καθώς οι συγκεντρώσεις τους για τα περισσότερα μέταλλα πληρούσαν τα πρότυπα του οικολογικού σήματος (Eco-label) και επίσης, η βιοδιαθεσιμότητα των μετάλλων στο έδαφος, μετά την προσθήκη κομπόστ, ήταν σε



γενικές γραμμές χαμηλή. Επιπλέον οι διαλυτές μορφές των μετάλλων οι οποίες εισέρχονται μέσω εξωγενών παραγόντων στο έδαφος, με την πάροδο του χρόνου υφίστανται «γήρανση» με αποτέλεσμα να παρατηρείται προοδευτική ενσωμάτωση τους σε συστατικά του εδάφους και μείωση της διαθεσιμότητας και της κινητικότητας τους. Το φαινόμενο της «γήρανσης» γενικά έχει αποδοθεί σε αντιδράσεις μεταξύ των μεταλλικών ιόντων και του εδάφους, οι οποίες περιλαμβάνουν κυρίως την συμπλοκοποίηση, την επιφανειακή προσρόφηση, αντιδράσεις ανταλλαγής, δημιουργία χηλικών ενώσεων και καθίζηση των μεταλλικών ιόντων στην επιφάνεια των σωματιδίων του εδάφους οι οποίες οδηγούν στη μετατροπή των διαλυτών μορφών των μετάλλων σε λιγότερο διαλυτές μορφές (Huang et al., 2015).

**Πίνακας 17. Επίδραση του τύπου εδάφους και της αναλογίας κομπόστ στην πρόσληψη ιχνοστοιχείων στο υπέργειο τμήμα (φύλλα) και τις ρίζες του σταμναγκαθιού.**

Συγκομιδή	Παράγοντες	Cu (mg/kg)		Zn (mg/kg)		Fe (mg/kg)		Mn (mg/kg)		Pb (mg/kg)		Cr (mg/kg)	
		Φύλλα	Ρίζες	Φύλλα	Ρίζες	Φύλλα	Ρίζες	Φύλλα	Ρίζες	Φύλλα	Ρίζες	Φύλλα	Ρίζες
1η	Έδαφος												
	Αμμώδεις	21.15	26.03	53.35	64.64	70.83	217.08	106.19	125.09	<DL	0.57	0.56	2.67
	Αργιλώδεις	16.31	19.89	35.20	49.18	79.46	212.92	82.25	88.11	<DL	0.38	0.59	1.16
	Σημαντικότητα	*	**	**	*	ns	ns	**	*		ns	ns	***
	Κομπόστ (t/ha)												
	0	11.29b	14.71b	23.07c	35.18c	70.81	205.06	93.82	95.13	<DL	0.20b	0.59	1.86
	60	21.42a	25.46a	43.59b	54.31b	72.40	214.46	94.40	125.68	<DL	0.46ab	0.62	2.07
	150	23.49a	28.71a	66.19a	81.24a	82.23	225.48	94.44	99.00	<DL	0.76a	0.52	1.81
2η	Σημαντικότητα	*	***	***	***	ns	ns	ns	ns		**	ns	ns
	Έδαφος Χ Κομπόστ	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
	Έδαφος												
	Αμμώδεις	23.27	25.37	60.42	72.72	71.61	247.73	105.02	111.76	<DL	0.76	0.65	2.80
	Αργιλώδεις	19.14	20.18	36.96	48.30	83.06	218.06	75.49	92.31	<DL	0.38	0.47	1.30
	Σημαντικότητα	*	*	**	***	ns	ns	***	**		**	ns	***
	Κομπόστ (t/ha)												
	0	15.61b	16.70b	24.59c	36.72c	83.04	233.97	94.03	103.59	<DL	0.32b	0.46	2.13
Επαναφύτευσης	60	22.31a	23.10ab	48.54b	57.08b	73.92	237.44	92.23	98.63	<DL	0.52ab	0.69	1.88
	150	25.70a	28.53a	72.95a	87.73a	75.75	227.26	84.50	103.89	<DL	0.87a	0.53	2.15
	Σημαντικότητα	*	**	**	***	ns	ns	ns	ns		**	ns	ns
	Έδαφος Χ Κομπόστ	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
	Έδαφος												
	Αμμώδεις	22.70	23.12	56.38	67.89	67.91	224.99	90.23	103.92	<DL	0.53	0.62	2.45
	Αργιλώδεις	14.73	17.37	32.13	46.62	78.84	229.21	80.41	86.83	<DL	0.46	0.53	1.23
	Σημαντικότητα	***	*	***	***	ns	ns	ns	*		ns	ns	***
Επαναφύτευσης	Κομπόστ (t/ha)												
	0	13.38c	14.54b	19.30c	31.31c	76.01	231.87	83.74	96.67	<DL	0.36b	0.50	2.08
	60	19.05b	20.52ab	48.30b	57.78b	68.44	229.13	84.56	93.80	<DL	0.47ab	0.58	1.75
	150	23.72a	25.68a	65.16a	82.67a	75.67	220.31	87.66	95.65	<DL	0.67a	0.65	1.69
	Σημαντικότητα	***	**	***	***	ns	ns	ns	ns		**	ns	ns
	Έδαφος Χ Κομπόστ	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns

<DL: μικρότερο του ορίου ανίχνευσης, ns: μη σημαντικό, \*p<0.05, \*\*p<0.01, \*\*\*p<0.001, εντός της ίδιας συγκομιδής αριθμοί με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για p<0.05

#### 4.2.3 Οριακές συγκεντρώσεις Cu, Zn και Cd στο κομπόστ

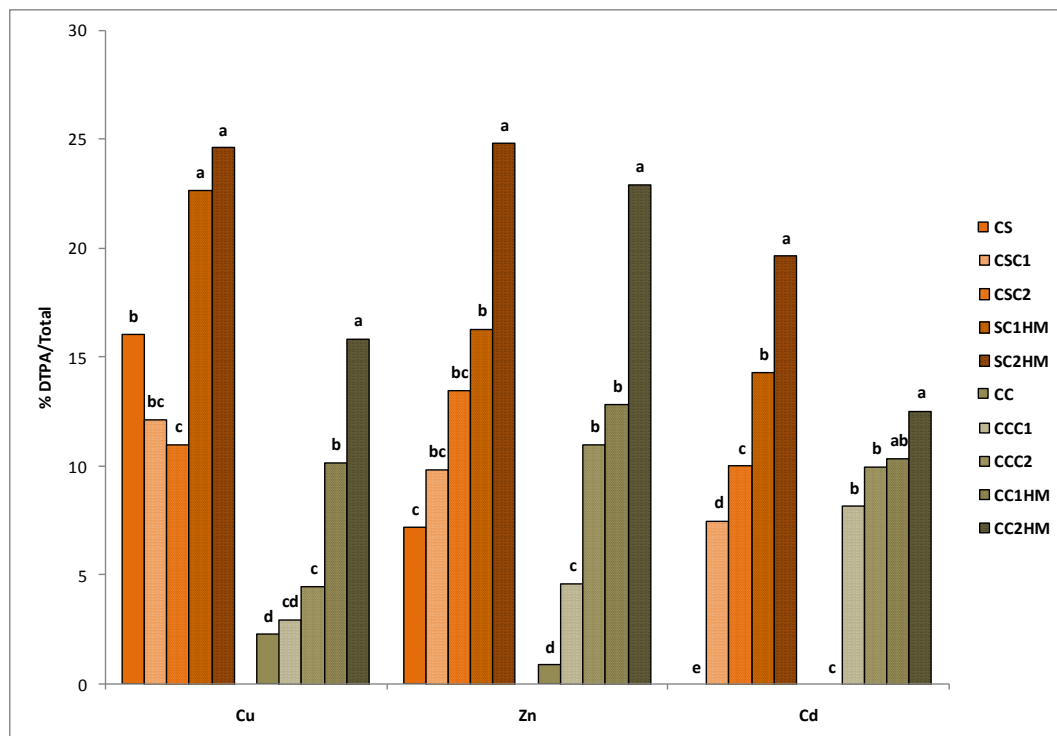
##### Συγκεντρώσεις Cu, Zn και Cd στο έδαφος

Η προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ με Cu, Zn και Cd στα ανώτατα επιτρεπόμενα όρια (σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία) αύξησε τόσο τις ολικές όσο και τις βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των συγκεκριμένων βαρέων μετάλλων και στα δύο εδάφη. Οι τιμές των συγκεντρώσεων των Cu, Zn και Cd βρέθηκαν παρόμοιες μεταξύ της 1<sup>ης</sup> και 2<sup>ης</sup> δειγματοληψίας εδάφους, για το λόγο αυτό οι τιμές που αναφέρονται στη παρούσα παράγραφο αφορούν την 2<sup>η</sup> δειγματοληψία.

Η αύξηση των ολικών συγκεντρώσεων των Cu, Zn και Cd ήταν ανάλογη της προστιθέμενης ποσότητας επιβαρυμένου κομπόστ τόσο στο αμμώδες όσο και στο αργιλώδες έδαφος. Συγκεκριμένα, στην υψηλότερη αναλογία εφαρμογής του επιβαρυμένου κομπόστ (150 t/ha) η μέση τιμή του ολικού Cu βρέθηκε 37,7 mg/kg στο αμμώδες και 63,1 mg/kg στο αργιλώδες έδαφος, ενώ για τον ολικό Zn η μέση τιμή του βρέθηκε 110,3 mg/kg στο αμμώδες και 160,4 mg/kg στο αργιλώδες έδαφος, αντίστοιχα. Επίσης η μέση τιμή του ολικού Cd ήταν 0,52 mg/kg στο αμμώδες και 0,55 mg/kg στο αργιλώδες έδαφος. Οι ολικές τιμές των παραπάνω μετάλλων σε καμία περίπτωση δεν ξεπέρασαν τις οριακές συγκεντρώσεις που θεσπίζει η ελληνική νομοθεσία για το έδαφος και είναι 140 mg/kg για τον Cu, 300 mg/kg για τον Zn και 3 mg/kg Cd (KYA 114218). Οι βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των Cu, Zn και Cd τόσο στα αμμώδη όσο και στα αργιλώδη εδάφη είχαν παρόμοια συμπεριφορά με τις ολικές. Όπως ήταν αναμενόμενο, οι υψηλότερες βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις των Cu, Zn και Cd βρέθηκαν στα εδάφη που είχε προστεθεί η υψηλότερη αναλογία επιβαρυμένου κομπόστ (150 t/ha).

Το βιοδιαθέσιμο κλάσμα των μετάλλων ως ποσοστό της ολικής τους περιεκτικότητας (% σχετική βιοδιαθεσιμότητα), όπως έχει αναφερθεί και παραπάνω, είναι ένας καλός δείκτης της βιοδιαθεσιμότητας τους στα φυτά και επίσης αντικατοπτρίζει τη σχετική κινητικότητα τους στο έδαφος (Parafilippaki et al., 2007). Στο σχήμα 11 απεικονίζονται τα ποσοστά διαθεσιμότητας των Cu, Zn και Cd στα μελετηθέντα αμμώδη και αργιλώδη εδάφη για όλες τις μεταχειρίσεις της δεύτερης δειγματοληψίας. Η προσθήκη του κομπόστ με τις οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων (επιβαρυμένο κομπόστ) στα εδάφη αύξησε σημαντικά τη σχετική βιοδιαθεσιμότητα των συγκεκριμένων βαρέων μετάλλων σε σύγκριση με τις υπόλοιπες μεταχειρίσεις. Η αύξηση της σχετικής βιοδιαθεσιμότητας ήταν ανάλογη της προστιθέμενης ποσότητας

κομπόστ, με εξαίρεση τον Cu στα αμμώδη εδάφη όπου η αύξηση της βιοδιαθεσιμότητας ήταν ανεξάρτητη της ποσότητας επιβαρυμένου κομπόστ που προστέθηκε στο έδαφος. Σύμφωνα με τους Ulrich et al. (1999) τα μέταλλα είναι δυνητικά διαθέσιμα για την πρόσληψη τους από τα φυτά αν το ποσοστό βιοδιαθεσιμότητας τους είναι πάνω από 10%. Η προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ αύξησε το ποσοστό βιοδιαθεσιμότητας των μελετηθέντων μετάλλων αρκετά υψηλότερα από 10% και τα κατέστησε δυνητικά, ακόμα περισσότερο βιοδιαθέσιμα στα φυτά, σε σύγκριση με τις μεταχειρίσεις με την προσθήκη μη επιβαρυμένου κομπόστ. Τα αρχικά εδάφη, όπως και οι μάρτυρες είχαν μικρή βιοδιαθεσιμότητα Cu, Zn και Cd κυρίως λόγω της ασβεστούχας και αλκαλικής φύσης τους. Το ελεύθερο ανθρακικό ασβέστιο έχει υψηλή ικανότητα συγκράτησης των βαρέων μετάλλων ενώ παράλληλα το αλκαλικό pH μειώνει την διαλυτότητα και κινητικότητα των βαρέων μετάλλων στο έδαφος (Pichering, 1982; Papadopoulos and Rowell, 1988). Η σχετική διαθεσιμότητα και κινητικότητα των μετάλλων στο έδαφος, στην υψηλότερη αναλογία του επιβαρυμένου κομπόστ, ακολουθούσε και στα δύο εδάφη την σειρά: Zn>Cu>Cd.

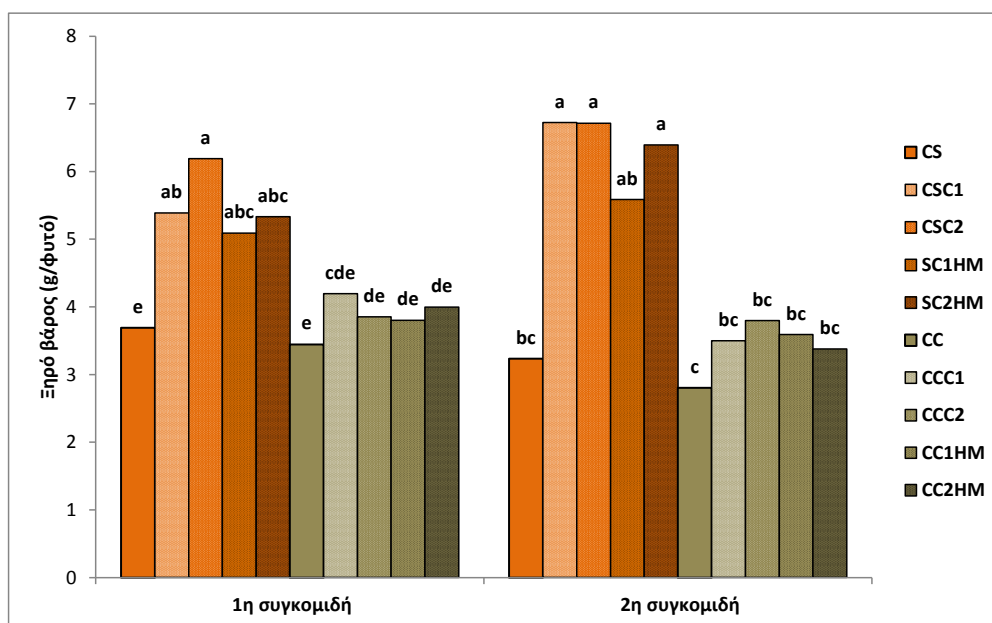


Σχήμα 11. Ποσοστά βιοδιαθεσιμότητας (%) των Cu, Zn και Cd στα αμμώδη και τα αργιλώδη εδάφη, οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα για κάθε μέταλλο και για κάθε έδαφος διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .

Η σχετική βιοδιαθεσιμότητα των Cu, Zn και Cd στα αμμώδη εδάφη ήταν υψηλότερη από ότι στα αργιλώδη εδάφη σε όλες τις μεταχειρίσεις. Γενικά η αύξηση της συγκέντρωσης των βαρέων μετάλλων λόγω της προσθήκης κομπόστ, κυρίως στα αμμώδη εδάφη, ενέχει σοβαρούς κινδύνους για το περιβάλλον καθώς τα μέταλλα σχηματίζουν εύκολα διαλυτές μορφές και γίνονται ιδιαίτερα ευκίνητα στο έδαφος (Weber et al., 2007).

### Παραγωγή σταμναγκαθιού και περιεκτικότητα Cu, Zn και Cd στα φυτά

Η παραγωγή υπέργειας βιομάζας δεν επηρεάστηκε σημαντικά από την προσθήκη επιβαρυσμένου με Cu, Zn και Cd κομπόστ, ήταν παρόμοια με την παραγωγή που έδωσαν τα φυτά με την προσθήκη μη επιβαρυσμένου κομπόστ και σημαντικά υψηλότερη από τους μάρτυρες τόσο στα αμμώδη όσο και στα αργιλώδη εδάφη και για τις δύο συγκομιδές (σχήμα 12). Η παραγωγή που έδωσαν τα φυτά στα αμμώδη εδάφη ήταν σημαντικά υψηλότερη από τα αργιλώδη εδάφη, όπως συνέβη και με την προσθήκη μη επιβαρυσμένου κομπόστ. Επίσης, δεν υπήρξαν σημαντικές διαφορές στην παραγωγή μεταξύ των διαφορετικών αναλογιών του επιβαρυσμένου κομπόστ που εφαρμόστηκε (60 και 150 t/ha). Από τα παραπάνω συμπεραίνεται ότι το επιβαρυσμένο κομπόστ και κατά συνέπεια οι επιπλέον ποσότητες βαρέων μετάλλων που περιείχε δεν ευνόησαν αλλά ούτε και μείωσαν (λόγω τοξικότητας) την παραγωγή του σταμναγκαθιού, σε σύγκριση με το μη επιβαρυσμένο κομπόστ (σχήμα 12).



Σχήμα 12. Παραγωγή υπέργειας βιομάζας (ξ.β.) σταμναγκαθιού στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη, οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα για κάθε συγκομιδή διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .

Η προσθήκη επιβαρυσμένου κομπόστ στο έδαφος σε καμία από τις δύο αναλογίες εφαρμογής (60 και 150 t/ha) δεν επηρέασε σημαντικά τις μορφολογικές παραμέτρους των φυτών (περιεκτικότητα σε υγρασία των φύλλων, λόγος βλαστός/ρίζα κτλ), την πρόσληψη των θρεπτικών στοιχείων (N, P, K, Ca, και Mg), την περιεκτικότητα Na στο υπέργειο τμήμα του φυτού και την πρόσληψη των υπολοίπων ιχνοστοιχείων και βαρέων μετάλλων (Fe, Mn, Pb, Cr κτλ). Οι τιμές των παραπάνω παραμέτρων βρέθηκαν παρόμοιες με τις τιμές που προσδιορίστηκαν στις μεταχειρίσεις με μη επιβαρυσμένο κομπόστ και έχουν παρουσιαστεί σε προηγούμενες παραγράφους.

Στον πίνακα 18 παρουσιάζονται οι περιεκτικότητες των Cu και Zn στα φύλλα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού για όλες τις μεταχειρίσεις και για τις δύο συγκομιδές. Το Cd βρέθηκε κάτω από το όριο ανίχνευσης ( $<0,004$  mg/kg) τόσο στο υπέργειο τμήμα όσο και στις ρίζες του φυτού σε όλες τις μεταχειρίσεις και στις δύο συγκομιδές (γι' αυτό το λόγο δεν παρουσιάζεται στον παρακάτω πίνακα). Αυτό πιθανόν οφείλεται στο γεγονός ότι η συγκέντρωση καδμίου στο έδαφος ήταν πολύ χαμηλή σε σύγκριση με τις συγκεντρώσεις των άλλων δύο μελετηθέντων μετάλλων. Επίσης ένας άλλος πιθανός λόγος είναι ο αποικισμός των ριζών του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες (αρκετά υψηλός - όπως αναφέρεται σε επόμενη παράγραφο) οι οποίες παρεμποδίζουν την πρόσληψη τοξικών βαρέων μετάλλων όπως το Cd από τα φυτά (Hassan et al., 2013). Όσον αφορά την περιεκτικότητα του Cu στο υπέργειο τμήμα και στις δύο συγκομιδές, βρέθηκε ελαφρώς υψηλότερη στις μεταχειρίσεις με την προσθήκη του επιβαρυσμένου κομπόστ στη μεγαλύτερη αναλογία (150 t/ha) και για τα δύο εδάφη, χωρίς όμως στατιστικά σημαντικές διαφορές. Η περιεκτικότητα του χαλκού στις ρίζες είχε παρόμοια τάση με αυτή στα φύλλα. Η προσθήκη κομπόστ και στα δύο εδάφη αύξησε την περιεκτικότητα του χαλκού χωρίς όμως να παρατηρηθούν σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο κομπόστ (επιβαρυσμένου και μη επιβαρυσμένου). Αντίθετα με τον Cu η περιεκτικότητα του Zn στα φύλλα αυξήθηκε σημαντικά ιδιαίτερα στην υψηλή αναλογία εφαρμογής του κομπόστ και στις δύο συγκομιδές. Στα αμμώδη εδάφη η αύξηση ήταν υψηλότερη σε γενικές γραμμές από ότι στα αργιλώδη εδάφη. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε και στις ρίζες. Ομοίως με τα φύλλα, η περιεκτικότητα του Zn στις ρίζες, αυξήθηκε με την προσθήκη επιβαρυσμένου κομπόστ και στις δύο συγκομιδές.

Οι διαφορές που παρατηρήθηκαν στη πρόσληψη του Cu και του Zn κατά την εφαρμογή του επιβαρυσμένου κομπόστ στα εδάφη μπορεί να οφείλεται στις έντονες ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις που παρατηρούνται μεταξύ του ψευδαργύρου και

του χαλκού καθώς τα αυξημένα επίπεδα του ενός στοιχείου στο φυτό παρεμποδίζουν την πρόσληψη του άλλου στοιχείου. Αυτό οφείλεται στον ίδιο μηχανισμό προσρόφησης των δύο αυτών μετάλλων από το φυτό. Επίσης ανταγωνιστικές ή και συνεργιστικές αλληλεπιδράσεις παρατηρούνται μεταξύ του ψευδαργύρου και του καδμίου στην διαδικασία πρόσληψης και διακίνησης τους μέσα στους φυτικούς ιστούς (Kabata- Pendias, 2001). Οι Volpe et al. (2015) μελέτησαν τις συγκεντρώσεις Cu και Zn στα φύλλα ραδικιών (*C. intybus*) που αναπτύχθηκαν σε περιοχές με διάφορες ανθρωπογενείς δραστηριότητες και βρήκαν τιμές Cu από 6,5-14,5 mg/kg και Zn από 45,7-74,2 mg/kg, χαμηλότερες από τις συγκεντρώσεις που βρέθηκαν με την προσθήκη κομπόστ στο πείραμα της παρούσας διατριβής. Επίσης οι Zeghichi et al. (2003) μελέτησαν τη θρεπτική αξία των φύλλων του σταμναγκαθιού που αναπτύχθηκαν για 60 ημέρες, και βρήκαν συγκεντρώσεις Cu και Zn ίσες με 20,2 και 26,7 mg/kg, αντίστοιχα. Ακόμα, σύμφωνα με την Kabata- Pendias (2001) τα φυσιολογικά όρια του Cu και του Zn για ώριμα φύλλα διάφορων φυτικών ειδών κυμαίνονται από 5-30 και από 27-150 mg/kg (ξηρού βάρους), αντίστοιχα. Από τα παραπάνω συμπεραίνεται ότι η περιεκτικότητα του Zn στα φύλλα του σταμναγκαθιού του πειράματος, ιδιαίτερα μετά την προσθήκη κομπόστ, ήταν αρκετά υψηλή, κυρίως στην πρώτη συγκομιδή καθώς ξεπέρασε τα φυσιολογικά όρια σύμφωνα με την Kabata- Pendias (2001). Η Ελληνική νομοθεσία για τις επικίνδυνες ουσίες στα τρόφιμα δεν έχει όρια για τον Cu και τον Zn. Στην δεύτερη συγκομιδή οι συγκεντρώσεις Zn στα φύλλα μειώθηκαν κάτω από 150 mg/kg. Με βάση τα παραπάνω ευρήματα καλό θα ήταν να αποφεύγεται η εφαρμογή κομπόστ στο έδαφος που περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων, ιδιαίτερα σε υψηλές αναλογίες εφαρμογής (> 50 t/ha) και για φυτά που έχουν σύντομο βιολογικό κύκλο όπως είναι τα πράσινα λαχανικά και τα λαχανευόμενα φυτικά είδη.

Στον πίνακα 19 παρουσιάζονται οι συντελεστές βιοσυσσώρευσης (ή συσσωρεύσης) BCF (σε ορισμένες βιβλιογραφίες αναφέρονται ως TC ή BF) και μεταφοράς TF των Cu και Zn. Ο συντελεστής βιοσυσσώρευσης BCF καθορίζει τη σχέση μεταξύ της περιεκτικότητας των βαρέων μετάλλων στα φυτά (υπέργειο τμήμα ή ρίζες) και των ολικών τους συγκεντρώσεων στο έδαφος και υπολογίζεται από τον λόγο:

$BCF = \frac{\text{Συγκέντρωση μετάλλου στους φυτικούς ιστούς}}{\text{Ολική συγκέντρωση μετάλλων στο έδαφος}}$

**Πίνακας 18. Περιεκτικότητα βαρέων μετάλλων στο υπέργειο τμήμα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού όπως επηρεάστηκε από την εφαρμογή μη επιβαρυνμένου και επιβαρυνμένου με βαρέα μέταλλα (B.M.) κομπόστ.**

Μεταχείριση	1η Συγκομιδή				2η Συγκομιδή			
	Cu Φύλλα (mg/kg)	Cu Ρίζες (mg/kg)	Zn Φύλλα (mg/kg)	Zn Ρίζες (mg/kg)	Cu Φύλλα (mg/kg)	Cu Ρίζες (mg/kg)	Zn Φύλλα (mg/kg)	Zn Ρίζες (mg/kg)
<b>Αμμόδες</b>								
Μάρτυρας (0t/ha)	13,57bc	16,42cd	26,14fg	37,48d	18,15cd	18,55bc	29,85cd	46,49cd
+60t/ha	23,90a	29,12ab	59,16de	62,42cd	24,41abc	27,52ab	65,63bc	70,97abc
+150t/ha	25,98a	32,57a	74,76cd	94,02bc	27,25ab	30,03ab	85,78b	100,69a
+(60t/ha+B.M.)	24,24a	31,21ab	133,83b	129,52ab	27,34ab	26,46abc	90,38b	95,45ab
+(150t/ha+B.M.)	26,81a	28,71ab	225,89a	150,96a	30,77a	30,57a	142,0a	101,95a
<b>Αργιλώδες</b>								
Μάρτυρας (0t/ha)	9,00c	13,00d	19,99g	32,87d	13,07d	14,84c	19,33d	26,95d
+60t/ha	18,93abc	21,80bcd	28,01efg	46,19d	20,21bcd	18,69bc	31,44cd	43,19cd
+150t/ha	21,00ab	24,86abc	57,62def	68,46cd	24,15abc	27,02ab	60,11bcd	74,78abc
+(60t/ha+B.M.)	22,63ab	29,65ab	91,96c	100,26bc	21,16bcd	19,74abc	56,96bcd	59,57bcd
+(150t/ha+B.M.)	22,52ab	31,58ab	205,1a	143,02a	25,81abc	23,81abc	96,81b	95,95ab

Τιμές στην ίδια στήλη με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .



Ο συντελεστής μεταφοράς TF καθορίζει τη σχέση μεταξύ της περιεκτικότητας των βαρέων μετάλλων στο υπέργειο τμήμα του φυτού και της περιεκτικότητας τους στη ρίζα και υπολογίζεται από τον λόγο:

$$TF = \text{Συγκέντρωση μετάλλων στο βλαστό} / \text{Συγκέντρωση μετάλλων στη ρίζα}.$$

Οι παραπάνω συντελεστές έχουν χρησιμοποιηθεί από πολλούς ερευνητές για την εκτίμηση της πρόσληψης των βαρέων μετάλλων από τα φυτά (Baker 1981, Zhao and Duo 2014, Hassan et al., 2013, Brunetti et al., 2009; Antonijevic et al., 2012). Όταν ο συντελεστής BCF >1 σημαίνει ότι τα φυτά βιοσυσσωρεύουν τα μέταλλα στους ιστούς τους. Αντίστοιχα, όταν ο συντελεστής TF >1, τα μέταλλα μεταφέρονται και συσσωρεύονται από τις ρίζες στο υπέργειο τμήμα των φυτών.

Ο συντελεστής BCF για τον Cu βρέθηκε >1 και στις δύο συγκομιδές μονάχα στα αμμώδη εδάφη τόσο στις ρίζες όσο και στα φύλλα, εκτός της μεταχείρισης με την προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ στην μεγαλύτερη αναλογία (150 t/ha). Αυτό συνέβη διότι και κατά πρώτον, όπως έχει εξηγηθεί και σε προηγούμενη παράγραφο, η διαθεσιμότητα και η κινητικότητα των βαρέων μετάλλων στα αμμώδη εδάφη είναι μεγαλύτερη, συνεπώς τα φυτά που αναπτύσσονται σε αμμώδη εδάφη προσλαμβάνουν υψηλότερες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων κατά δεύτερον οι ολικές συγκεντρώσεις του Cu στα αμμώδη εδάφη ήταν αρκετά χαμηλότερες από ότι στα αργιλώδη εδάφη. Επίσης, ο συντελεστής TF για τον Cu στην πρώτη συγκομιδή βρέθηκε σε όλες τις μεταχειρίσεις <1, ενώ στην δεύτερη συγκομιδή βρέθηκε >1 κυρίως στις μεταχειρίσεις με την προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ. Αυτό πιθανώς συνέβη διότι ο Cu είναι ιδιαίτερα δυσκίνητο μέταλλο εντός του φυτικού σώματος και συγκρατείται κυρίως στις ρίζες των φυτών (Kabata- Pendias, 2001), και μόνο κατά την δεύτερη συγκομιδή και λόγω των υψηλότερων συγκεντρώσεων συσσωρεύτηκε κυρίως στα φύλλα του σταμναγκαθιού.

Ο συντελεστής BCF για τον Zn, όμοια με τον συντελεστή BCF για τον Cu, βρέθηκε >1 και στις δύο συγκομιδές μονάχα στα αμμώδη εδάφη τόσο στις ρίζες όσο και στα φύλλα για όλες τις μεταχειρίσεις, με εξαίρεση τον BCF στο αργιλώδες έδαφος για την μεταχείριση με την προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ στην μεγαλύτερη αναλογία (150 t/ha). Ο συντελεστής TF για τον Zn βρέθηκε >1 κυρίως στις μεταχειρίσεις με την προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ τόσο στα αμμώδη όσο και στα αργιλώδη εδάφη.

Γενικά με βάση τους συντελεστές TF, συμπεραίνεται ότι η μεταφορά του Cu και του Zn από τις ρίζες στα φύλλα του σταμναγκαθιού είναι χαμηλή και οι ρίζες

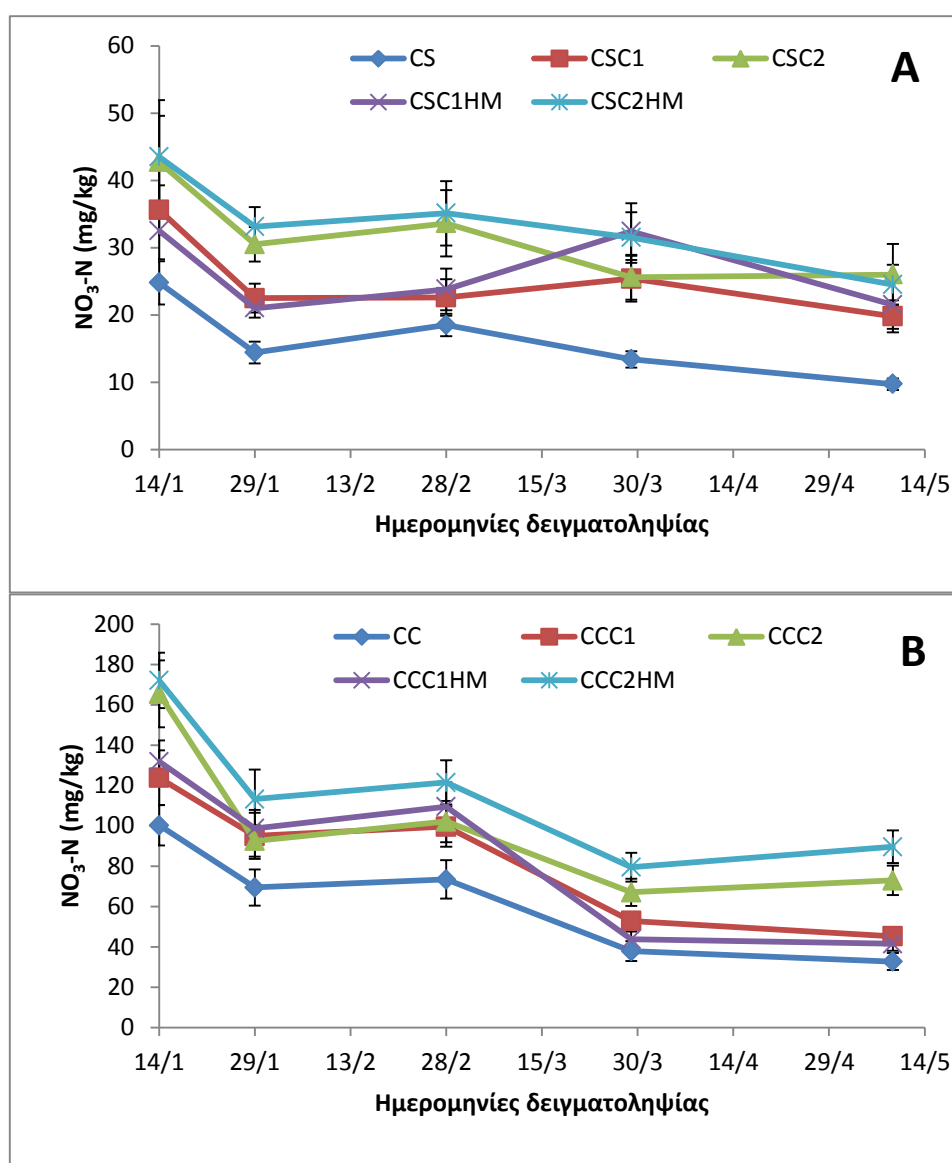
συμπεριφέρονται ως δεξαμενές συγκράτησης των μελετηθέντων μετάλλων (Carbonell et al. 2011), εκτός των περιπτώσεων που υπολογίστηκε  $>1$  κυρίως στη μεγαλύτερη αναλογία επιβαρυμένου κομποστ. Σύμφωνα με τον συντελεστή BCF στα φύλλα, ο Baker, (1981) κατατάσσει τα φυτά σε τρεις κατηγορίες, στα φυτά συσσωρευτές (accumulators) που ο  $BCF > 1$  ανεξάρτητα από τη συγκέντρωση των μετάλλων στο έδαφος, στα φυτά δείκτες (indicators) όπου η πρόσληψη και η μεταφορά των βαρέων μετάλλων ρυθμίζεται από τις εξωτερικές και τις εσωτερικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στα φυτά, καθώς και στα φυτά (excluders) όπου ο  $BCF < 1$  τόσο σε χαμηλές όσο και σε υψηλές συγκεντρώσεις μέχρι μια κρίσιμη συγκέντρωση που ο μηχανισμός προσρόφησης του φυτού καταρρέει. Το σταμναγκάθι μπορεί να θεωρηθεί ως φυτό δείκτης καθώς το BCF μεταβαλλόταν ανάλογα με τις συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων στο σύστημα έδαφος- φυτό.

**Πίνακας 19. Συντελεστές βιοσυσσώρευσης στα φύλλα και στις ρίζες (BCF) και μεταφοράς από τις ρίζες στα φύλλα (TF) των Cu και Zn**

		Cu			Zn		
		BCF Φύλλα	BCF Ρίζες	TF	BCF Φύλλα	BCF Ρίζες	TF
1η συγκομιδή	CS	<b>1,17</b>	<b>1,42</b>	0,83	0,74	<b>1,12</b>	0,73
	CSC1	<b>1,50</b>	<b>1,79</b>	0,83	<b>1,45</b>	<b>1,52</b>	0,95
	CSC2	<b>1,20</b>	<b>1,50</b>	0,82	<b>1,28</b>	<b>1,61</b>	0,80
	SC1HM	<b>1,11</b>	<b>1,42</b>	0,78	<b>1,92</b>	<b>1,85</b>	<b>1,03</b>
	SC2HM	0,71	0,76	0,94	<b>2,07</b>	<b>1,39</b>	<b>1,50</b>
	CC	0,26	0,38	0,71	0,33	0,55	0,74
	CCC1	0,49	0,56	0,87	0,33	0,56	0,60
	CCC2	0,47	0,56	0,86	0,74	0,88	0,86
	CC1HM	0,53	0,70	0,76	0,89	0,96	0,95
	CC2HM	0,36	0,50	0,71	<b>1,30</b>	0,91	<b>1,44</b>
2η συγκομιδή	CS	<b>1,58</b>	<b>1,57</b>	<b>1,02</b>	<b>1,02</b>	<b>1,62</b>	0,67
	CSC1	<b>1,27</b>	<b>1,43</b>	0,89	<b>1,56</b>	<b>1,68</b>	0,94
	CSC2	<b>1,00</b>	<b>1,11</b>	0,91	<b>1,30</b>	<b>1,51</b>	0,86
	SC1HM	<b>1,26</b>	<b>1,22</b>	<b>1,04</b>	<b>1,30</b>	<b>1,36</b>	0,97
	SC2HM	0,82	0,82	<b>1,02</b>	<b>1,30</b>	0,95	<b>1,43</b>
	CC	0,38	0,42	0,91	0,34	0,47	0,72
	CCC1	0,52	0,48	<b>1,14</b>	0,46	0,62	0,75
	CCC2	0,56	0,63	0,91	0,70	0,88	0,82
	CC1HM	0,50	0,46	<b>1,07</b>	0,54	0,56	0,96
	CC2HM	0,41	0,38	<b>1,08</b>	0,61	0,60	<b>1,04</b>

#### 4.2.4 Επίδραση του τύπου του εδάφους του κομπόστ και των οριακών συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων στους βιοχημικούς ρυθμούς N

Το άζωτο αποτελεί ένα από τα κυριότερα μακροθρεπτικά για την ανάπτυξη των φυτών (Yang et al., 2010), παρ'όλα αυτά η διαθεσιμότητα του είναι περιορισμένη στα φυσικά εδάφη λόγω του ότι είναι το μόνο στοιχείο που δεν απελευθερώνεται από την αποσάθρωση των ορυκτών (Bastida et al., 2009). Η βιοδιαθεσιμότητα του N στα εδάφη προέρχεται κυρίως από την αποσύνθεση της οργανικής ουσίας και την χρήση χημικών λιπασμάτων (Gutiérrez et al., 2012). Στο σχήμα 13 απεικονίζονται οι μεταβολές του  $\text{NO}_3\text{-N}$  στις μεταχειρίσεις των αμμώδων και των αργιλωδών εδαφών.



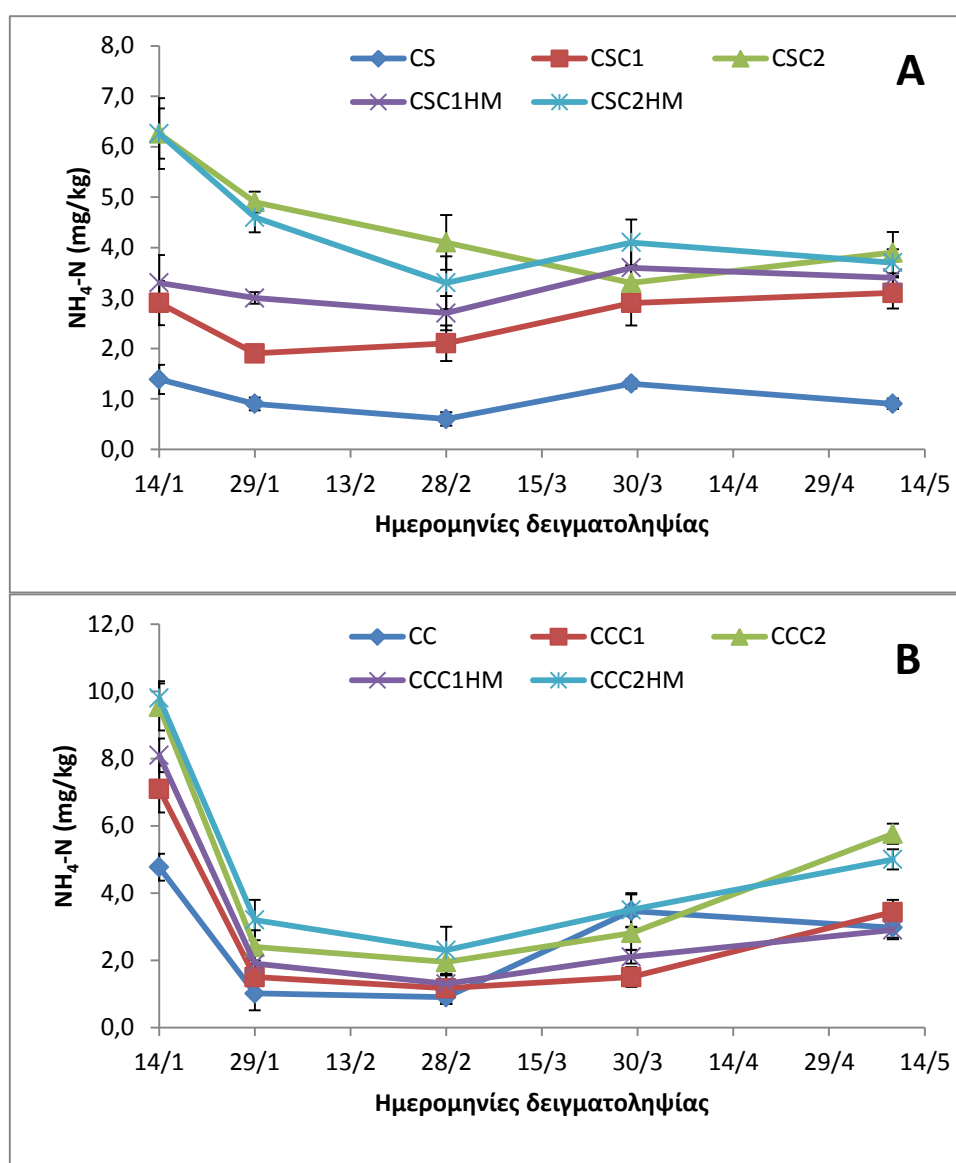
Σχήμα 13. Μεταβολές της συγκέντρωσης  $\text{NO}_3\text{-N}$  κατά τη διάρκεια του πρώτου πειράματος στις μεταχειρίσεις του αμμώδους (A) και του αργιλωδους (B) εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα)

Η συγκέντρωση των νιτρικών ήταν υψηλότερη στα αργιλώδη εδάφη για όλες τις μεταχειρίσεις. Αυτό οφείλεται στο υψηλότερο ποσοστό οργανικής ουσίας και ολικού N που περιέχουν τα αργιλώδη εδάφη. Η προσθήκη κομπόστ και στις δύο αναλογίες αύξησε την συγκέντρωση των νιτρικών και στα δύο εδάφη. Η αύξηση αυτή ήταν ανάλογη της προστιθέμενης ποσότητας κομπόστ. Τα νιτρικά σε γενικές γραμμές ακολούθησαν μια πτωτική πορεία και στα δύο εδάφη, κυρίως λόγω της πρόσληψης τους από τα φυτά σταμναγκαθίου καθώς και λόγω φαινομένων ακινητοποίησης του N από τους μικροοργανισμούς (Hodge et al., 2000). Ιδιαίτερα έντονη πτώση για όλες τις μεταχειρίσεις παρατηρείται και στα δύο εδάφη μέχρι τις 29/1. Η μείωση των νιτρικών, κατά απόλυτο αριθμό, ήταν μεγαλύτερη στα αργιλώδη εδάφη σε σχέση με τα αμμώδη, σε όλες τις μεταχειρίσεις, πιθανόν λόγω ακινητοποίησης του ανόργανου αζώτου από τους μικροοργανισμούς καθώς τα φυτά σταμναγκαθίου και στα δύο εδάφη προσέλαβαν παρόμοιες ποσότητες N. Γενικά, οι επιδράσεις ακινητοποίησης του αζώτου είναι μεγαλύτερες σε εδάφη με υψηλά ποσοστά αργίλου (Giannakis et al., 2014). Η παρουσία οριακών συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων (Cu, Zn και Cd) στο κομπόστ σε καμία από τις δύο αναλογίες εφαρμογής δεν επηρέασε ιδιαίτερα τις συγκεντρώσεις νιτρικών στα εδάφη.

Στο σχήμα 14 απεικονίζονται οι μεταβολές του  $\text{NH}_4\text{-N}$  στις μεταχειρίσεις των αμμωδών και των αργιλωδών εδαφών. Όμοια με τις συγκεντρώσεις των νιτρικών, οι συγκεντρώσεις των αμμωνιακών στα αργιλώδη εδάφη ήταν υψηλότερες σε σχέση με τις συγκεντρώσεις των αμμωνιακών στα αμμώδη εδάφη, κυρίως λόγω του υψηλότερου ποσοστού οργανικής ουσίας, N, καθώς και των περισσότερων θέσεων προσρόφησης κατιόντων. Επιπλέον η προσθήκη κομπόστ στο έδαφος αύξησε την συγκέντρωση αμμωνιακών και στα δύο εδάφη. Η αύξηση ήταν μεγαλύτερη με την με την προσθήκη της μεγαλύτερης αναλογίας κομπόστ. Ακόμα παρατηρήθηκαν χρονικές μεταβολές παρόμοιες με αυτές των νιτρικών. Οι αρχικές συγκεντρώσεις αμμωνιακών μειώθηκαν με τον χρόνο. Ιδιαίτερα στα αργιλώδη εδάφη παρατηρείται μία απότομη μείωση σε όλες τις μεταχειρίσεις ως τις 29/1 και μετά τις 28/2 μια μικρή σταδιακή αύξηση ως το τέλος των δειγματοληψιών. Επίσης η προσθήκη επιβαρυμένου κομπόστ και τα βαρέα μέταλλα κατ' επέκταση δεν επηρέασαν την περιεκτικότητα σε  $\text{NH}_4\text{-N}$  των εδαφών.

Αύξηση των συγκεντρώσεων του  $\text{NO}_3\text{-N}$  και του  $\text{NH}_4\text{-N}$  παρατηρήθηκε και από τους Giannakis et al. (2014) λόγω της προσθήκης κομπόστ στο έδαφος. Ομοίως με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής, η συγκέντρωση τόσο των νιτρικών όσο και

των αμμωνιακών ήταν ανάλογη με την ποσότητα κομπόστ που προστέθηκε. Επιπλέον στην συγκεκριμένη εργασία παρατηρείται ομοίως φθίνουσα τάση στις συγκεντρώσεις νιτρικών και αμμωνιακών στο έδαφος σε συνάρτηση με το χρόνο η οποία αποδίδεται σε φαινόμενα ακινητοποίησης του αζώτου καθώς παρατηρήθηκε η ίδια τάση και σε εδάφη που δεν είχαν φυτευτεί με φυτά. Επίσης, τα κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα γενικά χαρακτηρίζονται από χαμηλούς ρυθμούς απελευθέρωσης N και φαινόμενα ακινητοποίησης (Paranychanakis et al., 2013). Ακόμα άμεση αύξηση των ανόργανων μορφών N ( $\text{NH}_4\text{-N}$ -  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) με την προσθήκη ενεργού ιλύος ανάλογη της προστιθέμενης ποσότητας στα εδάφη παρατηρήθηκε και από τους Hernandez et al. (2002), η οποία όμως ταυτόχρονα οδήγησε και σε μεγαλύτερες απώλειες N.

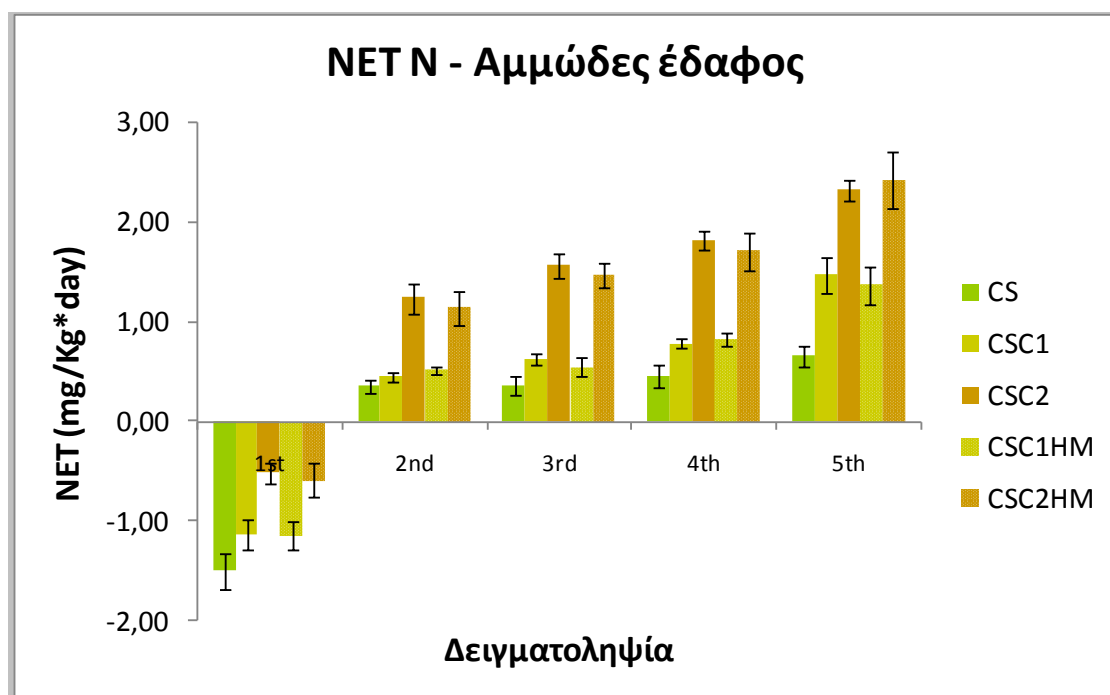


Σχήμα 14. Μεταβολές της συγκέντρωσης  $\text{NH}_4\text{-N}$  κατά τη διάρκεια του πρώτου πειράματος στις μεταχειρίσεις του αμμώδους (A) και του αργιλώδους (B) εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα)

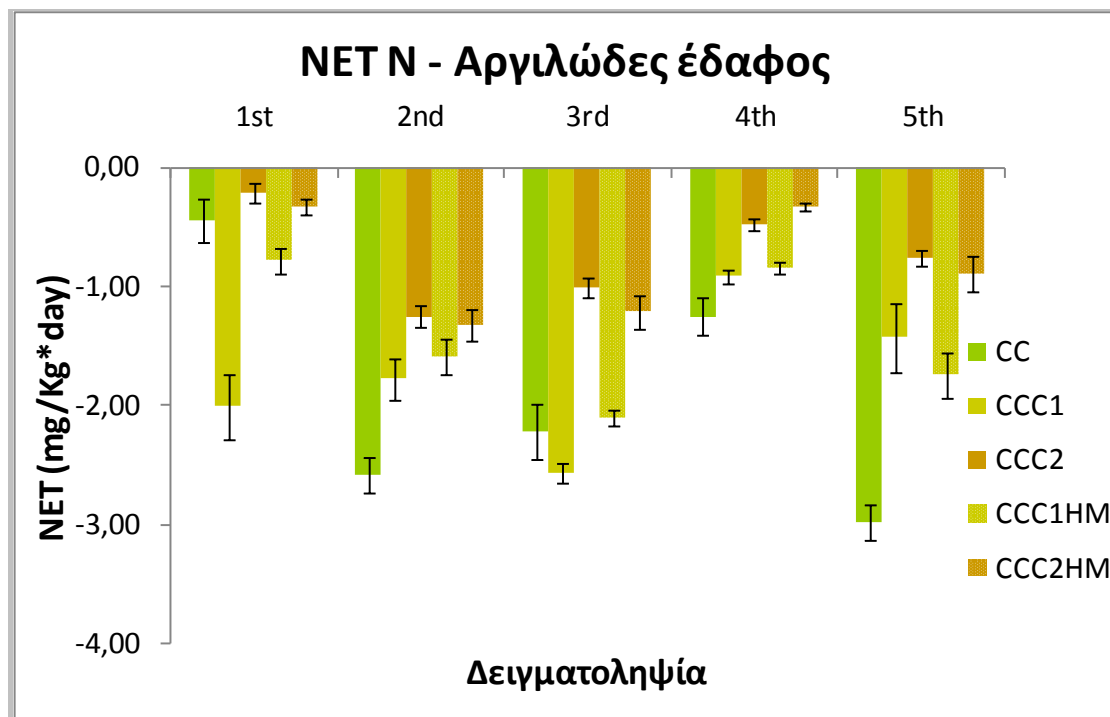
Η ανοργανοποίηση και η νιτροποίηση του αζώτου παίζουν σημαντικό ρόλο στη διαθεσιμότητα των ανόργανων μορφών αζώτου στο έδαφος και είναι πολύ σημαντικές διεργασίες στον κύκλο του αζώτου (Novem Auyeung et al., 2013; Liu et al., 2013). Αυτές οι διεργασίες επηρεάζονται από διάφορους παράγοντες όπως ο τύπος του εδάφους, το εδαφικό pH, η θερμοκρασία, η υγρασία, η περιεκτικότητα του εδάφους σε κομπόστ, η διαθεσιμότητα οξυγόνου και οι μικροβιακοί πληθυσμοί (Nielsen et al., 2009; Singh and Kashyap., 2006; Hernandez et al., 2002).

Στα σχήματα 15 και 16 απεικονίζονται οι καθαροί ρυθμοί ανοργανοποίησης του N για όλες τις μεταχειρίσεις στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη. Στην 1<sup>η</sup> δειγματοληψία (14/1) οι ρυθμοί και στα δύο εδάφη για όλες τις μεταχειρίσεις ήταν αρνητικοί. Η δειγματοληψία αυτή πρέπει να σημειωθεί ότι πραγματοποιήθηκε πριν τη φύτευση των φυτών του σταμναγκαθιού όπου τα εδάφη ήταν ξηρά, καθώς πριν την χρήση τους στο πείραμα είχαν αφεθεί για αεροξήρανση. Από την δεύτερη δειγματοληψία και μέχρι την πέμπτη, οι καθαροί ρυθμοί ανοργανοποίησης για τα αμμώδη εδάφη έγιναν θετικοί, ενώ για τα αργιλώδη παρέμειναν αρνητικοί. Οι θετικοί ρυθμοί δηλώνουν ανοργανοποίηση του οργανικού N από τους μικροοργανισμούς ενώ οι αρνητικοί ρυθμοί δηλώνουν ακινητοποίηση του N από την μικροβιακή βιομάζα (Hart et al., 1994). Η ανοργανοποίηση αφορά την απελευθέρωση  $\text{NH}_4\text{-N}$  λόγω οξείδωσης της οργανικής ουσίας του εδάφους (αμμωνιοποίηση) από έναν μεγάλο αριθμό ετερότροφων μικροοργανισμών, ενώ η ακινητοποίηση αφορά την δέσμευση και ενσωμάτωση των ανόργανων μορφών N από τους ετερότροφους μικροοργανισμούς. Συνεπώς το διαθέσιμο N στο έδαφος εξαρτάται κυρίως από τον ρυθμό ανοργανοποίησης του οργανικού N (Tate, 2000). Η ακινητοποίηση του N από τους μικροοργανισμούς πολλές φορές είναι επιθυμητή διαδικασία ιδιαίτερα σε οικοσυστήματα με οριακή επάρκεια θρεπτικών επειδή με αυτόν τον τρόπο συγκρατείται το N και μειώνονται οι απώλειες του από το οικοσύστημα (Nielsen et al., 2009). Επίσης σύμφωνα με τους Hernandez et al. (2002) τύπος εδάφους παίζει σημαντικό ρόλο στην ανοργανοποίηση της οργανικής ουσίας καθώς και στην ανοργανοποίηση του οργανικού N. Η ανοργανοποίηση είναι μεγαλύτερη στα αμμώδη εδάφη. Αυτό συμβαίνει διότι η άργιλος προστατεύει την οργανική ουσία από την ανοργανοποίηση. Το παραπάνω διαπιστώθηκε και από τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής τόσο από τον καθαρό ρυθμό ανοργανοποίησης ο οποίος ήταν αρνητικός στα αργιλώδη εδάφη όσο και από τις μεταβολές των ανόργανων ρυθμών N στα αργιλώδη εδάφη. Η προσθήκη κομπόστ αύξησε τον ρυθμό ανοργανοποίησης και

στα δύο εδάφη. Η αύξηση αυτή σε γενικές γραμμές ήταν ανάλογη με την προστιθέμενη αναλογία κομπόστ και στα δύο εδάφη. Στα αμμώδη εδάφη (χωρίς εδαφοβελτίωση) ο ρυθμός ανοργανοποίησης του N είναι χαμηλός λόγω της χαμηλής περιεκτικότητας τους σε οργανική ουσία και N (Hernandez et al., 2002). Οι οριακές συγκεντρώσεις μετάλλων (Cu, Zn και Cd) στο κομπόστ δεν επηρέασαν θετικά ή αρνητικά τους καθαρούς ρυθμούς ανοργανοποίησης σε σύγκριση με τους ρυθμούς των μεταχειρίσεων με μη επιβαρυνμένο κομπόστ. Οι συγκεντρώσεις του επιβαρυνμένου κομπόστ μπορούν να θεωρηθούν ότι είναι χαμηλές και δεν προκαλούν τοξικότητα στους μικροοργανισμούς. Σύμφωνα με την βιβλιογραφία, η επίδραση των βαρέων μετάλλων στην μικροβιακή δραστηριότητα ανοργανοποίησης του N δεν είναι σαφής, καθώς κάποιοι ερευνητές βρήκαν ότι πχ ο Cu προάγει την ανοργανοποίηση, κάποιοι άλλοι ότι την παρεμποδίζει και κάποιοι ότι δεν την επηρεάζει (Hassen et al., 1998). Επίσης οι Hassen et al. (1998), δοκίμασαν την επίδραση των βαρέων μετάλλων (σε διάφορες συγκεντρώσεις) στους καθαρούς ρυθμούς ανοργανοποίησης σε έδαφος που είχαν προστεθεί διάφορα εδαφοβελτιωτικά (κομπόστ, κοπριά και ενεργός ιλύς). Τα αποτελέσματα τους έδειξαν ότι κυρίως η ενεργός ιλύς και οι πολύ υψηλές συγκεντρώσεις τα βαρέων μετάλλων (Cd: 100mM, Cu: 250 mM και Zn: 250mM) έδρασαν τοξικά στους μικροοργανισμούς και μειώθηκε ο ρυθμός ανοργανοποίησης. Η σειρά παρεμπόδισης των μετάλλων ήταν: Cd > Cu > Zn.



Σχήμα 15. Καθαρός ρυθμός ανοργανοποίησης N στις μεταχειρίσεις του αμμώδους εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα)

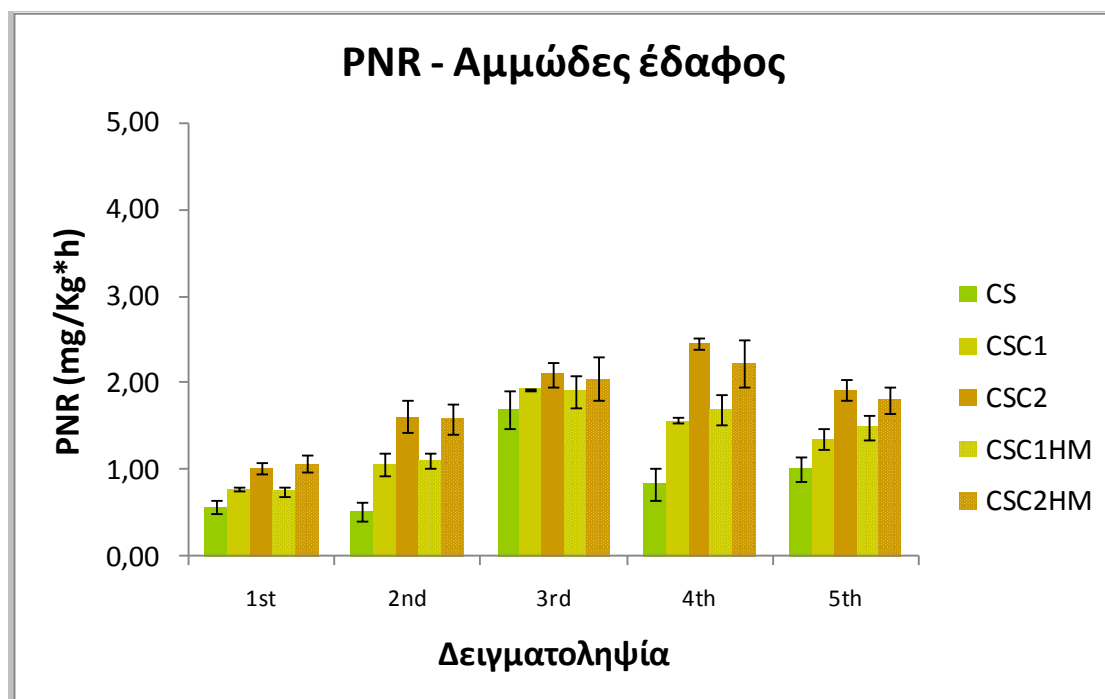


Σχήμα 16. Καθαρός ρυθμός ανοργανοποίησης N στις μεταχειρίσεις του αργιλώδους εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα)

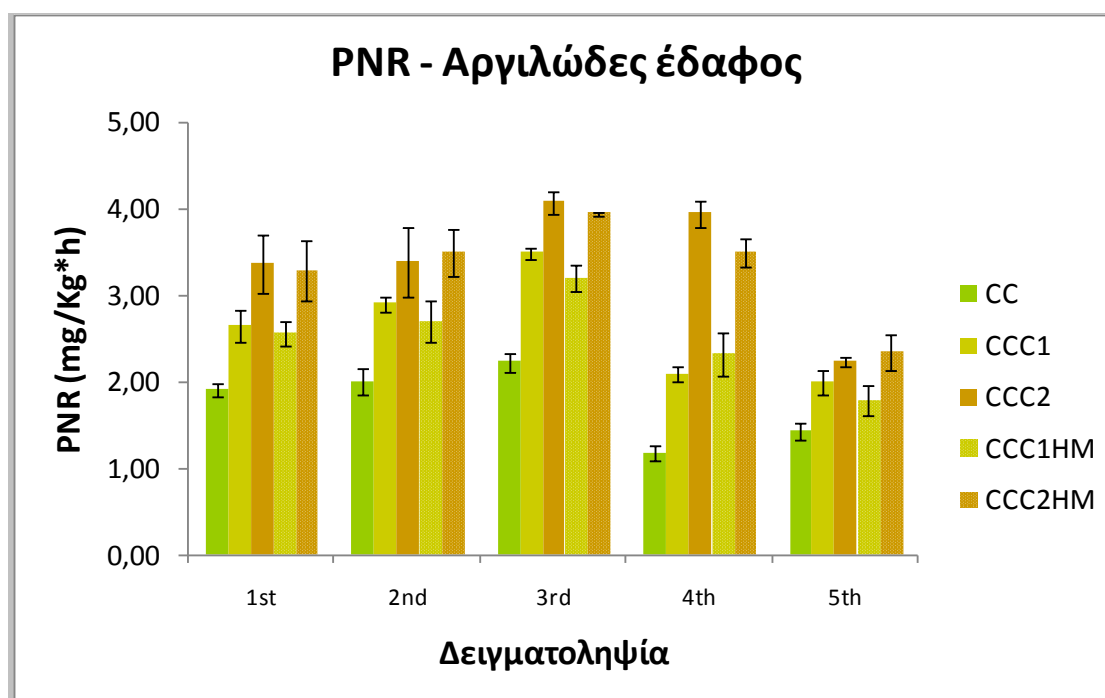
Στα σχήματα 17 και 18 απεικονίζονται οι δυνητικοί ρυθμοί νιτροποίησης του N (PNR) για όλες τις μεταχειρίσεις στα αμμώδη και στα αργιλώδη εδάφη. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής ο τύπος του εδάφους έπαιξε σημαντικό ρόλο στο δυνητικό ρυθμό νιτροποίησης σε όλες τις δειγματοληψίες. Ο δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης στα αργιλώδη εδάφη ήταν 1,5- 4 φορές υψηλότερος σε σύγκριση με τα αμμώδη εδάφη. Η προσθήκη κομποστ αύξησε τον δυνητικό ρυθμό νιτροποίησης και στα δύο εδάφη. Η αύξηση ήταν ανάλογη της ποσότητας κομποστ που προστέθηκε σχεδόν σε όλες τις δειγματοληψίες. Αύξηση στον δυνητικό ρυθμό νιτροποίησης λόγω της προσθήκης κοπριάς βοοειδών, κομποστ από χωνευμένη κοπριά βοοειδών (σε δεξαμενή), και κομποστ από γαιοσκώληκες (vermicompost) στις 15 και 60 ημέρες (μετά την εφαρμογή) βρέθηκε και από τους (Gomez- Brandon et al., 2016). Οι οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στο κομποστ δεν επηρέασαν θετικά ή αρνητικά τον καθαρό ρυθμό ανοργανοποίησης σε σύγκριση με τους ρυθμούς των μεταχειρίσεων με προσθήκη μη επιβαρυσμένου κομποστ. Σημαντικές συσχετίσεις μεταξύ PNR- TOC, PNR- TN καθώς και NET(N)- TOC, NET(N)- TN βρέθηκαν για όλες σχεδόν τις μεταχειρίσεις και στις πέντε δειγματοληψίες και για τα δύο εδάφη (πίνακας 20). Συνεπώς το ολικό N και η οργανική ουσία παίζουν πρωταρχικό ρόλο στους ρυθμούς ανοργανοποίησης και νιτροποίησης του N. Ισχυρές συσχετίσεις



μεταξύ PNR- TN (0,93) και PNR- TOC (0,86) βρέθηκαν και από τους Bastida et al., (2009).



Σχήμα 17. Δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης (PNR) στις μεταχειρίσεις του αμμώδους εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα)



Σχήμα 18. Δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης (PNR) στις μεταχειρίσεις του αργιλώδους εδάφους (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα)

**Πίνακας 20. Συσχέτιση μεταξύ των εδαφικών ιδιοτήτων (Ολικός οργανικός άνθρακας και ολικό άζωτο) και των βιοχημικών ρυθμών νιτροποίησης και ανοργανοποίησης του αζώτου στα μελετηθέντα εδάφη με Pearson correlation N=9.**

Παράμετρος	Εδαφική ιδιότητα	Έδαφος	Δειγματοληψία				
			1η	2η	3η	4η	5η
PNR	TOC	Αμμώδες	0,951**	0,852**	0,616	0,927**	0,882**
		Αργιλώδες	0,902**	0,852**	0,892**	0,946**	0,859**
	TN	Αμμώδες	0,948**	0,880**	0,665	0,947**	0,890**
		Αργιλώδες	0,859**	0,726*	0,837**	0,966**	0,843**
NET	TOC	Αμμώδες	0,791*	0,943**	0,962**	0,874**	0,921**
		Αργιλώδες	0,38	0,878**	0,820**	0,837**	0,823**
	TN	Αμμώδες	0,855**	0,858**	0,860**	0,920**	0,965**
		Αργιλώδες	0,265	0,926**	0,689*	0,856**	0,814**

#### **4.2.5 Επίδραση του τύπου του εδάφους και του κομπόστ στον αποικισμό των ριζών του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες.**

Τα ποσοστά του αποικισμού των ριζών του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες για τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές του 1<sup>ου</sup> πειράματος απεικονίζεται στο σχήμα 19. Στον αποικισμό του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες δεν υπήρξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των μεταχειρίσεων. Ο τύπος εδάφους καθώς και η προσθήκη κομπόστ δεν έπαιξαν σημαντικό ρόλο στον αποικισμό του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες. Επίσης οι οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στο κομπόστ δεν επηρέασαν σημαντικά τον αποικισμό του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες.

Το ποσοστό αποικισμού μυκορριζών ήταν κατά μέσο όρο για την πρώτη συγκομιδή 62% και για την δεύτερη συγκομιδή 59%. Σύμφωνα με τους Rodriguez- Rodriguez et al. (2013) ποσοστά αποικισμού πάνω από 60% στις ρίζες των φυτών της οικογένειας Asteraceae θεωρούνται υψηλά. Το σταμναγκάθι, όπως έχει αναφερθεί, ανήκει στην οικογένεια Asteraceae. Τα φυτά της οικογένειας Asteraceae είναι επί το πλείστον μυκοτροφικά φυτά. Σύμφωνα με τους Wang and Qiu (2006), από τα 233 είδη φυτών της οικογένειας Asteraceae τα οποία μελέτησαν, το 84% των φυτών αποικίζονται υποχρεωτικώς από μυκόρριζες, το 13% αποικίζονται προαιρετικά και μόλις το 3% των φυτών δεν αποικίζονται. Τα φυτά που αποικίζονται υποχρεωτικώς από μυκόρριζες (84%) σχηματίζουν κατά 100% θυσανώδεις μυκόρριζες. Σύμφωνα με αυτή την εργασία το *Cichorium intybus* (ραδίκι) ανήκει στην πρώτη κατηγορία και αποικίζεται από θυσανώδεις μυκόρριζες.

Οι εδαφικές ιδιότητες, όπως η μηχανική σύσταση, η οργανική ουσία και το εδαφικό pH, επηρεάζουν τον σχηματισμό μυκορριζών (Baum et al., 2002; Selvaraj et al.,

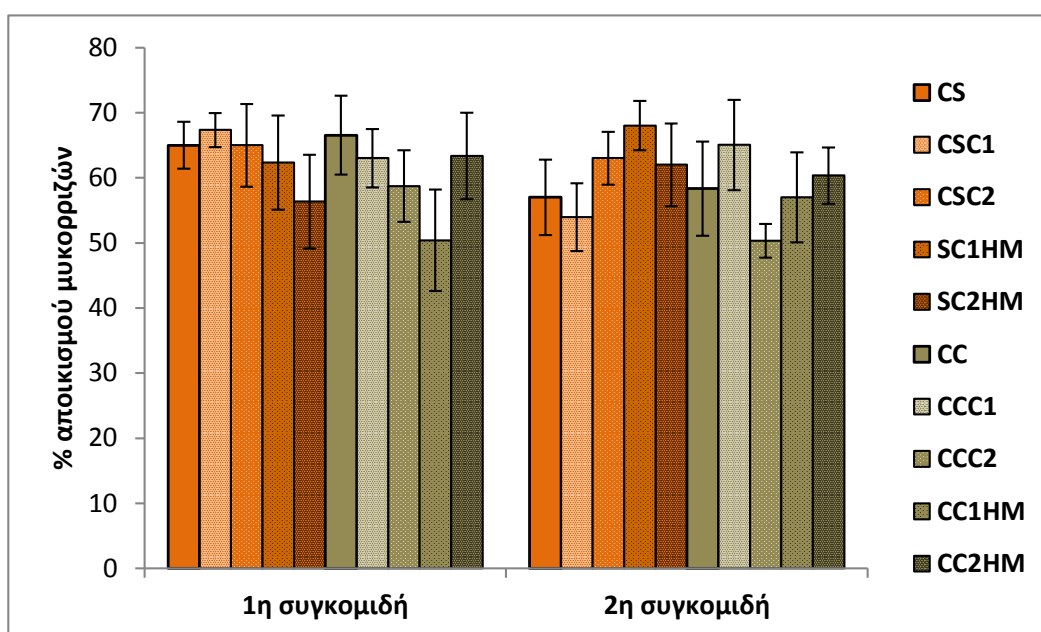
2001). Όμως, στην περίπτωση του σταμναγκαθιού, ο αποικισμός των ριζών του με μυκόρριζες δεν είχε στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ του αμμώδους και του αργιλώδους εδάφους, υποδηλώνοντας ότι η μηχανική σύσταση του εδάφους δεν επηρέασε σημαντικά τον αποικισμό. Σε παρόμοια συμπεράσματα όσον αφορά την επίδραση της μηχανικής σύστασης στον αποικισμό των μυκορριζών κατέληξαν και οι Duong et al. (2012), οι οποίοι μελέτησαν τον αποικισμό με μυκόρριζες, του σιταριού σε δύο ακραίους εδαφικούς τύπους (πηλοαμμώδης και αμμοαργιλώδης), κάτω από τις ίδιες συνθήκες ανάπτυξης, και δεν παρατήρησαν σημαντικές διαφορές στα ποσοστά αποικισμού των δύο εδαφών. Αντίθετα, οι Selvaraj et al. (2001), μελέτησαν τον αποικισμό του ραδικιού (*C. intybus*) με μυκόρριζες από δέκα διαφορετικές περιοχές, με διαφορετικές εδαφικές συνθήκες (υφή, οργανική ουσία, pH, γονιμότητα) και βρήκαν ποσοστά από 42% έως 92%. Το υψηλότερο ποσοστό βρέθηκε σε ένα ελαφρά αλκαλικό έδαφος αμμοπηλώδους υφής ενώ το χαμηλότερο σε ένα όξινο (pH: 6,1) αμμοαργιλοπηλώδες έδαφος και κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι τόσο η υφή όσο και το pH αποτελούν σημαντικούς παράγοντες στο σχηματισμό μυκορριζών.

Η επίδραση των διαφόρων τύπων κομπόστ στον σχηματισμό μυκορριζών έχει μελετηθεί από αρκετούς ερευνητές και έχει βρεθεί είτε θετική, είτε αρνητική, είτε μη σημαντική (Caravaca et al., 2002; Douds et al., 1997; Duong et al., 2012). Στη παρούσα διατριβή η προσθήκη κομπόστ δεν είχε σημαντική επίδραση στον αποικισμό με μυκόρριζες του σταμναγκαθιού. Επίσης, οι Caravaca et al. (2002), μελέτησαν τον αποικισμό μυκορριζών στις ρίζες της ελιάς (*Olea europaea*) και της κοντυλιάς (*Rhamnus lycioides*) και ομοίως δεν βρήκαν σημαντικές διαφορές μεταξύ της εφαρμογής κομπόστ και του μάρτυρα (έδαφος χωρίς κομπόστ) στον αποικισμό των μυκορριζών. Όμως, σε διαφορετικές μεταχειρίσεις κατά τις οποίες εμβολίασαν αποστειρωμένο έδαφος με μυκόρριζες του γένους *Glomus*, η προσθήκη κομπόστ δεν έδωσε διαφορές μεταξύ του μάρτυρα και των μεταχειρίσεων με εφαρμογή κομπόστ στον αποικισμό των ριζών της ελιάς και το ποσοστό αποικισμού παρέμεινε περίπου 65%, ενώ αντίθετα ο αποικισμός επηρεάστηκε αρνητικά από το κομπόστ στην κοντυλιά (από 48% στον μάρτυρα έπεσε στο 28% με την προσθήκη κομπόστ). Όλα τα παραπάνω υποδηλώνουν ότι σημαντικότερο ρόλο έχουν τα είδη των μυκήτων που αποικίζουν το ριζικό σύστημα καθώς και το ίδιο το φυτό και λιγότερο αυτό καθεαυτό το κομπόστ, εκτός κι αν περιέχει παράγοντες ή ουσίες βλαπτικές προς τις μυκόρριζες. Η προσθήκη του επιβαρυνμένου κομπόστ με Cu, Zn και Cd δεν επηρέασε σημαντικά τον αποικισμό του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες σε καμία από τις δύο συγκομιδές.

Ομοίως, οι Rozpadek et al. (2014), δεν παρατήρησαν διαφορές στον αποικισμό με μυκόρριζες των ριζών του ραδικιού (*C. intybus*) μεταξύ επιβαρυνμένων και μη επιβαρυνμένων με βαρέα μέταλλα εδαφών σε πείραμα που πραγματοποίησαν σε φυτοδοχεία.

Επίσης, δεν υπήρξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στον αποικισμό του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες μεταξύ της πρώτης και δεύτερης συγκομιδής, πιθανόν επειδή οι εδαφικές συνθήκες, όπως η εδαφική υγρασία, η γονιμότητα, το pH κτλ. παρέμειναν παρόμοιες μεταξύ των δύο συγκομιδών. Οι Rodriguez- Rodriguez et al. (2013) για φυτά της οικογένειας Asteraceae σε αμμώδη εδάφη σαβάνας, βρήκαν αποικισμό μυκορριζών από 66-100% κατά την υγρή περίοδο και 84 -100% κατά την ξηρή περίοδο. Τα φυτά αυτά, κατά την ξηρή περίοδο, ανέπτυξαν μεγαλύτερα ποσοστά αποικισμού διότι λόγω ξηρασίας, προσπαθούσαν να αξιοποιήσουν όσο το δυνατόν καλύτερα την εδαφική υγρασία.

Τέλος αξίζει να σημειωθεί ότι τα φυτά σταμναγκαθιού των πειραμάτων της παρούσας διατριβής παρέμειναν υγιή και απαλλαγμένα από ασθένειες κυρίως λόγω του υψηλού ποσοστού αποικισμού τους με μυκόρριζες, οι οποίες προστατεύουν από τα φυτοπαθογόνα (Singh et al., 2013), σε αντίθεση με τα καλλιεργούμενα φυτά στην Γραμβούσα τα οποία εμφανίζουν πολλές φυτοπαθολογικές ασθένειες κυρίως λόγω της υπερβολικής χρήσης μυκητοκτόνων τα οποία επιδρούν αρνητικά στον αποικισμό των μυκορριζών (West et al., 1993).



**Σχήμα 19.** Ποσοστό αποικισμού μυκορριζών στις μεταχειρίσεις του 1<sup>ου</sup> πειράματος στην 1<sup>η</sup> και 2<sup>η</sup> συγκομιδή (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Δεν υπήρχε σημαντική στατιστική διαφορά μεταξύ των μεταχειρίσεων (εντός της συγκομιδής) σε επίπεδο  $p < 0,05$  σύμφωνα με το κριτήριο Tukey.

#### **4.3 2<sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου – Επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ στην ανάπτυξη διαφορετικών πληθυσμών σταμναγκαθιού κάτω από τις ίδιες συνθήκες (Συγκριτική μελέτη των διαφορετικών πληθυσμών σταμναγκαθιού)**

Η επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ στις φυτικοχημικές ιδιότητες και στην γονιμότητα των εδαφών ήταν παρόμοια με του 1<sup>ου</sup> πειράματος καθώς το συγκεκριμένο πείραμα διεξήχθη με όμοια εδάφη και κομπόστ με το 1<sup>ο</sup> πείραμα και για τον λόγο αυτό οι φυτικοχημικές ιδιότητες των εδαφών δεν παρουσιάζονται.

Οι διαφορετικοί πληθυσμοί (Γραμβούσας, καλλιεργούμενος και Ομαλού) που μελετήθηκαν στην παρούσα διατριβή κάτω από τις ίδιες συνθήκες ανάπτυξης, σε ένα μεγάλο βαθμό διατήρησαν συγκριτικά τις φαινοτυπικές διαφορές που εμφανίζουν μεταξύ τους στα περιβάλλοντα που αναπτύσσονται, κυρίως όσον αφορά το μέγεθος της ροζέτας και την παραγωγή της υπέργειας βιομάζας τους. Τα αποτελέσματα για τις παραμέτρους ανάπτυξης που μελετήθηκαν σε σχέση με την επίδραση του τύπου εδάφους, του πληθυσμού και της αναλογίας κομπόστ, καθώς και οι μεταξύ τους αλληλεπιδράσεις, παρουσιάζονται στον πίνακα 21. Η τελική διάμετρος της ροζέτας του σταμναγκαθιού δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους ή τη προσθήκη κομπόστ, όμως επηρεάστηκε σημαντικά από τον πληθυσμό. Ο πληθυσμός της Γραμβούσας ανέπτυξε την μικρότερη διάμετρο ροζέτας περίπου 20 cm και ακολούθησε ο πληθυσμός του Ομαλού με 24 cm. Οι διάμετροι που ανέπτυξαν οι πληθυσμοί αυτοί, υπό τις ίδιες συνθήκες καλλιέργειας, ήταν αρκετά μεγαλύτερες σε σύγκριση με αυτές που αποκτούν στους οικότοπους ανάπτυξης τους. Συγκεκριμένα ο πληθυσμός της Γραμβούσας ανέπτυξε περίπου 4 με 5 φορές μεγαλύτερη διάμετρο ροζέτας ενώ η ροζέτα του πληθυσμού του Ομαλού ήταν περίπου 2 φορές μεγαλύτερη σε σύγκριση με τα αυτοφυή φυτά από τα οποία συλλέχτηκε ο σπόρος. Η τελική διάμετρος της ροζέτας των φυτών του καλλιεργούμενου πληθυσμού ήταν περίπου 30cm. Παρόμοια διάμετρο ροζέτας (περίπου 30cm) είχαν αναπτύξει τα φυτά του καλλιεργούμενου πληθυσμού την προηγούμενη πειραματική περίοδο, τα οποία προέρχονταν από το ίδιο πολλαπλασιαστικό υλικό και είχαν αναπτυχθεί κάτω από παρόμοιες συνθήκες περιβάλλοντος (Parafilippaki et al., 2015).

Η ξηρή βιομάζα του υπέργειου τμήματος του σταμναγκαθιού επηρεάστηκε σημαντικά τόσο από τον τύπο του εδάφους και την προσθήκη κομπόστ όσο και από τον πληθυσμό του σταμναγκαθιού και στις δύο συγκομιδές. Το αμμώδες έδαφος και η προσθήκη κομπόστ, όπως ήταν αναμενόμενο, έδωσαν σημαντικά μεγαλύτερη παραγωγή. Επίσης, ο καλλιεργούμενος πληθυσμός έδωσε την υψηλότερη παραγωγή,

ακολούθησε ο πληθυσμός του Ομαλού, ενώ την μικρότερη παραγωγή έδωσε ο πληθυσμός της Γραμβούσας. Οι οικότυποι της Γραμβούσας και του Ομαλού ανέπτυξαν μεγαλύτερα φυτά και έδωσαν μεγαλύτερη υπέργεια βιομάζα σε σχέση με το μέγεθος των φυτών που αναπτύσσουν στους οικότοπους ανάπτυξης τους, όμως δεν κατάφεραν να φτάσουν σε μέγεθος τα φυτά του καλλιεργούμενου πληθυσμού, ενώ και μεταξύ τους διατήρησαν σημαντικές διαφορές όσον αφορά το μέγεθος και την παραγωγή βιομάζας. Στο σχήμα 20 απεικονίζεται το νωπό βάρος του σταμναγκαθιού για κάθε μεταχείριση, στην πρώτη και στην δεύτερη συγκομιδή. Συγκριτικά και στις δύο συγκομιδές, ο καλλιεργούμενος πληθυσμός που αναπτύχθηκε σε αμμόδες έδαφος με προσθήκη κομπόστ έδωσε το μεγαλύτερο νωπό βάρος, ενώ το χαμηλότερο νωπό βάρος έδωσε ο πληθυσμός της Γραμβούσας που αναπτύχθηκε σε αργιλώδες έδαφος χωρίς κομπόστ. Γενικά, ο καλλιεργούμενος πληθυσμός έδωσε σημαντικά μεγαλύτερες παραγωγές από τους άλλους δύο πληθυσμούς ανεξαρτήτως εδάφους ή προσθήκης κομπόστ.

Η σχετική περιεκτικότητα των φύλλων σε νερό δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο εδάφους, τον πληθυσμό ή την προσθήκη κομπόστ και ήταν παρόμοια σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές, περίπου 88-89%. Η σχετική περιεκτικότητα των φύλλων σε νερό αποτελεί ένα καλό φυσιολογικό δείκτη για τον προσδιορισμό διαφορών μεταξύ γονοτύπων όσον αφορά την αντοχή τους στην αλατότητα (Garriga et al., 2015). Στους μελετηθέντες πληθυσμούς δεν διαφοροποιήθηκε η περιεκτικότητα σε νερό στο υπέργειο τμήμα τους λόγω των αυξημένων συγκεντρώσεων Na στα εδάφη εξαιτίας της προσθήκης κομπόστ.

Η ολική χλωροφύλλη επηρεάστηκε σημαντικά μονάχα από τον πληθυσμό. Δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο εδάφους ή την προσθήκη κομπόστ. Ο καλλιεργούμενος πληθυσμός και ο πληθυσμός της Γραμβούσας δεν εμφάνισαν σημαντικές διαφορές στην περιεκτικότητα τους σε ολική χλωροφύλλη (όπως και στις χλωροφύλλες A και B). Αντίθετα, ο πληθυσμός του Ομαλού εμφάνισε σημαντικά υψηλότερη περιεκτικότητα σε ολική χλωροφύλλη. Η χλωροφύλλη είναι ένας καλός δείκτης για την δυνητική φωτοσυνθετική ικανότητα και για την γενική ευρωστία του φυτού, ο οποίος σχετίζεται με την περιεκτικότητα αζώτου στα πράσινα φυτά (Agegnehu et al., 2015). Η υψηλότερη περιεκτικότητα σε ολική χλωροφύλλη μεταφράζεται σε υψηλότερη φωτοσυνθετική ικανότητα των φύλλων, με αποτέλεσμα μεγαλύτερη δέσμευση φωτός, υψηλότερη φωτοσύνθεση και κατά συνέπεια υψηλότερες αποδόσεις (Below, 1995). Στην περίπτωση του πληθυσμού του Ομαλού,

τα φυτά δεν έδωσαν μεγαλύτερες παραγωγές από τα φυτά του καλλιεργούμενου πληθυσμού λόγω υψηλότερης χλωροφύλλης και υψηλότερης συγκέντρωσης αζώτου στα φύλλα τους, γεγονός που υποδεικνύει πιθανόν γονοτυπικές διαφορές μεταξύ τους, δεδομένου ότι οι περιβαλλοντικές και οι εδαφικές συνθήκες ήταν ίδιες.

Η περιεκτικότητα σε μακροθρεπτικά (N, P, Ca και Mg) του υπέργειου τμήματος του σταμναγκαθιού δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο του εδάφους ή την προσθήκη κομπόστ στο έδαφος, γεγονός που ισχυροποιεί τα αποτελέσματα του 1<sup>ου</sup> περάματος. Όμως επηρεάστηκε σημαντικά από τον πληθυσμό. Οι περιεκτικότητες των N, P, Ca και Mg βρέθηκαν σημαντικά υψηλότερες στον πληθυσμό του Ομαλού. Η περιεκτικότητα N στο υπέργειο τμήμα των φυτών ήταν ανάλογη με την τάση της χλωροφύλλης, γεγονός που επιβεβαιώνει ότι η συγκέντρωση χλωροφύλλης σχετίζεται με την περιεκτικότητα των φύλλων σε N (Agegnehu et al., 2015). Στο σχήμα 21 απεικονίζεται η γραμμική συσχέτιση μεταξύ των περιεχόμενων συγκεντρώσεων N και χλωροφύλλης στους μελετηθέντες πληθυσμούς. Όπως παρατηρείται και από το σχήμα υπάρχει αρκετά καλή συσχέτιση μεταξύ N και χλωροφύλλης. Η περιεκτικότητα του φωσφόρου δεν διέφερε σημαντικά μεταξύ των πληθυσμών της Γραμβούσας και του καλλιεργούμενου σε καμιά από τις δύο συγκομιδές. Αντίθετα, το Ca και το Mg βρέθηκαν σημαντικά υψηλότερα στον καλλιεργούμενο πληθυσμό σε σύγκριση με τον πληθυσμό της Γραμβούσας και στις δύο συγκομιδές. Επίσης η περιεκτικότητα του N διαφοροποιήθηκε μεταξύ των πληθυσμών Γραμβούσας και καλλιεργούμενου μόνο κατά την δεύτερη συγκομιδή, όπου ο πληθυσμός της Γραμβούσας παρουσίασε σημαντικά υψηλότερη περιεκτικότητα N σε σχέση με τον καλλιεργούμενο. Η περιεκτικότητα του N και του P στα φύλλα του σταμναγκαθιού στους μελετηθέντες πληθυσμούς ήταν παρόμοιες με του ραδικιού ή οποίες κυμαίνονταν από 2,92- 3,69% για το N και από 0,38-0,55% για τον P (Ćustić et al., 2003). Η περιεκτικότητα σε ασβέστιο στα φύλλα του πληθυσμού του Ομαλού ήταν αρκετά υψηλότερη από αυτή που βρήκαν οι Zeghichi et al. (2003) στα φύλλα του σταμναγκαθιού που αναπτύχθηκαν για 60 ημέρες, ενώ σε αντίθεση η περιεκτικότητα Ca στα φύλλα του πληθυσμού της Γραμβούσας ήταν πολύ χαμηλότερη συγκρινόμενη με τις τιμές της παραπάνω μελέτης.

Η περιεκτικότητα σε K στο υπέργειο τμήμα των φυτών δεν επηρεάστηκε σημαντικά από τον τύπο εδάφους, την προσθήκη κομπόστ ούτε και από τον πληθυσμό και βρέθηκε περίπου 5% σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές, παρόμοια με την

περιεκτικότητα Κ στο υπέργειο τμήμα του ραδικιού (Ćustić et al., 2003; Biesiada and Kolota, 2008).

Η περιεκτικότητα σε νάτριο στα φύλλα του σταμναγκαθιού επηρεάστηκε σημαντικά τόσο από τον τύπο του εδάφους και την προσθήκη κομπόστ όσο και από τον πληθυσμό και στις δύο συγκομιδές. Η περιεκτικότητα σε νάτριο ήταν υψηλότερη στις ροζέτες των φυτών που αναπτύχθηκαν στα αμμώδη εδάφη λόγω των υψηλότερων συγκεντρώσεων ανταλλάξιμου Na, καθώς και στα φυτά που αναπτύχθηκαν στα εδάφη που προστέθηκε κομπόστ, λόγω των αυξημένων συγκεντρώσεων Na του κομπόστ. Επίσης, η περιεκτικότητα σε νάτριο στα φύλλα του πληθυσμού του Ομαλού ήταν σημαντικά υψηλότερη από την περιεκτικότητα Na στους άλλους δύο πληθυσμούς, ακολουθούσε ο καλλιεργούμενος πληθυσμός, ενώ η χαμηλότερη περιεκτικότητα Na προσδιορίστηκε στα φύλλα του πληθυσμού της Γραμβούσας. Στο σχήμα 22 απεικονίζεται η περιεκτικότητα του Na στις ροζέτες του σταμναγκαθιού για κάθε μεταχείριση, στην πρώτη και στην δεύτερη συγκομιδή. Συγκριτικά για όλες τις μεταχειρίσεις και στις δύο συγκομιδές, ο πληθυσμός του Ομαλού που αναπτύχθηκε σε αμμώδες έδαφος με προσθήκη κομπόστ είχε την μεγαλύτερη περιεκτικότητα σε νάτριο, ενώ η χαμηλότερη προσδιορίστηκε στον πληθυσμό της Γραμβούσας που αναπτύχθηκε σε αργιλώδες έδαφος χωρίς κομπόστ. Αξιοσημείωτο είναι ότι ο πληθυσμός του Ομαλού προσρόφησε υψηλότερες συγκεντρώσεις νατρίου σε σχέση με τον πληθυσμό της Γραμβούσας το οποίο αυτοφύεται δίπλα στη θάλασσα. Διαφορές στην πρόσληψη νατρίου μεταξύ φυτών διαφορετικών ποικιλιών του *Cichorium endivia* (ιταλικό ραδίκι) το οποίο ανήκει στο ίδιο γένος με το σταμναγκάθι παρατήρησαν και οι Koudela and Petrikova (2007). Επίσης, στην ίδια εργασία αναφέρεται ότι οι διαφορετικές ποικιλίες του *C. endivia* έδωσαν σημαντικές διαφορές στην παραγωγή καθώς και στην περιεκτικότητα νιτρικών στο υπέργειο τμήμα των φυτών. Η περιεκτικότητα σε νάτριο στα φύλλα των μελετηθέντων πληθυσμών ήταν έως και 15 φορές υψηλότερη σε σχέση με αυτή που βρήκαν οι Zeghichi et al. (2003) στην προαναφερόμενη εργασία για το σταμναγκάθι. Αυτό πιθανόν οφείλεται στο υπόστρωμα ανάπτυξης του σταμναγκαθιού. Το σταμναγκάθι είναι ένα ιδιαιτέρως ανθεκτικό φυτό στην αλατότητα, το οποίο μπορεί να προσλαμβάνει υψηλές συγκεντρώσεις Na χωρίς να εμφανίζει συμπτώματα τοξικότητας και να παρεμποδίζεται η ανάπτυξη του (Parafilippaki et al., 2015).

Επίσης, δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των κύριων παραγόντων του πειράματος (έδαφος (E), πληθυσμός (Π), κομπόστ (K)) όσον



αφορά τις παραμέτρους ανάπτυξης και τις περιεκτικότητες των μακροθρεπτικών στα φύλλα των φυτών του σταμναγκαθιού. Σημαντικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των κύριων παραγόντων παρατηρήθηκαν μονάχα όσον αφορά το νάτριο και στις δύο συγκομιδές (Πίνακας 21).

Η περιεκτικότητα των Cu και Zn τόσο στα φύλλα όσο και στις ρίζες του σταμναγκαθιού επηρεάστηκε σημαντικά και από τους τρεις κύριους παράγοντες του πειράματος (έδαφος, πληθυσμός και κομπόστ). Οι συγκεντρώσεις Cu και Zn στις ρίζες και στα φύλλα ήταν υψηλότερες στα αμμώδη εδάφη. Αυτό πιθανόν οφείλεται στην υψηλότερη βιοδιαθεσιμότητα και κινητικότητα των ιχνοστοιχείων στο αμμώδες έδαφος (Parafilippaki et al., 2015). Επίσης η προσθήκη του κομπόστ αύξησε σημαντικά τις συγκεντρώσεις των Cu και Zn στα φύλλα και τις ρίζες του σταμναγκαθιού. Ο πληθυσμός του Ομαλού είχε σημαντικά υψηλότερη περιεκτικότητα Cu και Zn τόσο στα φύλλα όσο και στις ρίζες (Πίνακας 22).

Όσον αφορά τον Fe, η περιεκτικότητα του στα φύλλα και στις ρίζες επηρεάστηκε σημαντικά κυρίως από τον πληθυσμό. Ο πληθυσμός του Ομαλού είχε σημαντικά υψηλότερη περιεκτικότητα Fe στα φύλλα και στις ρίζες των φυτών, ενώ μεταξύ των πληθυσμών Γραμβούσας και καλλιεργούμενου δεν υπήρχαν σημαντικές διαφορές στις συγκεντρώσεις του συγκεκριμένου μετάλλου στα φύλλα ή στις ρίζες των φυτών. Το έδαφος δεν έπαιξε σημαντικό ρόλο στην περιεκτικότητα του Fe στα φύλλα ή στις ρίζες ενώ η προσθήκη κομπόστ έδειξε να επηρεάζει σημαντικά την περιεκτικότητα του Fe στα φύλλα της δεύτερης συγκομιδής. Το έδαφος και ο πληθυσμός έπαιξαν σημαντικό ρόλο στην περιεκτικότητα του Mn στα φύλλα της πρώτης συγκομιδής, ενώ στη δεύτερη συγκομιδή σημαντικός παράγοντας ήταν μόνο το έδαφος. Η περιεκτικότητα του Mn στις ρίζες δεν επηρεάστηκε σημαντικά από κανένα κύριο παράγοντα. Τα φυτά που αναπτύχθηκαν στα αμμώδη εδάφη είχαν σημαντικά υψηλότερη περιεκτικότητα Mn στα φύλλα. Επίσης ο πληθυσμός του Ομαλού είχε σημαντικά υψηλότερη περιεκτικότητα Mn στα φύλλα σε σχέση με τον πληθυσμό της Γραμβούσας κατά την πρώτη μονάχα συγκομιδή (Πίνακας 22).

Ο Pb και το Cd βρέθηκαν κάτω του ορίου ανίχνευσης σε όλες τις μεταχειρίσεις και τις συγκομιδές. Η περιεκτικότητα του Cr βρέθηκε να επηρεάζεται σημαντικά από τον τύπο του εδάφους και τον πληθυσμό μόνο στις ρίζες των φυτών και βρέθηκε υψηλότερη στα αμμώδη εδάφη καθώς και στον πληθυσμό του Ομαλού, ενώ στο υπέργειο τμήμα δεν επηρεάστηκε σημαντικά από κανέναν παράγοντα και ήταν παρόμοια και στις δύο συγκομιδές. Η συγκέντρωση του Cr βρέθηκε δύο με τέσσερις

φορές μεγαλύτερη στις ρίζες από το υπέργειο τμήμα των φυτών (Πίνακας 22). Αυτό συμβαίνει πιθανόν είτε γιατί το ίδιο το σταμναγκάθι εμποδίζει τη μεταφορά του Cr από τις ρίζες στα φύλλα, λόγω της μετατροπής ενός μεγάλου μέρους της  $\text{Cr}^{6+}$  σε  $\text{Cr}^{3+}$ , στα κύτταρα της ρίζας του φυτού (Parafilippaki et al., 2015) είτε λόγω του υψηλού ποσοστού αποικισμού των ριζών του με μυκόρριζες, το Cr συγκρατείται και ακινητοποιείται από τις μυκηλιακές υφές στις ρίζες και έτσι εμποδίζεται η μεταφορά του στο υπέργειο τμήμα των φυτών (Wu et al., 2016). Επίσης ανιχνεύτηκε Ni στα φύλλα του πληθυσμού του Ομαλού κατά την πρώτη συγκομιδή και μόνο στα φυτά που αναπτύχθηκαν στα αμμώδη εδάφη. Η συγκέντρωση του ήταν 1,12 mg/kg στον μάρτυρα και 2,10 mg/kg στη μεταχείριση με προσθήκη κομπόστ (τα συγκεκριμένα αποτελέσματα δεν παρουσιάζονται).

Γενικά, η περιεκτικότητα των ιχνοστοιχείων στα φύλλα, σε όλες τις μεταχειρίσεις και για τις δύο συγκομιδές, βρέθηκε εντός των φυσιολογικών ορίων που αναφέρονται από την Kabata- Pendias (2001) για ώριμα φύλλα διάφορων φυτικών ειδών (Cu: 5-30, Zn: 27- 150, Pb: 5 -10, Mn: 30-300, Cr: 0,1- 0,5, Cd: 0,05-0,2 και Ni: 0,1 -5 mg/kg, ξηρού βάρους).

Επίσης, δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των κύριων παραγόντων του πειράματος (έδαφος (E), πληθυσμός (Π), κομπόστ (K)) όσον αφορά τις περιεκτικότητες των ιχνοστοιχείων στα φύλλα και στις ρίζες των φυτών του σταμναγκαθιού, εκτός του Zn. Στο σχήμα 23 απεικονίζεται η περιεκτικότητα Zn στα φύλλα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού στις μεταχειρίσεις του 2<sup>ου</sup> πειράματος για την 1η και την 2η συγκομιδή.

Τα φυτά των τριών διαφορετικών πληθυσμών σταμναγκαθιού τα οποία αναπτύχθηκαν κάτω από τις ίδιες εδαφοκλιματικές συνθήκες, διατήρησαν σε ένα μεγάλο βαθμό τα διακριτά μορφολογικά χαρακτηριστικά του πληθυσμού τους καθώς και τις φαινοτυπικές διαφορές που εμφανίζουν στους οικοτόπους ανάπτυξης τους. Επίσης μεταξύ των πληθυσμών παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στην φυσιολογία και στην θρέψη τους. Τα φυτά των μελετηθέντων πληθυσμών προσέλαβαν τις απαιτούμενες ποσότητες θρεπτικών στοιχείων για την ανεμπόδιστη ανάπτυξη τους, ανεξάρτητα από τη γονιμότητα των εδαφών και την διαθεσιμότητα των θρεπτικών στοιχείων στα εδάφη, καθώς οι ποσότητες των θρεπτικών και στα δύο εδάφη ήταν επαρκείς, ακόμα και χωρίς τη προσθήκη κομπόστ. Αυτό έρχεται σε συμφωνία με τη θεώρηση του Tilman (1997), ο οποίος υποστηρίζει ότι τα φυτά τείνουν να προσλαμβάνουν τα θρεπτικά στοιχεία στις ποσότητες που απαιτούνται για

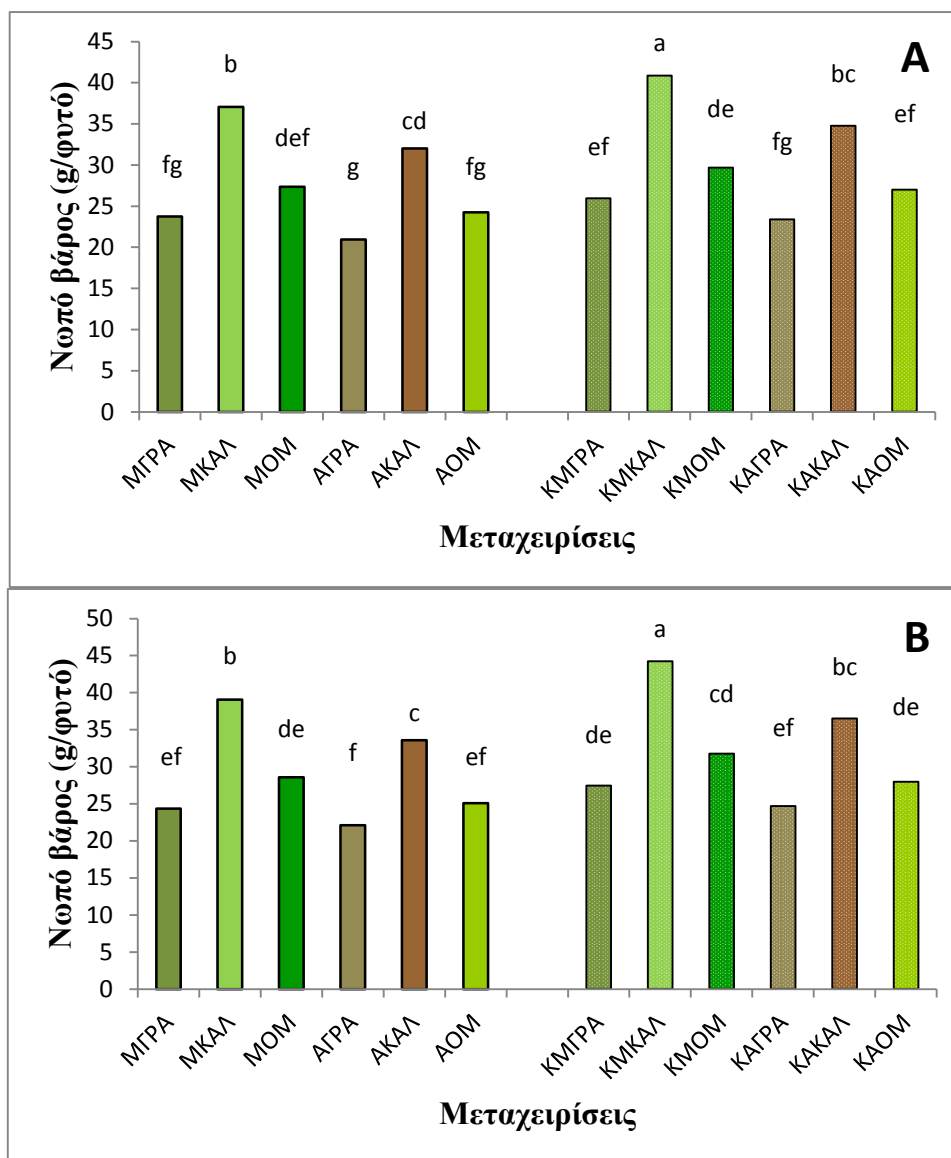
την ανάπτυξη τους και ανεξάρτητα από τις ποσότητες που είναι διαθέσιμα στο έδαφος.

Οι παραπάνω διαφορές μεταξύ των μελετηθέντων πληθυσμών σταμναγκαθίου πιθανόν υποδεικνύουν γονοτυπικές διαφορές μεταξύ τους. Φυσικά, αυτό αποτελεί μια πρώτη εκτίμηση και απαιτείται περεταίρω γενετική διερεύνηση. Όμως, αρκετές φορές οι συγκρίσεις DNA ως ταξινομικό εργαλείο μπορεί να υπερεκτιμηθούν όπως έχει συμβεί στην εργασία των Vermeulen et al., (1994), σύμφωνα με την οποία το σταμναγκάθι θεωρήθηκε οικότυπος του ραδικιού. Η άποψη αυτή όμως αργότερα καταρρίφθηκε από τον Kiers (2000a) ο οποίος ανέφερε ότι δεν υπήρξε σωστή θεώρηση καθώς και ότι αγνοήθηκαν βασικά μορφολογικά χαρακτηριστικά του φυτού όπως οι ακανθώδεις απολήξεις των βλαστών κτλ και ότι το σταμναγκάθι προέκυψε ανεξάρτητα σε διαφορετικές τοποθεσίες με τα ίδια χαρακτηριστικά και για τους λόγους αυτούς θεωρεί ότι το σταμναγκάθι αποκλείεται να είναι οικότυπος του ραδικιού. Επίσης οι Gemeinholzer and Bachmann (2005) παρ' όλη την γενετική ομοιότητα που διαπίστωσαν συμφωνούν με την άποψη του Kiers (2000a). Ακόμα αναφέρουν ότι στην Πελοπόννησο, στην περιοχή Καλό Νερό υπάρχουν πληθυσμοί ραδικιού και σταμναγκαθίου σε απόσταση 5 μέτρων μεταξύ τους οι οποίοι σχηματίζουν σαφώς διαφοροποιούμενα φαινοτυπικά χαρακτηριστικά. Τα χαρακτηριστικά αυτά διατηρήθηκαν και σε σπόρο που πάρθηκε από αυτούς τους δύο πληθυσμούς. Αυτό συντελεί στην άποψη των διαφορετικών ειδών. Από τα παραπάνω συμπεραίνεται ότι είναι δύσκολο να διαχωριστούν γενετικά μεταξύ τους το ραδίκι με το σταμναγκάθι και γι' αυτό το λόγο θα είναι ακόμα πιο δύσκολο να διαχωριστούν οι διαφορετικοί πληθυσμοί του σταμναγκαθίου γενετικά μεταξύ τους. Γενικά θα πρέπει να συνεκτιμούνται ταυτόχρονα μορφολογικά, φυσιολογικά και γενετικά χαρακτηριστικά.

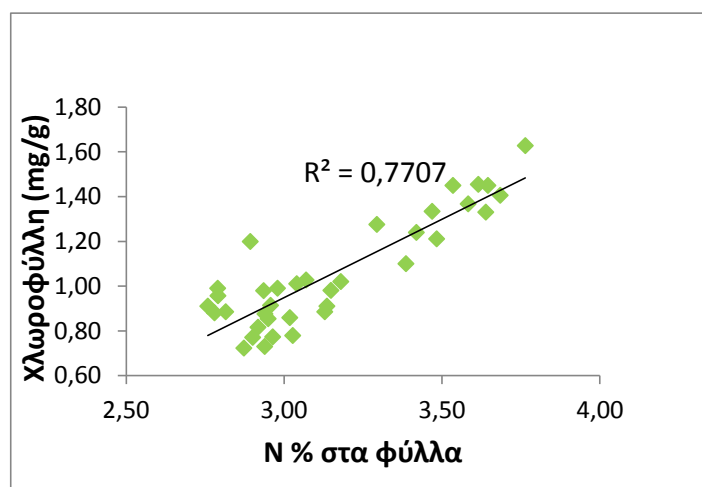
**Πίνακας 21. Επίδραση του τύπου εδάφους του πληθυσμού και του κομπόστ στις παραμέτρους ανάπτυξης και στην περιεκτικότητα θρεπτικών στοιχείων στις ροζέτες**

Συγκομιδή	Κύριοι Παράγοντες	Τελική Διάμετρος (cm)	Περιεκτικότητα σε νερό (%)	Ξηρή Βιομάζα (gr)	Χλωροφύλλη ολική (mg/g)	N (%)	P (%)	K (%)	Na (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)
1η Συγκομιδή	<b>Έδαφος (Ε)</b>										
	Αμμώδεις	25,11	89,04	3,38	1,05	3,13	0,33	5,06	5053	14325	2530,5
	Αργιλώδεις	24,31	89,31	2,9	1,06	3,18	0,32	5,01	2432	14267	2381,4
	Σημαντικότητα	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns	***	ns	ns
	<b>Πληθυσμός (Π)</b>										
	Γραμβούσα	20,17c	89,48	2,48c	0,84b	3,02b	0,32b	5,1	2517c	8491c	1609,4c
	Καλλιεργούμενο	29,96a	89,10	3,95a	0,97b	2,90b	0,30b	4,94	3331b	14845b	2521,7b
	Ομαλός	24,00b	88,93	2,99b	1,35a	3,54a	0,38a	5,06	5380a	19553a	3236,8a
	Σημαντικότητα	***	ns	***	***	***	***	ns	***	***	***
	<b>Κομπόστ t/ha (Κ)</b>										
	0	24,47	89,28	2,96	1,03	3,17	0,32	5,08	2998	14112	2470,6
	60	24,94	89,06	3,33	1,08	3,14	0,33	4,99	4487	14480	2441,4
	Σημαντικότητα	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns	***	ns	ns
	<b>Αλληλεπιδράσεις</b>										
	<b>E x Π</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
	<b>E x Κ</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
	<b>Π x Κ</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
	<b>E x Π x Κ</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
2η Συγκομιδή	<b>Έδαφος (Ε)</b>										
	Αμμώδεις		88,16	3,88		3,05	0,32	5,06	3171	13968	2441,7
	Αργιλώδεις		88,44	3,28		2,96	0,32	5,00	1709	14204	2477,1
	Σημαντικότητα		ns	***		ns	ns	ns	***	ns	ns
	<b>Πληθυσμός (Π)</b>										
	Γραμβούσα		88,73	2,78c		2,92b	0,32b	4,97	2046b	8619c	1618,8c
	Καλλιεργούμενο		88,08	4,58a		2,71c	0,30b	5,06	1964b	14569b	2529,4b
	Ομαλός		88,1	3,37b		3,38a	0,35a	5,06	3309a	19070a	3230,2a
	Σημαντικότητα		ns	***		***	***	ns	***	***	***
	<b>Κομπόστ t/ha(Κ)</b>										
	0		88,31	3,38		3,02	0,31	5,00	2015	14084	2489,6
	60		88,29	3,78		2,98	0,33	5,05	2865	14089	2429,3
	Σημαντικότητα		ns	**		ns	ns	ns	***	ns	ns
	<b>Αλληλεπιδράσεις</b>										
	<b>E x Π</b>		ns	ns		ns	ns	ns	*	ns	ns
	<b>E x Κ</b>		ns	ns		ns	ns	ns	*	ns	ns
	<b>Π x Κ</b>		ns	ns		ns	ns	ns	***	ns	ns
	<b>E x Π x Κ</b>		ns	ns		ns	ns	ns	ns	ns	ns

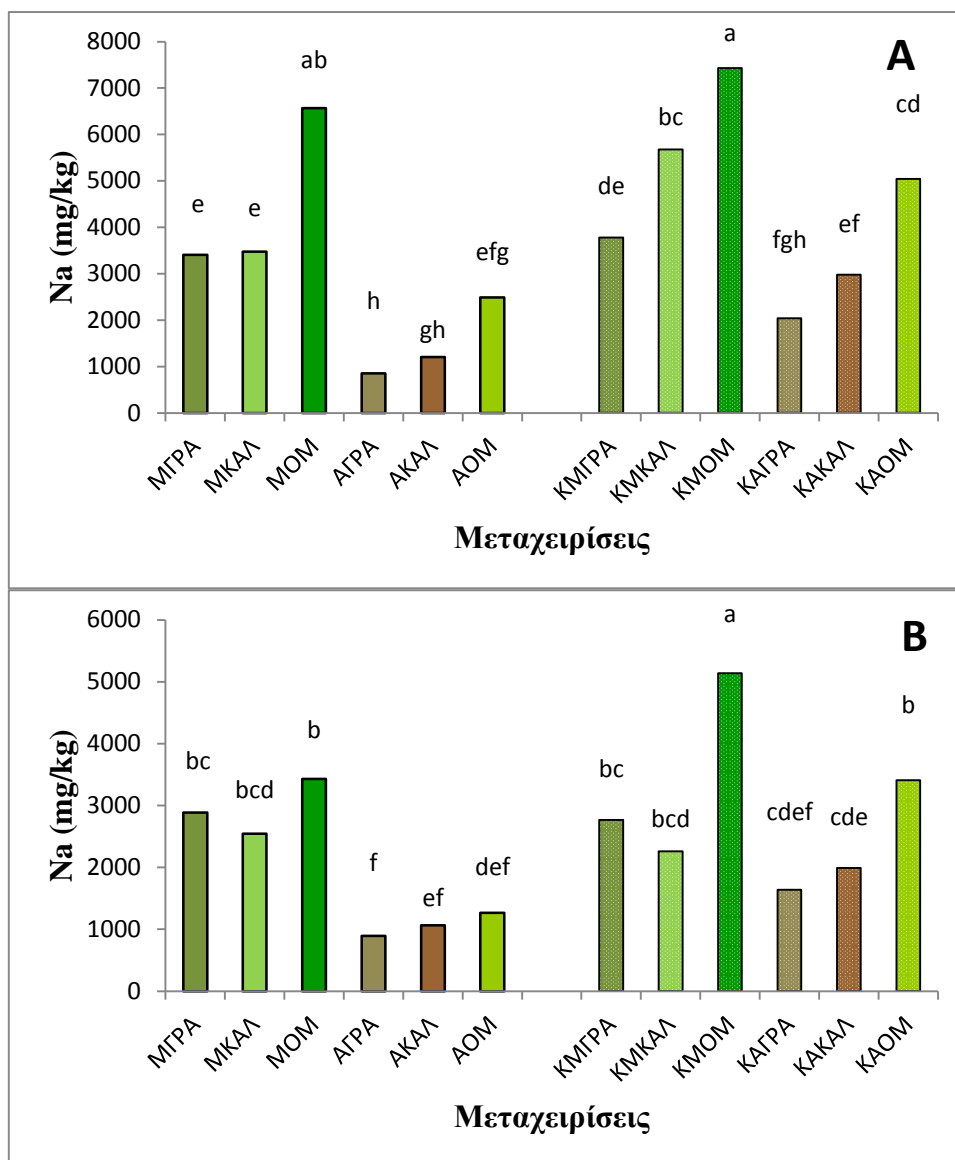
ns: μη σημαντικό, \*p<0.05, \*\*p<0.01, \*\*\*p<0.001, εντός της ίδιας συγκομιδής αριθμοί με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για p<0,05



Σχήμα 20. Νωπό βάρος υπέργειας βιομάζας στις μεταχειρίσεις του 2<sup>ου</sup> πειράματος για την 1<sup>η</sup> και 2<sup>η</sup> συγκομιδή. Οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$



Σχήμα 21. Γραμμική συσχέτιση μεταξύ Χλωροφύλλης και Ν στις ροζέτες των μελετηθέντων πληθυσμών

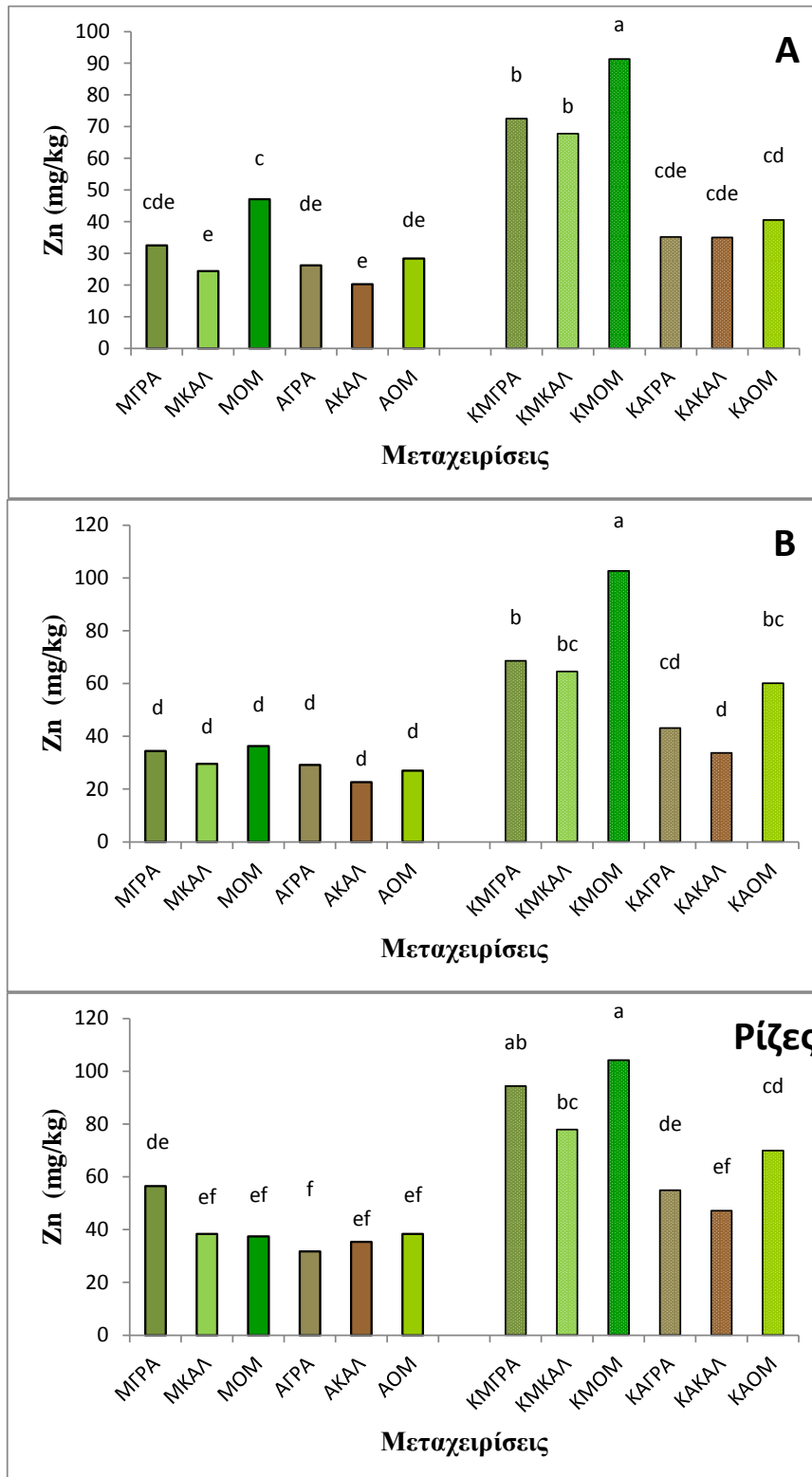


**Σχήμα 22.** Περιεκτικότητα Na στις ροζέτες του σταμναγκαθίου στις μεταχειρίσεις του 2ου πειράματος για την 1η (A) και 2<sup>η</sup> (B) συγκομιδή. Οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .

**Πίνακας 22. Επίδραση του τύπου εδάφους, του πληθυσμού και του κομπόστ στην περιεκτικότητα των ιχνοστοιχείων στα φύλλα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού.**

Συγκομιδή	Παράγοντες	Cu Φύλλα (mg/kg)	Cu Ρίζες (mg/kg)	Zn Φύλλα (mg/kg)	Zn Ρίζες (mg/kg)	Fe Φύλλα (mg/kg)	Fe Ρίζες (mg/kg)	Mn Φύλλα (mg/kg)	Mn Ρίζες (mg/kg)	Cr Φύλλα (mg/kg)	Cr Ρίζες (mg/kg)
1η Συγκομιδή	Έδαφος (Ε)										
	Αμμώδεις	21,7		55,94		128,08		106,02		0,77	
	Αργιλώδεις	16,24		30,93		120,71		94,21		0,64	
	Σημαντικότητα Πληθυσμός (Π)	***		***		ns		*		ns	
	Γραμβούσα	20,1a		41,59b		87,49b		90,96b		0,64	
	Καλλιεργούμενο	16,77b		36,88b		80,53b		100,39ab		0,61	
	Ομαλός	20,04a		51,83a		205,15a		109a		0,86	
	Σημαντικότητα Κομπόστ (Κ)	*		***		***		*		ns	
	0	15,94		29,79		121,62		100,99		0,82	
	60	22,00		57,08		127,17		99,24		0,58	
	Σημαντικότητα Αλληλεπιδράσεις	***		***		ns		ns		ns	
	E x Π	ns		**		ns		ns		ns	
	E x Κ	ns		***		ns		ns		ns	
	Π x Κ	ns		ns		ns		ns		ns	
	E x Π x Κ	ns		ns		ns		ns		ns	
2η Συγκομιδή	Έδαφος (Ε)										
	Αμμώδεις	26,00	26,72	55,98	68,11	125,30	274,68	111,23	114,21	0,69	2,68
	Αργιλώδεις	20,83	22,37	35,93	46,22	134,81	258,63	93,11	105,07	0,72	1,75
	Σημαντικότητα Πληθυσμός (Π)	***	**	***	***	ns	ns	**	ns	ns	***
	Γραμβούσα	23,11ab	22,68b	43,78b	59,36a	87,07b	244,68b	108,63	106,03	0,86	2,16ab
	Καλλιεργούμενο	21,9b	24,16ab	37,59b	49,67b	84,16b	255,79b	95,63	107,64	0,61	1,87b
	Ομαλός	25,23a	26,79a	56,49a	62,45a	218,94a	299,49a	102,27	115,26	0,65	2,62a
	Σημαντικότητα Κομπόστ (Κ)	*	*	***	***	***	**	ns	ns	ns	*
	0	20,75	21,58	29,83	39,62	121,27	258,66	99,20	108,58	0,64	2,26
	60	26,07	27,51	62,07	74,71	138,84	274,65	105,14	110,71	0,77	2,17
	Σημαντικότητα Αλληλεπιδράσεις	***	***	***	***	**	ns	ns	ns	ns	ns
	E x Π	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	E x Κ	ns	ns	***	***	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Π x Κ	ns	ns	***	***	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	E x Π x Κ	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns: μη σημαντικό, \*p<0,05, \*\*p<0,01, \*\*\*p<0,001, εντός της ίδιας συγκομιδής αριθμοί με διαφορετικά γράμματα διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για p<0,05



Σχήμα 23. Περιεκτικότητα Zn στα φύλλα και στις ρίζες του σταμναγκαθιού στις μεταχειρίσεις του 2ου πειράματος για την 1η και 2η συγκομιδή. Οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .



Τα ποσοστά του αποικισμού των ριζών των μελετηθέντων πληθυσμών σταμναγκαθίου με μυκόρριζες για τις μεταχειρίσεις του 2ου πειράματος απεικονίζονται στο σχήμα 24. Ο τύπος εδάφους και η προσθήκη κομπόστ δεν έπαιξαν σημαντικό ρόλο στον αποικισμό των πληθυσμών του σταμναγκαθίου με μυκόρριζες. Αντίθετα, αποικισμός των μυκορριζών επηρεάστηκε σημαντικά από τον πληθυσμό. Το ποσοστό αποικισμού των ριζών του πληθυσμού της Γραμβούσας με μυκόρριζες βρέθηκε σημαντικά μικρότερο σε σύγκριση με τα ποσοστά αποικισμού των ριζών του πληθυσμού του Ομαλού και του καλλιεργούμενου, σε όλες τις μεταχειρίσεις. Ο καλλιεργούμενος πληθυσμός και ο πληθυσμός του Ομαλού δεν εμφάνισαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ τους όσον αφορά τα ποσοστά αποικισμού τους με μυκόρριζες.

Το ποσοστό αποικισμού μυκορριζών βρέθηκε κατά μέσο όρο στον πληθυσμό της Γραμβούσας 40%, στον καλλιεργούμενο πληθυσμό 63% και στον πληθυσμό του Ομαλού 58%. Οι σημαντικές διαφορές που προέκυψαν στο ποσοστό αποικισμού μεταξύ των πληθυσμών πιθανόν να οφείλονται στους παρακάτω λόγους. Ένας πολύ σημαντικός λόγος πιθανόν να είναι η διαφορετική μορφολογία και αρχιτεκτονική μεταξύ του ριζικού συστήματος του πληθυσμού της Γραμβούσας σε σύγκριση με τα ριζικά συστήματα των άλλων δύο μελετηθέντων πληθυσμών (εικόνα 7). Όπως παρατηρήθηκε, το ριζικό σύστημα του πληθυσμού της Γραμβούσας στερείται λεπτών ριζικών τριχιδίων, σε αντίθεση με τα ριζικά συστήματα του πληθυσμού του Ομαλού και του καλλιεργούμενου τα οποία φέρουν αρκετά λεπτά ριζικά τριχίδια. Αυτές οι διαφορές μεταξύ των ριζικών συστημάτων των μελετηθέντων πληθυσμών παρατηρήθηκαν τόσο στην πειραματική καλλιέργεια (ίδιες συνθήκες ανάπτυξης) όσο και στους οικότοπους ανάπτυξης τους. Σύμφωνα με τους Dhar et al. (2015), οι πολύ λεπτές – ινώδεις ρίζες καθώς και τα νεαρά τριχίδια (πρόσφατα ανεπτυγμένα) ευνοούν περισσότερο τον αποικισμό των μυκορριζών στις ρίζες των φυτών. Αντίθετα, οι Li et al. (2014) αναφέρουν ότι το λεπτό και πυκνό ριζικό σύστημα ή τα μακριά ριζικά τριχίδια θα μπορούσαν να λειτουργήσουν παρόμοια με τις υφές τον θυσανωδών μυκορριζών όσον αφορά την πρόσληψη και την μεταφορά των θρεπτικών στοιχείων όπως του φωσφόρου άρα και είναι υπεύθυνα για τη μειωμένη εξάρτηση των φυτών σε μυκορριζικούς μύκητες με αποτέλεσμα τα φυτά αυτά να μην σχηματίζουν σε μεγάλο βαθμό μυκόρριζες. Όμως, οι εξωτερικές μυκηλιακές υφές έχουν μεγαλύτερη ικανότητα πρόσληψης φωσφόρου απ' ότι τα λεπτά ριζικά τριχίδια ακόμα και όταν έχουν παρόμοιο μήκος, επειδή οι εξωτερικές μυκηλιακές υφές έχουν πολύ μικρότερη

διάμετρο και μπορούν να εισέρχονται σε μικρότερους πόρους του εδάφους χωρίς να ανταγωνίζονται μεταξύ τους για τα θρεπτικά στοιχεία όπως είναι ο φώσφορος (Jakobsen et al. 2005).

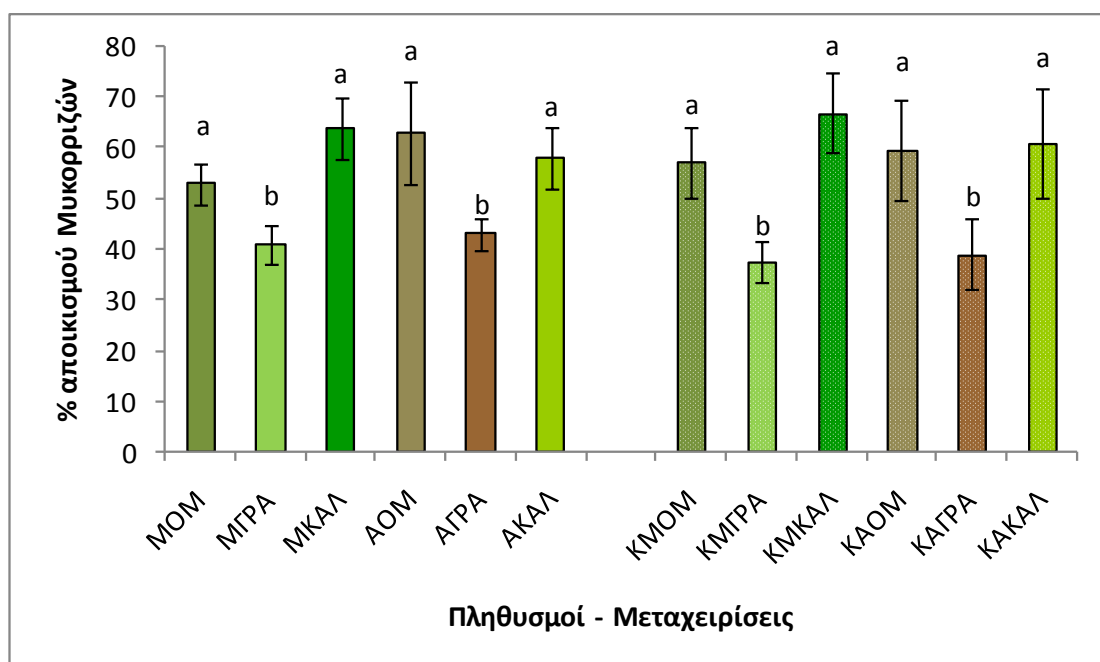


**Εικόνα 7. Ρίζες σταμναγκαθίου αντιπροσωπευτικές για τους πληθυσμούς του 2ου πειράματος  
Α: Γραμβούσα, Β: Ομαλός, Γ: καλλιεργούμενος**

Ένας άλλος πιθανός λόγος για τις διαφορές μεταξύ των μελετηθέντων πληθυσμών στο ποσοστό αποικισμού τους με μυκόρριζες είναι ότι πιθανόν οι πληθυσμοί αυτοί είναι διαφορετικοί γονότυποι, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, λόγω των διαφορών που διατηρήθηκαν μεταξύ τους κάτω από τις ίδιες συνθήκες ανάπτυξης τους, στην μορφολογία, στην φυσιολογία και στην θρέψη τους. Σύμφωνα με τους Rodriguez - Rodriguez et al. (2013) οι κύριοι παράγοντες που επηρεάζουν τον αποικισμό των θυσανωδών μυκορριζών είναι ο γονότυπος του φυτού - ξενιστή, τα είδη και τα στελέχη του μύκητα, οι περιβαλλοντικές συνθήκες, καθώς και ο συνδυασμός τους. Τα διαφορετικά επίπεδα αποικισμού με μυκόρριζες μεταξύ των γονοτύπων ίσως οφείλονται σε διαφορές στο ρυθμό ανάπτυξης του μύκητα μέσα στο φλοιό της ρίζας (Krishna et al., 1985). Υπάρχουν αρκετές ερευνητικές εργασίες που αναφέρουν την σημασία του γονότυπου στον αποικισμό των μυκορριζών διάφορων φυτών ξενιστών όπως του κεχριού (*Pennisetum americanum* L.) και του ηλίανθου (*Helianthus annuus*

L.) (Krishna et al., 1985; Turrini et al., 2015). Σε αντίθεση με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής, οι άγριοι γονότυποι του ηλίανθου ήταν πιο επιδεκτικοί στον αποικισμό με μυκόρριζες σε σύγκριση με τις καλλιεργούμενες ποικιλίες και τις καθαρές σειρές ηλίανθου (Turrini et al., 2015).

Ένας ακόμα πιθανός λόγος για το μικρότερο ποσοστό αποικισμού με μυκόρριζες του πληθυσμού της Γραμβούσας είναι ότι τα φυτά του συγκεκριμένου πληθυσμού κατά τη διάρκεια του πειράματος αναπτύχθηκαν σε εδάφη με επάρκεια θρεπτικών στοιχείων και κυρίως φωσφόρου, καθώς και νερού, σε σύγκριση με το φτωχό περιβάλλον του οικοτόπου που αυτοφύονται. Ο πληθυσμός της Γραμβούσας αυτοφύεται πάνω σε βράχια με έλλειψη θρεπτικών στοιχείων και νερού. Τα φυτά που αναπτύσσονται σε περιβάλλοντα με αυξημένες συγκεντρώσεις διαθέσιμου φωσφόρου ή και με επάρκεια νερού τείνουν να περιορίσουν τον αποικισμό τους με μυκόρριζες (Augé and Duan, 1991; Selvaraj et al., 2001; Smith and Read, 2008). Η διερεύνηση του αποικισμού των αυτοφυών φυτών του πληθυσμού της Γραμβούσας θα επιβεβαιώσει την παραπάνω υπόθεση.

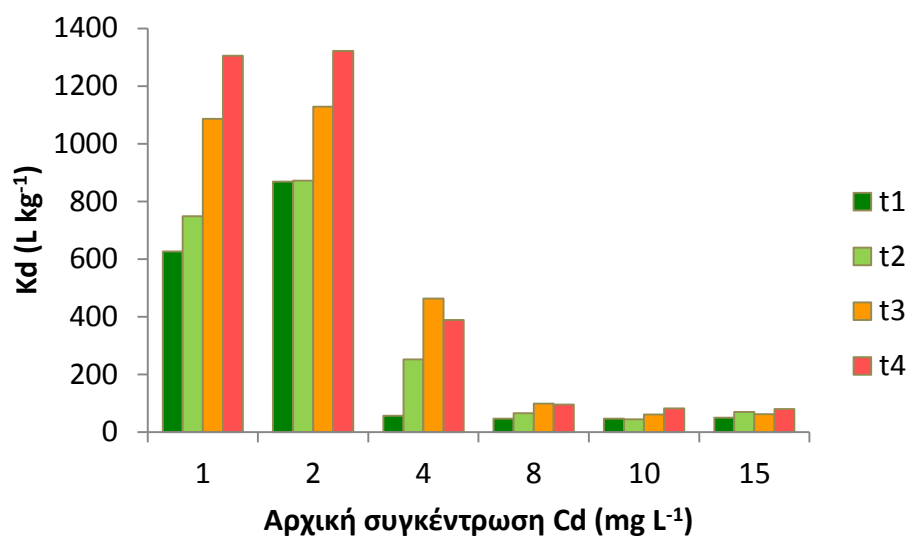
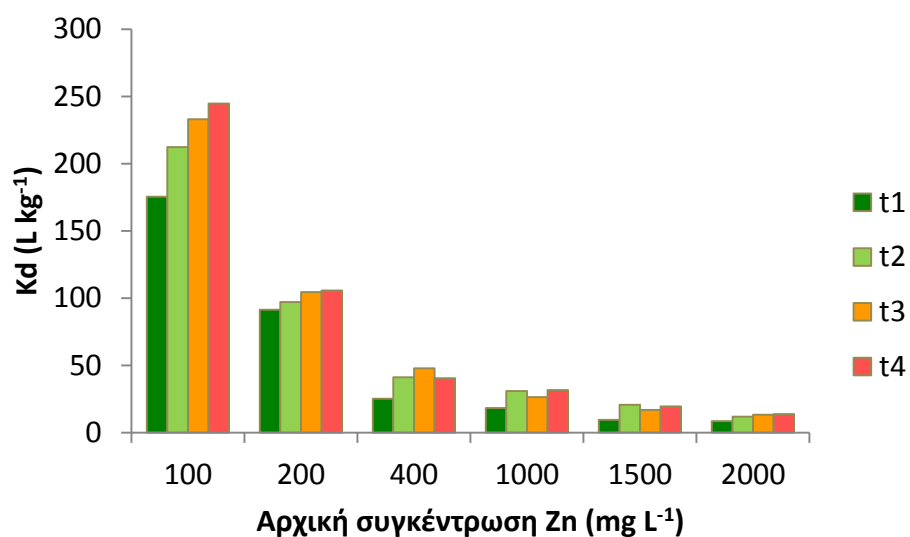
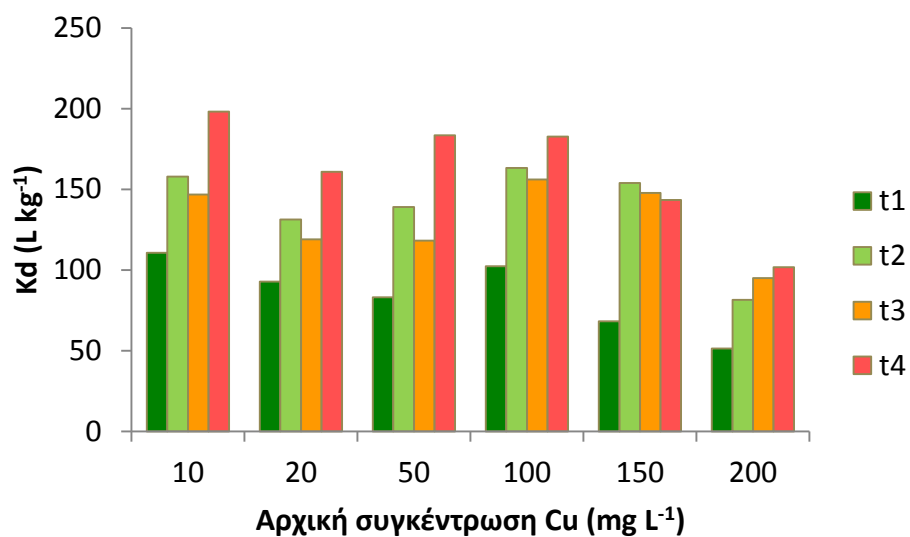


**Σχήμα 24.** Ποσοστό αποικισμού με μυκόρριζες στις ρίζες του σταμναγκαθιού των μελετηθέντων πληθυσμών (οι γραμμές σφάλματος αντιπροσωπεύουν το τυπικό σφάλμα). Οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0.05$ .

#### 4.4 Πείραμα προσρόφησης

Για τη μελέτη του κατάλληλου χρόνου εξισορρόπησης επιλέχθηκαν εννιά διαφορετικοί χρόνοι επαφής:  $t_1=3h$ ,  $t_2=6h$ ,  $t_3=12h$ ,  $t_4=16h$ ,  $t_5=24h$ ,  $t_6=36h$ ,  $t_7=48h$ ,  $t_8=60h$ ,  $t_9=72h$ . Στο σχήμα 25 απεικονίζονται συντελεστές κατανομής των Cu, Zn και Cd σε σχέση με τις αρχικές τους συγκεντρώσεις. και για διαφορετικούς χρόνους επαφής. Οι συγκεντρώσεις στα διαλύματα ισορροπίας των Cu, Zn και Cd μετά το χρόνο  $t_4=16h$  έως και το χρόνο  $t_9=72h$  παρέμειναν σταθερές συνεπώς και οι συντελεστές  $K_d$  των Cu, Zn και Cd είχαν παρόμοιες τιμές για αυτό το λόγο δεν παρουσιάζονται στο διάγραμμα. Όπως παρατηρήθηκε ο συντελεστής ήταν μεγαλύτερος για όλα τα μέταλλα και σχεδόν σε όλες τις αρχικές τους συγκεντρώσεις για χρόνο εξισορρόπησης  $t=16h$ . Ο χρόνος εξισορρόπησης εξαρτάται κυρίως από τον τύπο του κομπόστ. Σε άλλες ερευνητικές εργασίες που μελετήθηκε η προσρόφηση σε οργανικά υλικά ο χρόνος εξισορρόπησης κυμαίνονταν από 10min-24h. Συγκεκριμένα οι Kamarudzaman et al. (2013), πραγματοποίησαν πειράματα προσρόφησης του  $Fe^{3+}$  σε κομπόστ από μανιτάρια και η μέγιστη προσρόφηση παρατηρήθηκε στα 10 λεπτά. Οι Gichangi et al. (2012) μελέτησαν την προσρόφηση των Pb, Cu Zn και Ni σε κομπόστ από φλοιό πεύκων με κοπριά και με ιλύ και βρήκαν χρόνο εξισορρόπησης 2h. Επίσης σύμφωνα με τους Anastopoulos and Kyzas (2015), οι Vasconcelos et al. (2010), μελέτησαν την προσρόφηση Cd σε κομπόστ από ζωικά και γεωργικά απόβλητα και βρήκαν χρόνο εξισορρόπησης 24 h. Οι Paradelo and Barral, (2012) για τα πειράματα τους μελέτησαν την προσρόφηση των Pb, Cu, Zn, σε 2 διαφορετικά κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα και χρησιμοποίησαν χρόνο εξισορρόπησης 16h.

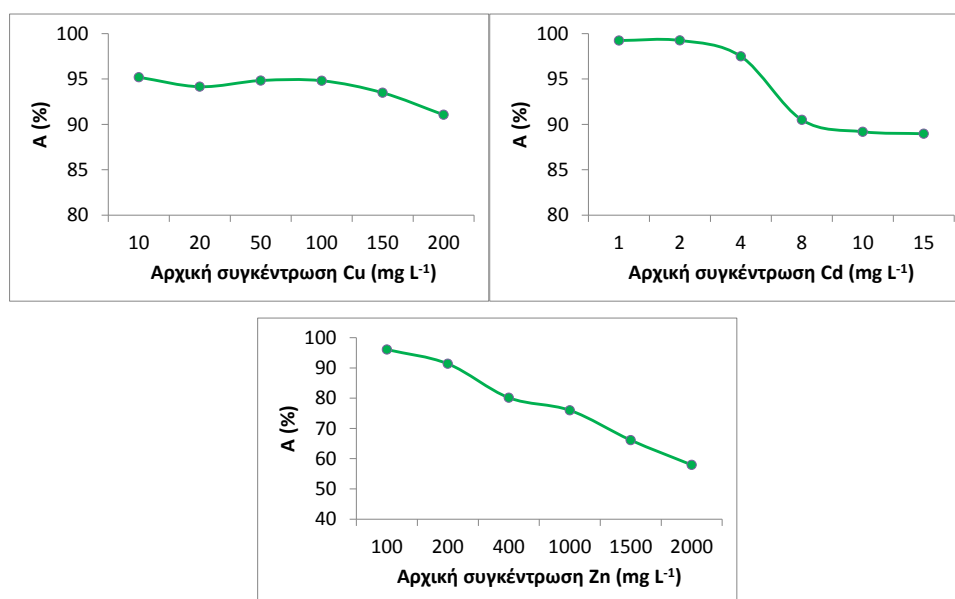
Η αύξηση των αρχικών συγκεντρώσεων Cu, Zn και Cd είχε ως αποτέλεσμα τη μείωση των τιμών του συντελεστή κατανομής ( $k_d$ ), υποδεικνύοντας ένα προοδευτικό κορεσμό, με μέταλλα, των διαθέσιμων θέσεων προσρόφησης. Στις χαμηλότερες αρχικές συγκεντρώσεις διαλύματος για το κάθε μέταλλο, η έκταση της προσρόφησης εμφάνισε υψηλές τιμές, 95% για Cu, 96% για το Zn και 99% για το Cd, ενώ στις υψηλότερες συγκεντρώσεις, το ποσοστό προσρόφησης έπεσε στο 91%, 58% και 89%, αντίστοιχα (σχήμα 26). Υψηλό ποσοστό προσρόφησης κοντά στο 100% βρήκαν και οι Paradelo and Barral, (2012) για αρχικές συγκεντρώσεις Cu από 1-500 mg/l και Zn 1-250 mg/l, ενώ για τις υψηλότερες αρχικές συγκεντρώσεις (2000 mg/l Cu και Zn) το



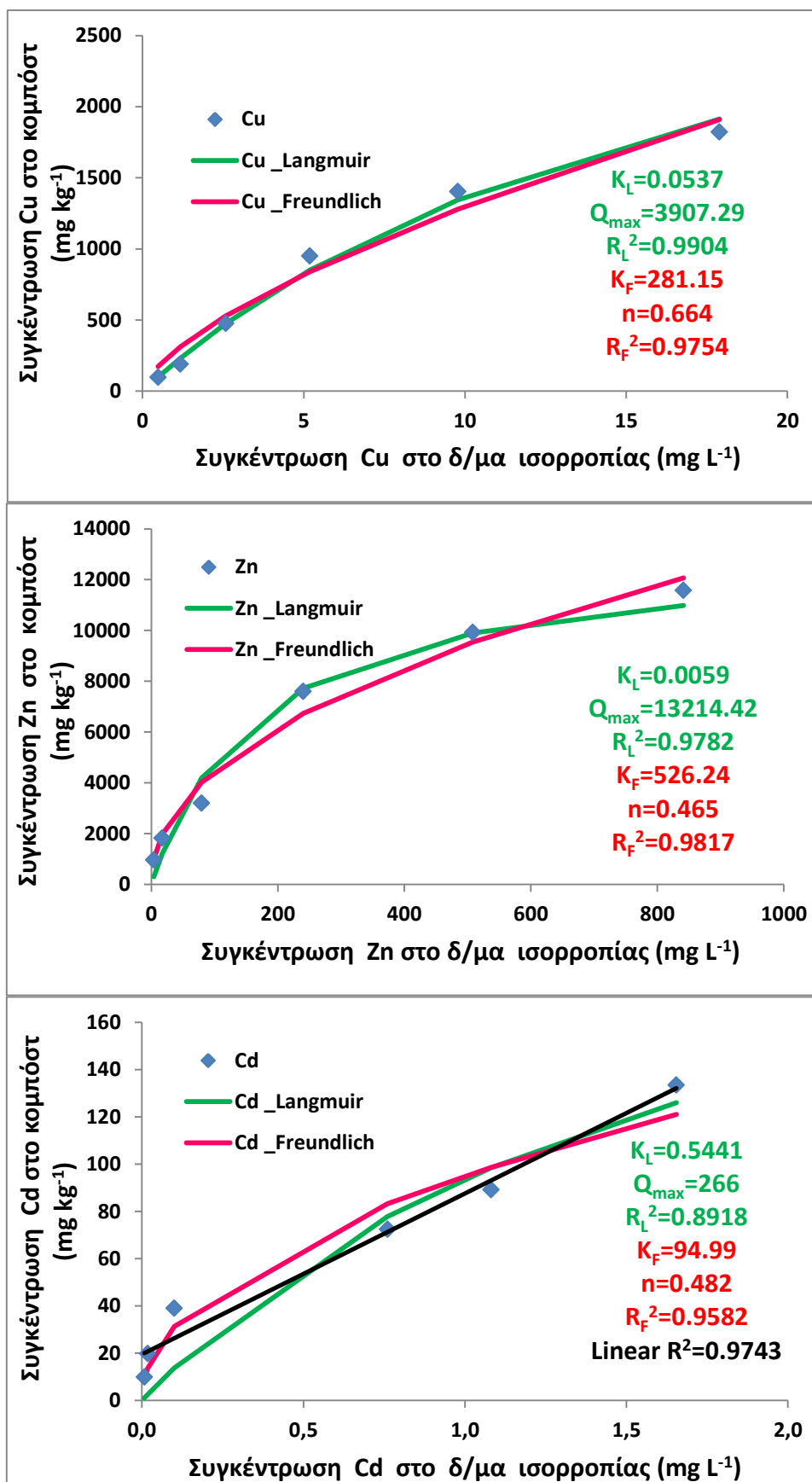
Σχήμα 25. Συντελεστές κατανομής των Cu, Zn και Cd σε σχέση με τις αρχικές τους συγκεντρώσεις στους διαφορετικούς χρόνους εξισορρόπησης  $t_1=3\text{h}$ ,  $t_2=6\text{h}$ ,  $t_3=12\text{h}$ ,  $t_4=16\text{h}$ .

ποσοστό προσρόφησης έπεσε στο 20-40% και ήταν συνάρτηση της ποιότητας του κομπόστ.

Στο σχήμα 27 απεικονίζονται οι ισόθερμες καμπύλες προσρόφησης των μελετηθέντων μετάλλων. Για τον Cu, η ισόθερμη του Langmuir με συντελεστή συσχέτισης  $R^2=0,9904$  προσαρμόζεται καλύτερα στα πειραματικά δεδομένα συγκριτικά με την ισόθερμη του Freundlich για την οποία υπολογίστηκε  $R^2=0,9754$ . Αντίθετα, για τον Zn, η ισόθερμη του Freundlich με συντελεστή συσχέτισης  $R^2=0,9817$  προσαρμόζεται καλύτερα στα πειραματικά δεδομένα συγκριτικά με την ισόθερμη του Langmuir για την οποία υπολογίστηκε  $R^2=0,9782$ . Για το Cd τα πειραματικά δεδομένα προσρόφησης προσαρμόζονται καλύτερα στη γραμμική ισόθερμη προσρόφησης με  $R^2=0,9743$ , διότι οι αρχικές συγκεντρώσεις των διαλυμάτων του Cd που χρησιμοποιήθηκαν ήταν πολύ χαμηλές. Με βάση την ισόθερμη Langmuir και τις αρχικές συγκεντρώσεις των διαλυμάτων προσρόφησης η ικανότητα προσρόφησης υπολογίστηκε για τον Cu, τον Zn, και το Cd σε 3,9, 13,2 και 0,27g/kg, αντίστοιχα. Για το Zn τα αποτελέσματα είναι συγκρίσιμα με αυτά που βρήκαν οι Paradelo and Barral (2012), οι Nwachukwu and Pulford (2008), και ο Zhang (2011). Οι Paradelo and Barral (2012), για 2 κομπόστ ΑΣΑ και αρχικές συγκεντρώσεις Zn 1-2000 mg/l βρήκαν ικανότητα προσρόφησης 20g/kg και 24g/kg αντίστοιχα, οι Nwachukwu and Pulford (2008), βρήκαν ικανότητα προσρόφησης Zn 14g/kg και ο Zhang (2011), 11g/kg.



Σχήμα 26. Ποσοστά προσρόφησης των Cu, Zn και Cd σε σχέση με τις αρχικές τους συγκεντρώσεις για το χρόνο εξισορρόπησης  $t_4=16h$ .



Σχήμα 27. Ισόθερμες καμπύλες προσρόφησης των Cu, Zn και Cd στο χρόνο εξισορρόπησης  $t_4=16h$ .

### **Συσχέτιση πειραμάτων προσρόφησης και πεδίου**

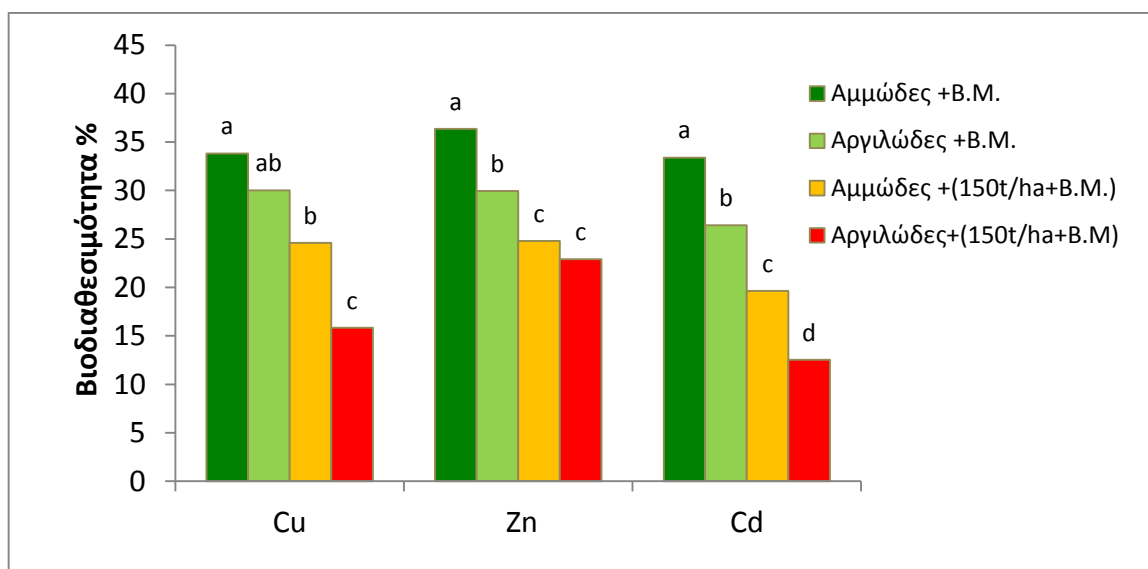
Στο σχήμα 28 απεικονίζεται το ποσοστό διαθεσιμότητας των Cu, Zn και Cd στις μεταχειρίσεις που είχαν εφαρμοστεί τα βαρέα μέταλλα (Cu, Zn και Cd) απευθείας στα εδάφη (κατά όμοιο τρόπο επιβάρυνσης με το κομπόστ) καθώς και στις μεταχειρίσεις που είχε εφαρμοστεί επιβαρυμένο με Cu, Zn και Cd κομπόστ. Συγκρίνοντας τα ποσοστά βιοδιαθεσιμότητας των μελετηθέντων μετάλλων για κάθε έδαφος χωριστά, συμπεραίνεται ότι στις μεταχειρίσεις στις οποίες τα βαρέα μέταλλα είχαν προστεθεί στο έδαφος με το κομπόστ (ως επιβαρυμένο κομπόστ) το ποσοστό βιοδιαθεσιμότητας τους ήταν χαμηλότερο σε σύγκριση με το ποσοστό διαθεσιμότητας των μεταχειρίσεων που τα βαρέα μέταλλα είχαν προστεθεί απευθείας στο έδαφος. Αυτό συμβαίνει επειδή το κομπόστ έχει περισσότερη οργανική ουσία και υψηλότερη ΙΑΚ και από τα δύο μελετηθέντα εδάφη. Οι κύριοι παράγοντες που επηρεάζουν την προσρόφηση των μετάλλων στα εδάφη και στα κομπόστ είναι η οργανική ουσία και η ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων. Συγκεκριμένα η οργανική ουσία επηρεάζει τη προσρόφηση των μετάλλων στα εδάφη και στα κομπόστ λόγω της υψηλής ειδικής επιφάνειας και της παρουσίας καρβοξυλικών, αμινικών και φαινολικών - υδροξυλικών ομάδων, οι οποίες μπορούν να σχηματίσουν σταθερά σύμπλοκα με τα μέταλλα. Επίσης η ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων μπορεί να εξηγήσει τη μείωση της διαθεσιμότητας των μετάλλων στο έδαφος μετά τη προσθήκη κομπόστ καθώς η προσρόφηση μετάλλων στα εδάφη λαμβάνει χώρα σε πολλές περιπτώσεις με μη ειδικές διαδικασίες προσρόφησης (Paradelo and Barral, 2012).

Τα παραπάνω αποτελέσματα επιβεβαιώνονται και από τις συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων στο υπέργειο τμήμα των φυτών (πίνακας 23). Τόσο στα αμμώδη όσο και στα αργιλώδη εδάφη η περιεκτικότητα των μελετηθέντων βαρέων μετάλλων στα φυτά ήταν μικρότερη στις μεταχειρίσεις που είχε χρησιμοποιηθεί επιβαρυμένο κομπόστ σε σχέση με τις μεταχειρίσεις που τα βαρέα μέταλλα είχαν προστεθεί κατευθείαν στο έδαφος. Σε κάθε περίπτωση η ανάπτυξη των φυτών δεν επηρεάστηκε από την επιπλέον προσθήκη βαρέων μετάλλων είτε απευθείας στο έδαφος είτε στο κομπόστ.

Η παραγόμενη βιομάζα των φυτών, των παραπάνω μεταχειρίσεων ήταν παρόμοια (χωρίς σημαντικές διαφορές) με την βιομάζα των φυτών που έδωσαν οι αντίστοιχες μεταχειρίσεις χωρίς την επιπλέον προσθήκη βαρέων μετάλλων, γι' αυτό και τα αποτελέσματα δεν παρουσιάζονται. Επομένως το κομπόστ κατέστησε τα βαρέα μέταλλα λιγότερο διαθέσιμα στο περιβάλλον μειώνοντας την σχετική



βιοδιαθεσιμότητα και κινητικότητα τους καθώς και την πρόσληψη τους από τα φυτά και για τους παραπάνω λόγους μπορεί να θεωρηθεί ως ένα καλό βιοπροσροφητικό. Τα τελευταία χρόνια μελετάται από πολλούς ερευνητές η χρήση οργανικών εδαφοβελτιωτικών όπως διαφόρων ζωικών κοπριών, κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα, καθώς και άλλων κομποστοποιημένων υλικών ως πρόσθετα για την ενίσχυση της φυτοεξαγωγής των βαρέων μετάλλων (Pérez-Esteban et al., 2013; Park et al., 2011; Wei et al., 2011a; Wei et al., 2011b). Η προσθήκη οργανικής ουσίας όπως προαναφέρθηκε μειώνει την βιοδιαθεσιμότητα των βαρέων μετάλλων στο έδαφος λόγω της συγκράτησης τους σε πιο σταθερά κλάσματα του εδάφους, μειώνοντας την τοξικότητα των μετάλλων και παράλληλα εφοδιάζει τα φυτά με θρεπτικά στοιχεία και αυξάνει την παραγωγή φυτικής βιομάζας. Συνεπώς ο ρόλος των οργανικών εδαφοβελτιωτικών στην ενίσχυση της φυτοεξαγωγής είναι διπλός. Από την μία πλευρά ενισχύουν την αποτελεσματικότητα της φυτοεξαγωγής λόγω αύξησης της φυτικής βιομάζας και από την άλλη πλευρά δεσμεύουν τα βαρέα μέταλλα στο οργανικό τους κλάσμα, μειώνοντας τις βιοδιαθέσιμες μορφές τους στο έδαφος. Συμπερασματικά τα οργανικά εδαφοβελτιωτικά είναι προτιμότερο να χρησιμοποιούνται στο έδαφος για σταθεροποίηση των βαρέων μετάλλων στο έδαφος και όχι ως πρόσθετα για την ενίσχυση της φυτοεξαγωγής.



**Σχήμα 28.** Ποσοστό βιοδιαθεσιμότητας (% DTPA/Total) των Cu, Zn και Cd των μεταχειρίσεων που εφαρμόστηκε επιβάρυνση με Cu, Zn και Cd απευθείας στα εδάφη και με εφαρμογή επιβαρυνμένου κομπόστ (CSHM2, CCHM2, CSC2HM, CCC2HM). Οι μπάρες με διαφορετικά γράμματα (εντός το ίδιο μέταλλο) υποδεικνύουν σημαντικές διαφορές σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p < 0,05$ .

**Πίνακας 23. Περιεκτικότητες Cu, Zn και Cd στο υπέργειο τμήμα του σταμναγκαθιού στις μεταχειρίσεις CSHM2, CCHM2, CSC2HM, CCC2HM**

Μεταχείριση	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Αμμώδεις +B.M.	32,12a	261,14a	0,7a
Αργιλώδεις +B.M.	27,59b	206,31c	0,49b
Αμμώδεις +(150t/ha+B.M.)	26,81b	225,28b	<DL
Αργιλώδεις+(150t/ha+B.M)	22,52c	205,09c	<DL

<DL: κάτω του ορίου ανίχνευσης

αριθμοί με διαφορετικά γράμματα (εντός της στήλης) διαφέρουν μεταξύ τους σημαντικά σύμφωνα με το κριτήριο Tukey για  $p<0,05$

**ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5<sup>ο</sup>**  
**ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ**

Τα κύρια συμπεράσματα που προέκυψαν από την παρούσα διατριβή συνοψίζονται παρακάτω:

### **1<sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου**

Επίδραση του τύπου εδάφους και του κομπόστ ως εδαφοβελτιωτικό στην καλλιέργεια του σταμναγκαθιού.

- Η εφαρμογή του κομπόστ σε αναλογία 60t/ha βελτίωσε τη γονιμότητα του εδάφους και αύξησε την εμπορεύσιμη παραγωγή σταμναγκαθιού, τόσο στα αμμώδη όσο και στα αργιλώδη εδάφη. Η περαιτέρω αύξηση της ποσότητας του κομπόστ (150t/ha) δεν επηρέασε την εμπορεύσιμη παραγωγή του σταμναγκαθιού.
- Η εμπορεύσιμη παραγωγή του σταμναγκαθιού ήταν υψηλότερη στο αμμώδες έδαφος από ότι στο αργιλώδες έδαφος, ακόμη και χωρίς κομπόστ, καθιστώντας το αμμώδες έδαφος πιο κατάλληλο για την καλλιέργεια του σταμναγκαθιού.
- Ο τύπος του εδάφους ή η προσθήκη κομπόστ δεν επηρέασε σημαντικά τη διάρκεια της περιόδου ανάπτυξης και το στάδιο συγκομιδής του σταμναγκαθιού.
- Οι συγκεντρώσεις των κύριων μακροθρεπτικών στο υπέργειο τμήμα του σταμναγκαθιού δεν επηρεάστηκαν από τον τύπο του εδάφους ή την προσθήκη κομπόστ. Αντίθετα η περιεκτικότητα σε Na αυξήθηκε με την προσθήκη κομπόστ, αλλά δεδομένου ότι είναι ένα φυτό ιδιαίτερα ανθεκτικό στην αλατότητα, η ανάπτυξη του δεν επηρεάστηκε αρνητικά.
- Όσον αφορά τα ιχνοστοιχεία, η σχετική βιοδιαθεσιμότητα τους και η κινητικότητά τους (Cu, Zn, Pb, Cr) αυξήθηκε ελαφρώς και στα δύο εδάφη με την εφαρμογή του κομπόστ, αλλά η περιεκτικότητά τους στο εδάφιμο μέρος των φυτών ήταν πολύ χαμηλότερη των ορίων που καθορίζονται τοξικά επίπεδα για τα φυτά ή για την ανθρώπινη υγεία. Το Cd και το Ni ακόμα και με την προσθήκη κομπόστ παρέμειναν σε μη ανιχνεύσιμα επίπεδα.

Κομπόστ με οριακές συγκεντρώσεις Cu, Zn και Cd ως εδαφοβελτιωτικό στην καλλιέργεια του σταμναγκαθιού.

- Η προσθήκη επιβαρυσμένου κομπόστ με Cu, Zn και Cd στα ανώτατα επιτρεπόμενα όρια (σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία) αύξησε τόσο τις ολικές όσο και τις βιοδιαθέσιμες συγκεντρώσεις καθώς και τα ποσοστά βιοδιαθεσιμότητας των συγκεκριμένων βαρέων μετάλλων και στα δύο εδάφη.
- Η προσθήκη επιβαρυσμένου κομπόστ, συγκριτικά με την προσθήκη μη επιβαρυσμένου κομπόστ, δεν επηρέασε σημαντικά την παραγωγή, τις μορφολογικές και φυσιολογικές παραμέτρους του σταμναγκαθιού και τη θρεπτική του

κατάσταση όσον αναφορά τα μακροστοιχεία και τα ιχνοστοιχεία (εκτός από τον Zn), ενώ συγκριτικά με τους μάρτυρες οι συγκεντρώσεις αυτών των μετάλλων ήταν αυξημένες.

- Ο Zn στα φυτά αυξήθηκε αναλογικά με την ποσότητα του επιβαρυμένου κομπόστ που προστέθηκε και στα δύο εδάφη και στην αναλογία 150t/ha ξεπέρασε τα φυσιολογικά όρια. Ο Cu δεν εμφάνισε διαφορές μεταξύ επιβαρυμένου και μη επιβαρυμένου κομπόστ. Το Cd παρέμεινε σε μη ανιχνεύσιμα επίπεδα.
- Η μελέτη της ικανότητας του φυτού να βιοσυσσωρεύει βαρέα μέταλλα (BCF) έδειξε ότι το σταμναγκάθι αποτελεί φυτό δείκτη δηλαδή η περιεκτικότητα στα φύλλα του μεταβάλλεται ανάλογα με την περιεκτικότητα βαρέων μετάλλων στο έδαφος.

#### Επίδραση του τύπου του εδάφους και του κομπόστ στους βιοχημικούς ρυθμούς του Αζώτου.

- Οι αρνητικοί ρυθμοί ανοργανοποίησης NET-N που βρέθηκαν στο αργιλώδες έδαφος υποδεικνύουν ακινητοποίηση του N από τους μικροοργανισμούς του εδάφους. Αντίθετα στο αμμώδες έδαφος οι θετικοί ρυθμοί ανοργανοποίησης του N ανοργανοποίηση και απονιτροποίηση του N.
- Ο PNR (Δυνητικός ρυθμός νιτροποίησης) είναι 1,5-4 φορές μεγαλύτερος στα αργιλώδη εδάφη λόγω υψηλότερης οργανικής ουσίας και ολικού N.
- Το κομπόστ αύξησε και τους 2 ρυθμούς NET και PNR στα εδάφη που προστέθηκε λόγω αύξησης της οργανικής ουσίας.
- Η υφή του εδάφους επηρέασε τους ρυθμούς PNR και NET-N.
- Οι ρυθμοί PNR και NET-N έδειξαν ισχυρή συσχέτιση με τον ολικό οργανικό άνθρακα και το ολικό άζωτο και στους δύο εδαφικούς τύπους.
- Οι ρυθμοί δεν επηρεάστηκαν από τις οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων. Οι συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων δεν ήταν τοξικές για τους μικροοργανισμούς του εδάφους

#### Επίδραση του τύπου του εδάφους και του κομπόστ στον αποικισμό με μυκόρριζες.

- Το ποσοστό αποικισμού μυκορριζών ήταν περίπου 60% και για τις δύο συγκομιδές.
- Ο τύπος εδάφους καθώς και η προσθήκη κομπόστ δεν έπαιξαν σημαντικό ρόλο στον αποικισμό του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες.
- Οι οριακές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στο κομπόστ δεν επηρέασαν σημαντικά τον αποικισμό του σταμναγκαθιού με μυκόρριζες.

## 2<sup>ο</sup> Πείραμα πεδίου

### Συγκριτική μελέτη των διαφορετικών πληθυσμών σταμναγκαθίου.

- Οι διαφορετικοί πληθυσμοί (Γραμβούσας, καλλιεργούμενος και Ομαλού) κάτω από τις ίδιες συνθήκες ανάπτυξης, σε ένα βαθμό διατήρησαν συγκριτικά τις φαινοτυπικές διαφορές που εμφανίζουν μεταξύ τους στα περιβάλλοντα που αναπτύσσονται, κυρίως όσον αφορά το μέγεθος της ροζέτας και την παραγωγή της υπέργειας βιομάζας τους.
- Ο καλλιεργούμενος πληθυσμός απέκτησε τη μεγαλύτερη διάμετρο ροζέτας περίπου 30cm καθώς και τη μεγαλύτερη παραγωγή υπέργειας και υπόγειας βιομάζας, ακολούθησε ο πληθυσμός του Ομαλού και τα μικρότερα φυτά έδωσε ο πληθυσμός της Γραμβούσας .
- Περισσότερα μακροστοιχεία (N, P) προσρόφησε ο πληθυσμός του Ομαλού σε σχέση με τον καλλιεργούμενο και της Γραμβούσας.
- Στη πρόσληψη καλίου δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των πληθυσμών.
- Επίσης ο πληθυσμός του Ομαλού προσρόφησε μεγαλύτερες συγκεντρώσεις ιχνοστοιχείων και βαρέων μετάλλων σε σύγκριση με τους άλλους δύο πληθυσμούς.
- Η περιεκτικότητα σε χλωροφύλλη δεν επηρεάστηκε από τον τύπο του εδάφους ή την προσθήκη κομποστ αλλά μονάχα από τον πληθυσμό. Η ολική χλωροφύλλη βρέθηκε υψηλότερη στα φυτά του Ομαλού.
- Οι διαφορές μεταξύ των μελετηθέντων πληθυσμών σταμναγκαθίου πιθανόν υποδεικνύουν γονοτυπικές διαφορές μεταξύ του.
- Ο αποικισμός του πληθυσμού της Γραμβούσας με μυκόρριζες ήταν μικρότερος σε σχέση του Ομαλού και του καλλιεργούμενου πιθανόν λόγω: α) της διαφορετικής μορφολογίας και αρχιτεκτονικής της ρίζας και της έλλειψης λεπτών ριζικών τριχιδίων στις ρίζες των φυτών της Γραμβούσας, β) διαφορετικού γονότυπου και γ) της επάρκειας θρεπτικών στοιχείων κυρίως φωσφόρου και νερού σε σχέση με τον οικότοπο ανάπτυξης του.

### **Πείραμα προσρόφησης**

- Η αύξηση των αρχικών συγκεντρώσεων Cu, Zn και Cd είχε ως αποτέλεσμα τη μείωση των τιμών του συντελεστή κατανομής (kd), υποδεικνύοντας ένα προοδευτικό κορεσμό με μέταλλα των διαθέσιμων θέσεων προσρόφησης.

- Στις χαμηλότερες συγκεντρώσεις διαλύματος μετάλλου, τα ποσοστά της προσρόφησης εμφάνισαν υψηλές τιμές, 95% για τον Cu, 96% για τον Zn και 99% για το Cd, ενώ στις υψηλότερες συγκεντρώσεις, το ποσοστό προσρόφησης έπεσε στο 91%, 58% και 89%, αντίστοιχα.
- Ο χρόνος επαφής έπαιξε σημαντικό ρόλο στην ικανότητα προσρόφησης του κομπόστ, καθώς οι τιμές του Kd και για τα τρία μέταλλα ήταν μεγαλύτερες στον χρόνο εξισορρόπησης ( $t_4 = 16$  ώρες).
- Τα δεδομένα του πειράματος προσαρμόζονται καλύτερα στην ισόθερμη καμπύλη Langmuir για τον Cu, στην ισόθερμη καμπύλη Freundlich για τον Zn και στη γραμμική καμπύλη για το Cd.
- Το ποσοστό βιοδιαθεσιμότητας και η πρόσληψη από τα φυτά των Cu, Zn και Cd ήταν χαμηλότερα στο εμπλουτισμένο με κομπόστ έδαφος σε σύγκριση με τα αμμώδη και αργιλώδη εδάφη που ήταν εμπλουτισμένα με σκέτα βαρέα μέταλλα, γεγονός που υποδηλώνει μικρότερη κινητικότητα αυτών των μετάλλων, κυρίως λόγω της υψηλότερης περιεκτικότητας σε οργανική ουσία και της υψηλότερης ικανότητας ανταλλαγής κατιόντων του κομπόστ.
- Συνολικά, το κομπόστ μπορεί να θεωρηθεί ως ένα καλό μέσο προσρόφησης για τα βαρέα μέταλλα.

Η παρούσα διατριβή προσφέρει γνώση για α) την επαναχρησιμοποίηση κομποστοποιημένων οργανικών υλικών στη γεωργία, β) την προστασία από υπερεκμετάλλευση του φυσικού περιβάλλοντος λόγω της μείωσης της συλλογής αυτοφυών φυτικών ειδών και γ) την αποτελεσματικότερη εκμετάλλευση οριακών εδαφών με σκοπό να αυξηθεί η παραγωγή τους με τη βοήθεια του κομπόστ. Με αυτούς τους τρόπους συμβάλει στην αντιμετώπιση των προβλημάτων επισιτιστικής ασφάλειας από το φαινόμενο της παγκόσμιας αύξησης του πληθυσμού, στην αυξανόμενη ζήτηση προϊόντων υψηλής διατροφικής αξίας λόγω της αύξησης του βιοτικού επιπέδου αλλά και στην προστασία του περιβάλλοντος και την ανακύκλωση των υλικών. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής, η εφαρμογή κομπόστ στην αναλογία 60t/ha είναι κατάλληλη για την καλλιέργεια του σταμναγκαθιού, χωρίς δυσμενείς περιβαλλοντικές επιπτώσεις και θα μπορούσε να βοηθήσει στην εξάπλωση της καλλιέργειας του σε διάφορους τύπους εδάφους (π.χ. αργιλώδη εδάφη), προκειμένου να σταματήσει η υπερεκμετάλλευση των άγριων πληθυσμών του φυτού.

## **ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ**



- Abusaief, H.M.A., Dakhil, A.H., Abd Al Naby, M.M., Al-Mogasby, A.A.S., 2013. Salinity tolerance of the flora halophytes to coastal habitat of Jarjr-oma in Libya. *Nat. Sci.* 11(6), 29-45.
- Achiba, W. B., Lakhdar, A., Gabteni, N., Du Laing, G., Verloo, M., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Jedidi, N., Gallali, T., 2010. Accumulation and fractionation of trace metals in a Tunisian calcareous soil amended with farmyard manure and municipal solid waste compost. *J. Hazard. Mater.*, 176, 99–108.
- Achiba, W.B., Gabteni, N., Lakhdar, A., Laing, G.D., Verloo, M., Jedidi, N., Gallali, T., 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130(3-4), 156–163. doi: 10.1016/j.agee.2009.01.001
- Agegnehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N., Muirhead, B., Wright, G., Bird, M. I., 2015. Biochar and biochar-compost as soil amendments: Effects on peanut yield, soil properties and greenhouse gas emissions in tropical North Queensland, Australia, *Agric. Ecosyst. Environ.* 213, 72-85. doi 10.1016/j.agee.2015.07.027.
- Alcántara, C., Pujadas, A., Saavedra, M., 2011. Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agr. Water Manage.* 98, 1071–1080.
- Alvarez, S., Soriano, M.A., Landa, B.B., Gomez, J.A., 2007. Soil properties in organic olive groves compared with in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. *Soil Use and Manage.* 23, 404–416.
- Amlinger, F., Gotz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilization and availability-a review. *Eur. J. Soil Biol.* 39, 107–116.
- Anastopoulos, I. , Kyzas, G. Z., 2015. Composts as Biosorbents for Decontamination of Various Pollutants: a Review. *Water, Air, Soil Pollut.* 226, 61. doi: 10.1007/s11270-015-2345-2
- Antonijević, M.M., Dimitrijević, M.D., Milić, S.M., Nujkić, M.M., 2012. Metal concentrations in the soils and native plants surrounding the old flotation tailings pond of the Copper Mining and Smelting Complex Bor (Serbia). *J. Environ. Monit.* 14 (3), 866-877. doi: 10.1039/c2em10803h
- Augé, R. M., Duan, X., 1991. Mycorrhizal fungi and nonhydraulic root signals of soil drying. *Plant Physiol.* 97, 821-824.
- Avramidou, P., Evangelou, A., Komilis, D., 2013. Use of municipal solid waste compost as a growth media for an energy plant (rapeseed). *J. Environ. Manage.* 121, 152-159. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.02.046.

- Azeez, J.O., Van Averbek, W., 2010. Fate of manure phosphorus in a weathered sandy clay loam soil amended with three animal manure. *Bioresour. Technol.* 101, 6584–6588.
- Baker, A.J.M., 1981. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3(1-4), 643-654. doi: 10.1080/01904168109362867
- Banwart, S. A., Black, H., Cai, Z., Gicheru, P.T., Joosten, H. Victoria, R.L., Milne, E., Noellemeyer, E., Pascual, U., 2015. The global challenge for soil carbon. In Banwart et al., (Ed) “Soil carbon” CABI - CAB International. Wallingford UK and Boston USA, pp. 1-9.
- Bastida, F., Pérez-de-Mora, A., Babic, K., Hai B., Hernández, T., García, C., Schlöter, M., 2009. Role of amendments on N cycling in Mediterranean abandoned semiarid soils. *Appl. Soil Ecol.* 41(2), 195-205. doi:10.1016/j.apsoil.2008.10.009.
- Baum C., Weih M., Verwijst T., Makeschin F., 2002. The effects of nitrogen fertilization and soil properties on mycorrhizal formation of *Salix viminalis*. *Forest Ecol. Manag.* 160, 35–43.
- Below, E.F., 1995: Nitrogen Metabolism and Crop Productivity. In: Pessarakli M., ed. *Handbook of plant and crop physiology*. Marcell Dekker, Inc., New York, pp. 275-301.
- Biesiada, A., Kolota, E., 2008. The effect of nitrogen fertilization on yield and quality of radicchio. *J. Elementol.* 13(2), 175–180
- Bouyoukos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agron J.* 54, 464- 465.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen- Total. In a A.L. Page et. al. (Ed) *Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbiological properties*, 2<sup>nd</sup> ed.: ASA and SSSA , Madison, Wisconsin USA, pp. 595-624.
- Brunetti, G., Soler-Rovira, P., Farrag, K., Senesi, N., 2009. Tolerance and accumulation of heavy metals by wild plant species grown in contaminated soils in Apulia region, Southern Italy. *Plant Soil* 318(1), 285-298. doi: 10.1007/s11104-008-9838-3
- Burney, J.A., Davis, S.J., Lobell, D.B., 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 107,12052–12057.
- Canellas, L.P., Olivares, F.L., Aguiar, N.O., Jones, D. L., Nebbioso, A., Mazzei, P., Piccolo, A., 2015. Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture. *Sci. Hortic.* 196, 15-27. doi:10.1016/j.scienta.2015.09.013 in press.

- Caravaca, F., Hernández, T., García, C., Roldán, A., 2002. Improvement of rhizosphere aggregate stability of afforested semiarid plant species subjected to mycorrhizal inoculation and compost addition. *Geoderma*. 108(1–2), 133–144. doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00130-1.
- Carbonell, G., Miralles de Imperial, R., Torrijos, M., Delgado, M., Rodriguez, J.A., 2011. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere*. 85(10), 1614–1616. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.08.025.
- Castro, J., Fernandez-Ondono, E., Rodriguez, C., Lallena, A. M., Sierra, M., Aguilar, J., 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaen (Spain). *Soil Til. Res.* 98, pp.56–67.
- Chen, B.D., Christie, P., Li, X.L., 2001. A modified glass bead compartment cultivation system for studies on nutrient and trace metal uptake by arbuscular mycorrhiza. *Chemosphere*. 42, 185–192.
- Chen, B.D., Li, X.L., Tao, H.Q., Christie, P., Wong, M.H., 2003. The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. *Chemosphere*. 50, 839–846.
- Chen, B.D., Xiao, X.Y., Zhu, Y.G., Smith, F.A., Xie, Z.M., Smith, S.E., 2007a. The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* gives contradictory effects on phosphorus and arsenic acquisition by *Medicago sativa* Linn. *Sci. Total Environ.* 379, 226–234
- Chen, X., Wu, C.H., Tang, J.J., Hu, S.J., 2005. Arbuscular mycorrhizae enhance metal lead uptake and growth of host plants under a sand culture experiment *Chemosphere*. 60, 665–671
- Chen, B. D., Zhu, Y.-G., Duan, J., Xiao, X. Y., & Smith, S. E., 2007b. Effects of the arbuscular mycorrhizal fungus *glomus mosseae* on growth and metal uptake by four plant species in copper mine tailings. *Environ. Pollut.* 147(2), 374–380. doi:10.1016/j.envpol.2006.04.027
- Clair, S.B., Lynch, J.P., 2010. The opening of Pandora’s Box: climate change impacts on soil fertility and crop nutrition in developing countries *Plant Soil*. 335, 101–115.
- Courtney, R.G., Mullen, G.J., 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresour. Technol.* 99, 2913–2918.

- Ćustić, M., Poljak, M., Čoga, L., Ćosić, T., Toth, N., Pecina, M., 2003. The influence of organic and mineral fertilization on nutrient status, nitrate accumulation, and yield of head chicory. *Plant Soil Environ.* 49(5), 218–222.
- Davies, F.T., Puryear, J.D., Newton, R.J., Egilla, J.N., Grossi, J.A.S., 2001. Mycorrhizal fungi enhance accumulation and tolerance of chromium in sunflower (*Helianthus annuus*) *J. Plant Physiol.*, 158, 777–786.
- de Araújo, A. S. F., de Melo, W. J., & Singh, R. P., 2010. Municipal solid waste compost amendment in agricultural soil: Changes in soil microbial biomass. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 9(1), 41-49. doi:10.1007/s11157-009-9179-6
- Dhar, P. P., AL-Qarawi, A. A., Mridha, M. A. U., 2015. Arbuscular mycorrhizal fungal association in Asteraceae plants growing in the arid lands of Saudi Arabia. *J Arid Land.* 7(5), 676–686
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain Dev.* 30, 401–422. doi:10.1051/agro/2009040
- Dirzo, R., Raven, P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28, 137–167.
- Douds, D. D., Galvez, L., Franke-Snyder, M., Reider, C., Drinkwater, L. E. 1997. Effect of compost addition and crop rotation point upon VAM fungi. *Agric. Ecosyst. Environ.* 65, 257-266
- Duong, T.T.T., Penfold, C., Marschner, P., 2012. Amending soils of different texture with six compost types: impact on soil nutrient availability, plant growth and nutrient uptake. *Plant Soil.* 354(1-2), 197-209.
- EC, 2006. Commission Decision 2006/799/EC Establishing revised ecological criteria and the related assessment and verification requirements for the award of the Community Eco-label to soil improvers.
- EC, 2006. Commission Regulation 1881/2006 Setting maximum levels for certain contaminant in foodstuffs.
- Fagnano, M., Adamo, P., Zampella, M., Fiorentino, N., 2011. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141(1–2), 100-107. doi:10.1016/j.agee.2011.02.019.
- Fischer, G., Nachtergaele, F., Prieler, S., van Velthuisen, H.T., Verelst, L., Wiberg, D., 2008. Global agro-ecological zones assessment for agriculture (GAEZ 2008). IIASA/FAO, Laxenburg/Rome

- Fuchs, J.G., (2010) Interactions between beneficial and harmful microorganisms: from the composting process to compost application. In: Insam H, Franke-Whittle I, Goberna M (eds) *Microbes at work: from wastes to resources*. Springer, Heidelberg, pp 213–230
- Garrido, Y., Tudela, J.A., Marín, A., Mestre, T., Martínez, V., Gil, M.I., 2013. Physiological, phytochemical and structural changes of multi-leaf lettuce caused by salt stress. *J. Sci. Food Agric.* 94(8), 1592-1599. doi: 10.1002/jsfa.6462.
- Garriga, M., Muñoz, C. A., Caligari, P. D.S., Retamales, J. B., 2015. Effect of salt stress on genotypes of commercial (*Fragaria x ananassa*) and Chilean strawberry (*F. chiloensis*), *Sci. Hortic.* 195, 37-47. doi.org/10.1016/j.scienta.2015.08.036
- Gemeinholzer, B., Bachmann, K., 2005. Examining morphological and molecular diagnostic character states of *Cichorium intybus* L. (Asteraceae) and *C. spinosum* L. *Plant Syst. Evol.* 253(1-4), 105-123. doi:10.1007/s00606-004-0272-6
- Giannakis, G. V., Kourgialas, N. N., Paranychanakis, N. V., Nikolaidis, N. P., Kalogerakis, N., 2014. Effects of municipal solid waste compost on soil properties and vegetables growth. *Compost Sci. Util.* 22(3), 116-131. doi:10.1080/1065657X.2014.899938.
- Giannakopoulou, F., Gasparatos, D., Haidouti, C., Massas, I., 2012. Sorption Behavior of Cesium in Two Greek Soils: Effects of Cs Initial Concentration, Clay Mineralogy, and Particle-size Fraction. *Soil Sediment Contam.* 21, 937–950.
- Gichangi, E. M. , Mnkeni, P. N. S., Muchaonyerwa, P., 2012. Evaluation of the heavy metal immobilization potential of pine bark-based composts. *J. Plant Nutr.* 35(12), 1853-1865. doi: 10.1080/01904167.2012.706681
- Gil, M.V., Carballo, M.T., Calvo, L.F., 2008. Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. *Waste Manage.* 28, 1432–1440.
- Godfray, H.C.J., J. R. Beddington, Crute I. R. , Haddad L. , Lawrence D. , Muir J. F. , Pretty J. , Robinson S. , Thomas S. M., Toulmin C., 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science.* 327, 812–818. doi: 10.1126/science.1185383
- Gómez-Brandón, M., Juárez, M.F.D., Zangerle, M., Insam, H., 2016. Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: A comparative study with compost and vermicompost *J. Hazard. Mater.* 302, 267-274. doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.09.067
- Griffiths, B., Ball, B., Daniell, T., Hallett, P., Neilson, R., Wheatley, R., Osler, G., Bohanec, M., 2010. Integrating soil quality changes to arable agricultural

- systems following organic matter addition, or adoption of a ley-arable rotation. *Appl. Soil Ecol.* 46, 43–53. doi: 10.1016/j.apsoil.2010.06.012.
- Guntiñas, M.E., Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F., 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *Eur. J. Soil. Biol.* 48, 73-80, doi:10.1016/j.ejsobi.2011.07.015.
- Harborne, J. B., 1984. Chlorophylls. In: *Phytochemical methods*, 2<sup>nd</sup> ed. Chapman and Hall, London, pp. 214-221.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 1–14. doi:10.1016/j.agee.2007.07.004.
- Hart, S.C., Stark, J.M., Davidson, E.A., Firestone, M.K., 1994. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. In: Weaver, R.W., Angle, J.S., Bottomley, P.S. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Microbiological and Biochemical Properties. Part 2. SSSA Book Ser. 5.* SSSA, Madison, WI, pp. 985-1016.
- Hassan, S. E., Hijri M., St-Arnaud M., 2013. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on trace metal uptake by sunflower plants grown on cadmium contaminated soil. *New Biotechnol.* 30(6), 780-787. doi.org/10.1016/j.nbt.2013.07.002.
- Hassen, A., Jedidi, N., Mohamed, C. M'Hiri, A., Boudabous, A., Cleemput, O., 1998. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. *Bioresour. Technol.* 64, 39-45. doi: 10.1016/S0960-8524(97)00153-3
- He, X.T., Traina, S.J., Logan, T.J., 1992. Chemical properties of municipal solid waste composts. *J. Environ. Qual.* 21, 318–329.
- Hemmat, A., Aghilinategh, N., Rezainejad, Y. and Sadeghi, M., 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil & Till. Res.* 108, 43–50.
- Hernández T, Moral R, Perez-Espinosa A, Moreno-Caselles J., Perez-Murcia M.D., García C., 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 83(3), 213-219. doi:10.1016/S0960-8524(01)00224-3.
- Hodge, A, Robinson, D, & Fitter, A. 2000: Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? *Trends Plant Sci.* 5, 304-308.
- Hoffland, E., T. W. Kuyper, H. Wallander, C. Plassard, A. A. Gorbushina, K. Haselwandter, S. Holmström, R. Landeweert, U. S. Lundström, A. Rosling, R.

- Sen, M. M. Smits, P.A.W. van Hees, and N. van Breemen., 2004. The role of fungi in weathering. *Front. Ecol. Environ.* 2, 258–264.
- Holford, I.C.R., 1997. Soil phosphorus: its measurement and its uptake by plants. *Aust. J. Soil Res.* 35, 227-239.
- Horton, J.H., Newsom, D.W., 1953. A rapid gas evolution method for calcium carbonate equivalent in liming materials. *Soil Science Society of America Proceedings* 17, 414–415.
- Hou, P., Liu, Y., Xie, R., Ming, B., Ma, D., Li, S., Mei, X., 2014. Temporal and spatial variation in accumulated temperature requirements of maize. *Field Crops Res.* 158, 55-64. doi:10.1016/j.fcr.2013.12.021.
- Huang B., Li Z., Huang J., Chen G., Nie X., Ma W., Yao H., Zhen J., Zeng G., 2015. Aging effect on the leaching behavior of heavy metals (Cu, Zn, and Cd) in red paddy soil. *Environ. Sci. Pollut. R.* 22(15), 11467-11477. doi: 10.1007/s11356-015-4386-x.
- Jakobsen, I., Chen, B.D., Munkvold, L., Lundsgaard, T., Zhu, Y.G., 2005. Contrasting phosphate acquisition of mycorrhizal fungi with that of root hairs using the root hairless barley mutant. *Plant Cell Environ.* 28, 928–938.
- Jones, J.J.B., Case, V.W., 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue samples. In: Westerman, R.L. (Ed.). *Soil Testing and Plant Analysis*. SSSA, Inc., Madison pp. 389–427.
- Kabata-Pendias, A., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*, 3rd Edition. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kafatos, A, Verhagen, H, Moschandreas, J, Apostolaki, I, Van Westerop, J.J., 2000. Mediterranean diet of Crete: foods and nutrient content. *J. Am. Diet Assoc.* 100(12), 1487-93.
- Kamarudzaman, A. N., Tay, C. C., Ab Jalil, M. F., Abdul Talib, S., 2013. Biosorption, iron(III) removal, *Pleurotus ostreatus* spent mushroom compost as biosorbent. *Adv. Mat. Res.*, 781–784, 636–642.
- Kammoun Rigane, M., Medhioub, K., 2011. Assessment of properties of Tunisian agricultural waste composts: Application as components in reconstituted anthropic soils and their effects on tomato yield and quality. *Resour. Conserv. and Recy.* 55, 785–792
- Kaschl, A., Romheld, V., Chen, Y., 2002. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *Sci. Total Environ.* 291, 45-57.

- Khalvati, M. A., Hu, Y., Mozafar, A., Schmidhalter, U., 2005. Quantification of water uptake by arbuscular mycorrhizal hyphae and its significance for leaf growth, water relations, and gas exchange of barley subjected to drought stress. *Plant Biol.* 7, 706–712.
- Khan, A. G., 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *J. Trace Elem. Med Biol.* 18, 355–364.
- Kiers, A.M., 2000a. Endive, chicory, and their wild relatives, a systematic and phylogenetic study of *Cichorium* (Asteraceae)-Universiteit Leiden, Leiden.
- Kiers, A.M., Mes, T.H.M., Van Der Meijden, R., Bachmann, K., 2000b. A search for diagnostic AFLP markers in *Cichorium* species with emphasis on endive and chicory cultivar groups. *Genome.* 43(3), 470–476.
- Kiers, M., Mes, T. H. M., van der Meijden, R., Bachmann, K., 1999. Morphologically defined *Cichorium* species reflect lineages based on chloroplast and nuclear (ITS) DNA data. *Syst. Bot.* 24, 645–659.
- Klados, E., Tzortzakis, N., 2014. Effects of substrate and salinity in hydroponically grown *Cichorium spinosum*. *Soil Sci. Plant Nutr.* 14(1), 211–222. doi: 10.4067/S0718-95162014005000017.
- Korboulewsky, N., Dupouyet, S., Bonin, G., 2002. Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen and phosphorus accumulation. *J. Environ. Qual.* 31, 1522–1527.
- Koske, R. E., Gemma, J. N., 1989. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycol. Res.*, 92: 486–505.
- Koudela, L. M., Petříková, K., 2007. Nutritional composition and yield of endive cultivars - *Cichorium endivia*. *Hort. Sci.* ,34(1): 6–10.
- Krishna, K. R., K. Shetty, G., Dart P. J., Andrews D. J., 1985. Genotype dependent variation in mycorrhizal colonization and response to inoculation of pearl millet *Plant Soil.* 86(1), 113–125.
- Lakhdar, A., Falleh, H., Ouni, Y., Oueslati, S., Debez, A., Ksouri, R., Abdelly, C., 2011. Municipal solid waste compost application improves productivity, polyphenol content, and antioxidant capacity of *Mesembryanthemum edule*. *J. Hazard. Mater.* 191(1–3), 373–379. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.04.092.
- Lakhdar, A., Slatni, T., Iannelli, M.A., Debez, A., Pietrini, F., Jedidi, N., Massacci A., Abdelly, C., 2012. Risk of municipal solid waste compost and sewage sludge use on photosynthetic performance in common crop (*Triticum durum*). *Acta Physiol. Plant.* 34(3), 1017–1026. doi:10.1007/s11738-011-0898-2.



- Larco, H., Strik, B.C., Bryla, D.R., Sullivan, D.M., 2013. Mulch and fertilizer management practices for organic production of highbush blueberry. I: Plant Growth and Allocation of Biomass during Establishment. *HortScience*. 48(10), 1250-1261.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A., 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *J. of Environ. Manag.* 80, 58–65.
- Li, T., Lin, G., Zhang, X., Chen, Y.L., Zhang, S.B., Chen, B.D., 2014. Relative importance of an arbuscular mycorrhizal fungus (*Rhizophagus intraradices*) and root hairs in plant drought tolerance. *Mycorrhiza*. 24,595–602
- Li, Q., Yin, J., Liu, W., Zhou, S., Li, L., Niu, J., Niu, H., Ma, Y., 2012. Determination of Optimum Growing Degree-Days (GDD) Range Before Winter for Wheat Cultivars with Different Growth Characteristics in North China Plain. *J. Integr. Agr.* 11(3), 405-415. doi:10.1016/S2095-3119(12)60025-2.
- Lindsay, W.L., Norvell, W.A., 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 421–428.
- Liu, J., Wu, F., Yang, W., Shi, P., Wang, A., Yang, Y., Wu, Z., 2013. Effect of seasonal freeze–thaw cycle on net nitrogen mineralization of soil organic layer in the subalpine/alpine forests of western Sichuan, China. *Acta Ecologica Sinica*. 33(1), 32-37, doi:10.1016/j.chnaes.2012.12.005.
- Marschner, P., 2012. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* (Third Edition) Academic Press Elsevier Ltd.
- Marschner, H., Dell, B., 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant Soil*. 159, 89-102.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A., Rieradevall, J., 2011. Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. *Journal of Cleaner Production* 19, 985-997.
- Martínez-Blanco, J., , Lazcano, C., Christensen, T. H. , Muñoz, P., , Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., Boldrin, A., 2013a. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33(4),721-732
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Boldrin, A., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., Christensen, T., 2013b. Assessing the environmental benefits of compost use-on-land through an LCA perspective. *Sustainable Agriculture Reviews*, pp. 255-318.

- Marulanda, A., Azcón, R., Ruiz-Lozano, J.M., 2003. Contribution of six arbuscular mycorrhizal fungal isolates to water uptake by *Lactuca sativa* plants under drought stress. *Physiol. Plant.* 119, 526–533.
- Mathieu, A., Lutts, S., Vandoorne, B., Descamps, C., Périlleux, C., Dielen, V., Van Herck, J., Quinet, M., 2014. High temperatures limit plant growth but hasten flowering in root chicory (*Cichorium intybus*) independently of vernalisation. *J. Plant. Physiol.* 171(2), 109-118. doi:10.1016/j.jplph.2013.09.011.
- Matthews, J. W., Clay, K., 2001. Influence of fungal endophyte infection on plant-soil feedback and community interactions. *Ecology.* 82, 500-509.
- Mbarki, S., Labidi, N., Mahmoudi, H., Jedidi, N., Abdelly, C., 2008. Contrasting effects of municipal compost on alfalfa growth in clay and in sandy soils: N, P, K, content and heavy metal toxicity. *Bioresour. Technol.* 99, 6745–6750. doi:10.1016/j.biortech.2008.01.010.
- McGonigle, T. P., M. H. Miller, D. G. Evans, D. L. Fairchild, Swan J. A., 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.* 115, 495–501.
- McLean, E. O., 1982. Soil pH and lime requirement. In a A.L. Page et. al. (Ed) “Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd ed.: ASA and SSSA , Madison, Wisconsin USA, pp. 199-224.
- Melliou, E., Magiatis, P., Skaltsounis, A.L., 2003. Alkylresorcinol derivatives and sesquiterpene lactones from *Cichorium spinosum*. *J. Agric. Food. Chem.* 51(5), 1289-1292.
- Mendoni, E., Salonikioti, A., Petropoulos, S., Antoniadis, V., Levizou, E., 2015. *Cichorium spinosum* as a phytoremediation species. 11th International Phytotechnologies Conference, Heraklion, Crete - Greece.
- Merryweather, J. W., Fitter, A.H., 1991. A modified method for elucidating the structure of the fungal partner in a vesicular-arbuscular mycorrhiza. *Mycol. Res.* 95:1435-1437.
- Michalska, K., Kisiel, W., 2007. Further sesquiterpene lactones and phenolics from *Cichorium spinosum*. *Biochem. Syst. Ecol.*, 35, 714-716.
- Miller, R. O., 1998. Extractable Chloride, Nitrate, Orthophosphate, Potassium, and Sulfate-Sulfur in Plant Tissue: 2% Acetic Acid Extraction. In: Boca Raton (Eds.), *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. CRC Press. Boston London New York Washington, D.C. , pp. 115-118.
- Moldes, A., Cendon, Y., Barral, M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresour. Technol.* 98, 3069–3075. doi: 10.1016/j.biortech.2006.10.021

- Montanaro, G., Celano, G., Dichio, B., Xiloyannis C., 2010. Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards. *Land Degrad. Develop.* 21, 132–138.
- Monti, A., Amaducci, M.T., Pritoni, G., Venturi, G., 2005. Growth, fructan yield, and quality of chicory (*Cichorium intybus* L.) as related to photosynthetic capacity, harvest time, and water regime. *J. Exp. Bot.* 56(415), 1389–1395. doi:10.1093/jxb/eri140
- Moore, D., Robson, G.D., Trinci, A.P.J., 2011. 21st century Guidebook to Fungi. Cambridge, New York, USA.
- Nielsen, P.L., Andresen, L. C., Michelsen, A., Schmidt, I.K., Kongstad, J., 2009. Seasonal variations and effects of nutrient applications on N and P and microbial biomass under two temperate heathland plants. *Appl. Soil Ecol.* 42(3), 279–287, doi:10.1016/j.apsoil.2009.05.006.
- Novem Auyeung, D.S., Suseela, V., Dukes, J.S., 2013. Warming and drought reduce temperature sensitivity of nitrogen transformations. *Glob. Chang. Biol.* 19(2), 662–76. doi: 10.1111/gcb.12063. Epub 2012 Nov 27.
- Nunez, R., P., Rey, R., D. , Menduina, A., B., M. and Silva Barral M., T., 2007. Physiologically based extraction of heavy metals in compost: Preliminary results. *J. Trace Elem. Med Biol.* 21, 83–85.
- Nwachukwu, O.I., Pulford, I.D., 2008. Comparative effectiveness of selected adsorbant materials as potential amendments for the remediation of lead, copper and zinc-contaminated soil. *Soil Use Manag.* 24, 199–207.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. (U.S. Department of Agriculture Circular 939). U.S. Government Printing Office, Washington D.C.
- Olsson, P.A. Wilhelmsson. P., 2000. The growth of external AM fungal mycelium in sand dunes and in experimental systems. *Plant Soil.* 226, 161–169.
- Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., (Eds.), 1982. *Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbiological properties*, 2nd ed., Wisc.: ASA and SSSA , Madison.
- Papadopoulos P. Rowell, D.L., 1988. The reaction of cadmium with calcium carbonate surface. *J Soil Sci.* 39, 23–26.
- Papafilippaki, A. Nikolaidis, N. P. (in preparation). Effects of soil type and municipal solid waste compost on wild and cultivated populations of *Cichorium spinosum* under the same cultivation conditions.

- Papafilippaki, A., Gasparatos, D., Haidouti, C., Stavroulakis, G., 2007. Total and bioavailable forms of Cu, Zn, Pb and Cr in agricultural soils: a study from the hydrological basin of Keritis, Chania, Greece. *Global NEST J.* 9(3), 201 -206.
- Papafilippaki, A., Paranychianakis, N., Nikolaidis, N. P., 2015. Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth. *Sci. Hortic.* 195, 195-205, doi:10.1016/j.scienta.2015.09.030.
- Paradelo, R., Barral, M.T., 2012. Evaluation of the potential capacity as biosorbents of two MSW composts with different Cu, Pb and Zn concentrations. *Bioresour. Technol.* 104, 810–813.
- Paranychianakis, N. V., Tsiknia, M., Giannakis, G., Nikolaidis, N. P., Kalogerakis, N., 2013. Nitrogen cycling and relationships between ammonia oxidizers and denitrifiers in a clay-loam soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97(12), 5507-5515. doi: 10.1007/s00253-013-4765-5
- Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., Chung, J., 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 185, 549–574.
- Perez, D.V., Alcantara, S., Ribeiro, C.C., Pereira, R.E., Fontes, G.C., Wasserman, M.A., Venezuela, T.C., Meneguelli, N.A., de Macedo, J.R., Barradas, C.A.A., 2007. Composted municipal waste effects on chemical properties of a Brazilian soil. *Bioresour. Technol.* 98, 525-533.
- Phillips, J.M., Hayman, D.S., 1970. Improved procedure for clearing roots and staining parasitic and vesicular–arbuscular fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society.* 55, 158–161.
- Pichering, W.F., 1982. Extraction of cooper, lead, zinc and cadmium sorbed on calcium carbonate. *Water Air Soil Pollut.* 20, 299-309.
- Pielsing, J., Turland, N., 2005. *Flowers of Crete*. Royal Botanic Gardens, Kew Richmond, Surrey, United Kingdom.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorzi, G., 1997. The use of compost: its effects on heavy metals levels in soil and plants. *Resour. Conserv. Recy.* 21, 129-143.
- Psaroudaki, A., Dimitropoulakis, P., Constantinidis, T., Katsiotis, A., Skaracis, G., 2012. Ten Indigenous Edible Plants: Contemporary Use in Eastern Crete, Greece. *Cult Agr. Food Environ.* 34(2), 172–177. doi:10.1111/j.2153-9561.2012.01076.x

- Perez-Esteban, J., Escolastico, C., Ruiz-Fernandez, J., Masaguer, A., Moliner, A., 2013. Bioavailability and extraction of heavy metals from contaminated soil by *Atriplex halimus*. *Environ. Exp. Bot.* 88, 53–59.
- Rhoades, J.D., 1982. Cation exchange capacity. In a A.L. Page et. al. (Ed). *Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbiological properties*, 2nd ed.: ASA and SSSA, Madison, Wisconsin USA, pp. 149-157.
- Ribeiro, H.M., Vasconcelos, E., Santos, J.Q., 2000. Fertilisation of potted geranium with a municipal solid waste compost. *Bioresour. Technol.* 73(3), 247-249. doi:10.1016/S0960-8524(99)00168-6.
- Rillig, M.C., Steinberg, P.D., 2002. Glomalin production by an arbuscular mycorrhizal fungus: a mechanism of habitat modification. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1371–1374.
- Rodríguez-Rodríguez, R.M., Herrera, P., Furrázola, E., 2013. Arbuscular mycorrhizal colonization in Asteraceae from white sand savannas, in Pinar del Río, Cuba, *Biota Neotrop.* 13(3), 136-140.
- Rozpądek, P., Wężowicz, K., Stojakowska, A., Malarz, J., Surówka, E., Sobczyk, Ł., Anielska, T., Ważny, R., Miszański, Z., Turnau, K., 2014. Mycorrhizal fungi modulate phytochemical production and antioxidant activity of *Cichorium intybus* L. (Asteraceae) under metal toxicity, *Chemosphere*. 112, 217-224, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.023
- Ruehlmann, J., Körschens, M., 2009. Calculating the effect of soil organic matter concentration on soil bulk density. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 876–885. doi:10.2136/sssaj2007.0149
- Saha, J.K., Panwar, N., Singh, M.V., 2010. An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing quality control indice. *Waste Manage.* 30, 192–201.
- Saveyn, H., Eder P., 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Joint Research Centre. doi:10.2791/6295
- Selvaraj, T., R. Murugan, Bhaskaran, C., 2001. Arbuscular mycorrhizal association of Kashini (*Cichorium intybus* L.) in relation to physico-chemical characters. *Mycorrhiza News*. 13 (2), 14-16.
- Simopoulos, A., 2004. Omega-3 fatty acids and antioxidants in edible wild plants. *Biol. Res.* 37, 263-277.
- Singh, J.S., Kashyap, A.K., 2006. Dynamics of viable nitrifier community, N-mineralization and nitrification in seasonally dry tropical forests and savanna. *Microbiol. Res.* 161(2), 169-179. doi:10.1016/j.micres.2005.07.009.

- Singh, P.K, Singh, M., Agnihotri, V., Vyas, D., 2013. Arbuscular mycorrhizal fungi: biocontrol against Fusarium wilt of chickpea. *Int. J. Sci. Res. Publ.* 3, 1–5
- Smith, S. E., Read, D., 2008. *Mycorrhizal Symbiosis* (Third Edition), edited by Sally E, Smith S. Read D., Academic Press, London, doi:10.1016/B978-012370526-6.50004-0.
- Smolders, E., Brans, K., Coppens, F., Merckx, R., 2001. Potential nitrification rate as a tool for screening toxicity in metal-contaminated soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 2469-2474.
- Tate, R. L.III, 2000. *Soil microbiology*. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- Thomas, G.W., 1982. Exchange Cations. In a A.L. Page et. al. (Ed) “Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd ed.: ASA and SSSA, Madison, Wisconsin USA, pp. 159-164.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Belfort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 108, 20260–20264.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*. 277, 1300-1302. doi: 10.1126/science.277.5330.1300
- Tittonell, P., 2014. Ecological intensification of agriculture – sustainable by nature. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 8, 53–61.
- Turrini, A., Giordani, T., Avio, L., Natali L., Giovannetti M., Cavallini A., 2015. Large variation in mycorrhizal colonization among wild accessions, cultivars, and inbreds of sunflower (*Helianthus annuus* L.) *Euphytica* (Article in press).
- Ullrich, S.M., Ramsey, M.H., Helios-Rybicka, E., 1999. Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Appl. Geochem.* 14, 187-196.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1994. Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. In: *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*. Office of Solid Waste and Emergency Response, SW-846.
- van Noordwijk, M., Goverse, T., Ballabio, C., Banwart, S. A., Bhattacharyya, T., Goldhaber, M., Nikolaidis, N., Noellemeyer, E., Zhao, Y., 2015. Soil Carbon Transition Curves: Reversal of Land Degradation through Management of Soil Organic Matter for Multiple Benefits. In Banwart et al., (Ed) “Soil carbon” CABI - CAB International. Wallingford UK and Boston USA, pp. 25-46.

- Vardavas, C.I., Majchrzak, D., Wagner, K.H., Elmadfa, I., Kafatos, A., 2006. Lipid Concentrations of Wild Edible Greens in Crete. *Food Chem.* 4, 822–834.
- Vermeulen, A., Desprez, B., Lancelin, D., H. Bannerot, 1994. Relationships among *Cichorium* species and related genera as determined by analysis of mitochondrial RFLPs. *Theor. Appl. Genet.* 88, 159-166.
- Villar, M. C., Beloso, M. C., Acea, M. J., Cabaneiro, A., Gonzalez-Prieto, S. J., Carballas, M., Diaz-Ravina, M. and Carballas T., 1993. Physical and chemical characterization of four Composted urban refuses. *Bioresour. Technol.* 45, 105-113.
- Volpe, M. G., Nazzaro, M., Di Stasio, M., Siano, F., Coppola, R., De Marco, A., 2015. Content of micronutrients, mineral and trace elements in some Mediterranean spontaneous edible herbs. *Chem. Cent. J.* 9, 57. doi:10.1186/s13065-015-0137-9
- Wang, B., Qiu, Y.-L., 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza*.16, 299–363
- Warman, P.R., Rodd, A.V., Hicklenton, P., 2009. The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 98-102. doi:10.1016/j.agee.2009.05.010.
- Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., Kocowicz, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biol. Biochem.* 39(6), 1294-1302. doi:10.1016/j.soilbio.2006.12.005.
- Weber, J., Kocowicz, A., Bekier, J., Jamroz, E., Tyszka, R., Debicka, M., Parylak, D., Kordas, L., 2014. The effect of a sandy soil amendment with municipal solid waste (MSW) compost on nitrogen uptake efficiency by plants. *Eur. J. Agron.* 54, 54-60. doi:10.1016/j.eja.2013.11.014.
- Wei, S., Zhan, J., Zhou, Q., Niu, R., Li, Y., Wang, S., 2011a. Effect of environmentally friendly amendment on a newly found accumulator *Kalimeris integrifolia* Turcz. ex DC. Phytoremediating Cd-contaminated soil. *Water, Air, Soil Pollut.* 218 (1-4), 479-486.
- Wei, S., Zhu, J., Zhou, Q.X., Zhan, J., 2011b. Fertilizer amendment for improving the phytoextraction of cadmium by a hyperaccumulator *Rorippa globosa* (Turcz.) Thell. *Journal of Soils and Sediments.* 11(6), 915-922.
- West, H. M., A. H. Fitter, Watkinson A. R., 1993. The influence of 3 biocides on the fungal associates of the roots of *Vulpia-ciliata* ssp *ambigua* under natural conditions. *J. Ecol.* 81, 345-350.

- Wu, S., Zhang, X., Chen, B., Wu, Z., Li, T., Hu, Y., Sun, Y., Wang, Y., 2016. Chromium immobilization by extraradical mycelium of arbuscular mycorrhiza contributes to plant chromium tolerance. *Environ. Exp. Bot.* 122, 10-18. doi:10.1016/j.envexpbot.2015.08.006
- Wu, S.L., Chen, B.D., Sun, Y.Q., Ren, B.H., Zhang, X., Wang, Y.S., 2014. Chromium resistance of dandelion (*Taraxacum platyepidum* Diels.) and bermudagrass (*Cynodon dactylon* (linn.) Pers.) is enhanced by arbuscular mycorrhiza in Cr(VI) contaminated soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 33, 2105–2113
- Wu, X., Xiao, B., Li, R., Wang, C., Huang, J., Wang, Z., 2011. Mechanisms and factors affecting sorption of microcystins onto natural sediments. *Environ. Sci. Technol.* 45(7), 2641-7.
- Yang L., Zhang F., Gao Q., Mao R., Liu X., 2010. Impact of land-use types on soil nitrogen net mineralization in the sandstorm and water source area of Beijing, China. *Catena.* 82(1), 15-22, doi:10.1016/j.catena.2010.04.004
- Yamasaki, S., Dillenburg, L.R., 1999. Measurements of leaf relative water content in *Araucaria angustifolia*. *Rev. Bras. Fisiol. Veg.* 11(2), 69-75.
- Zeghichi, S., Kallithraka, S., Simopoulos, A., 2003. Nutritional composition of Molochia (*Corchorus olitorius*) and Stamnagathi (*Cichorium Spinosum*). *Plants in Human Health and Nutrition Policy. World Rev. Nutr Diet.* Basel, Karger. 91, 1-21.
- Zhang, M., 2011. Adsorption study of Pb(II), Cu(II) and Zn(II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chem. Eng. J.* 172, 361–368.
- Zhao, S., Duo, L., 2014. Bioaccumulation of Cadmium Copper Zinc and Nickel by Weed species from municipal solid waste compost. *Polish Journal of Environmental Studies.* 24, 413-417.
- Ακουμιανάκης, Κ., 2008. Πανεπιστημιακές σημειώσεις Γ.Π.Α. Αειφορική-Βιολογική καλλιέργεια λαχανικών.
- Καββάδας, Δ., 1956. Βοτανικόν Φυτολογικόν Λεξικόν. Τόμος Δ, Αθήνα: pp 1961-1962.
- ΚΥΑ 114218/17-11-1997: «Κατάρτιση πλαισίου προδιαγραφών και γενικών προγραμμάτων διαχείρισης στερεών αποβλήτων» (ΦΕΚ 1016/Β).
- ΚΥΑ 56366/4351/2014 « Καθορισμός απαιτήσεων (προδιαγραφών) για εργασίες επεξεργασίας στο πλαίσιο της μηχανικής-βιολογικής επεξεργασίας των σύμμεκτων αστικών αποβλήτων και καθορισμός χαρακτηριστικών των παραγόμενων υλικών ανάλογα με τις χρήσεις τους, σύμφωνα με το εδάφιο β της παραγράφου 1 του άρθρου 38 του Ν. 4042/2012 (Α΄/24)». (ΦΕΚ Β΄/3339)



- Λαζαρίδη, Κ., Κουλουμπής, Π., Σκουλάξινου, Σ., Κανακόπουλος, Δ. και Λώλος, Γ., 2002, Προδιαγραφές ποιότητας και διάθεσης κομπόστ: η Ελληνική και διεθνής εμπειρία. 1<sup>ο</sup> Διεθνές Συνέδριο για την διαχείριση Στερεών Αποβλήτων Αθήνα, 28/2-1/03/2002.
- Ν. 4042/2012 «Ποινική προστασία του περιβάλλοντος – Εναρμόνιση με την Οδηγία 2008/99/ΕΚ – Πλαίσιο παραγωγής και διαχείρισης αποβλήτων – Εναρμόνιση με την Οδηγία 2008/98/ΕΚ – Ρύθμιση θεμάτων Υπουργείου Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής.» (ΦΕΚ Α΄/24).
- Νικολαΐδης, Ν., 2005. Υδατική Χημεία. Εκδόσεις ΖΗΤΗ, Θεσσαλονίκη.
- Ολύμπιος, Χ., 2015. Η Τεχνική της Καλλιέργειας των Υπαίθριων Κηπευτικών. Σταμούλης (Εκδ.) Αθήνα, Σελ. 529-533.
- Παπαφιλίππκη, Α. Νικολαΐδης Ν., 2011. Σύγκριση του κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα με διάφορα οργανικά εδαφοβελτιωτικά. 7<sup>ο</sup> Πανελλήνιο Συνέδριο Εταιρείας Γεωργικών Μηχανικών Ελλάδος (ΕΓΜΕ), Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών, 24-27 Νοεμβρίου.
- Υ.Α. 217217/2004 (ΦΕΚ 35Β΄), Κυκλοφορία υποπροϊόντων γεωργοκτηνοτροφικών εκμεταλλεύσεων, εδαφοβελτιωτικών ουσιών, υποστρωμάτων καλλιεργειών, ουσιών υποβοηθητικών της ανάπτυξης των φυτών και διοξειδίου του άνθρακα (CO<sub>2</sub>) για χρήση τους στη γεωργία.
- Υ. Α. 80568/4225/91, Μέθοδοι, όροι και περιορισμοί για την χρησιμοποίηση στη γεωργία της ιλύος που προέρχεται από επεξεργασία οικιακών και αστικών λυμάτων. (ΦΕΚ 641/Β/7-08-1991).

## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι

### *Οικονομική ανάλυση της χρήσης του κομπόστ στην καλλιέργεια σταμναγκαθιού*

Το κομπόστ ΑΣΑ μπορεί να θεωρηθεί ένα φθηνό και καλό εδαφοβελτιωτικό γιατί προσθέτει θρεπτικά στοιχεία και οργανική ουσία στο έδαφος. Οι 6 τόνοι ανά στρέμμα κομπόστ που προτείνονται στην παρούσα διατριβή κοστίζουν περίπου 600 € και περιέχουν 2% N, 0,5% P (ή 1,14%  $P_2O_5$ ) και 1,25% K (ή 1,5%  $K_2O$ ) ή 120kg N, 68,4 kg  $P_2O_5$  και 75kg  $K_2O$  συνολικά. Τα παραπάνω θρεπτικά αντιστοιχούν σε συνδυασμό 320 kg νιτρικής αμμωνίας (8 σακιά) και 480 kg σύνθετου χημικού λιπάσματος 11-15-15 (12 σακιά) τα οποία κοστίζουν περίπου 700€. Με την προσθήκη του κομποστ προστίθενται επιπλέον και 2,4 τόνοι οργανικής ουσίας και αρκετά άλλα μακροστοιχεία και ιχνοστοιχεία που επιλέγονταν λίπασμα που τα περιέχει θα κόστιζε αρκετά περισσότερα χρήματα (έως και 1.200€). Με την προσθήκη του κομπόστ σε έδαφος στο οποίο δεν έχει έλλειψη θρεπτικών, σύμφωνα με την παρούσα διατριβή, επιτυγχάνεται αύξηση της παραγωγής σταμναγκαθιού από 30-75% ανάλογα με την συγκομιδή. Επειδή τα αποτελέσματα των πειραμάτων σε φυτοδοχεία δεν είναι απολύτως αντίστοιχα με αυτά του αγρού μπορεί να θεωρηθεί κατ' ελάχιστον μια αύξηση της παραγωγής κατά 30% κατά μέσο όρο σε όλες τις συγκομιδές στον αγρό. Με δεδομένο ότι η παραγωγή σταμναγκαθιού ανά στρέμμα κατά τη διάρκεια μιας καλλιεργητικής περιόδου κυμαίνεται περί τα 2.000kg (κατ'ελάχιστον για 4 συγκομιδές) και η τιμή κιλού στον παραγωγό είναι κατά μέσο όρο 2€ μια αύξηση 30% σημαίνει επιπλέον εισόδημα 1.200€ το έτος ανά στρέμμα. Με δεδομένο ότι η απόδοση των θρεπτικών στοιχείων από το κομπόστ στο έδαφος γίνεται με αργούς ρυθμούς η ίδια αύξηση της παραγωγής αναμένεται και για τα επόμενα 2 έτη της καλλιέργειας. Έτσι ο παραγωγός μέσα σε μια τριετία αναμένεται να έχει ένα επιπλέον εισόδημα 3.600€ ανά στέμμα σε σύγκριση με την χρήση των αντίστοιχων χημικών λιπασμάτων που περιέχουν τα ίδια θρεπτικά στοιχεία. Στο παραπάνω ποσό δεν αφαιρείται η αξία του κομπόστ, η προσθήκη του οποίου γίνεται κατά το πρώτο έτος πριν την φύτευση. Το παραπάνω οικονομικό σενάριο ισχύει όταν το αρχικό έδαφος έχει επαρκή διαθεσιμότητα θρεπτικών και με την προσθήκη του κομπόστ (το οποίο αποδίδει σταδιακά τα θρεπτικά στοιχεία) στο έδαφος ή και του αντίστοιχου χημικού λιπάσματος (αν αυτό προστίθεται σταδιακά), η αύξηση των βιοδιαθέσιμων θρεπτικών στοιχείων είναι μικρή, και γίνεται κυρίως για να αναπληρώσει τις ποσότητες θρεπτικών που απομακρύνονται από το έδαφος με τη συγκομιζόμενη βιομάζα της

καλλιέργειας. Στο παραπάνω σενάριο επίσης δεν έχουν υπολογιστεί τα οφέλη από την μείωση της χρήσης αγροχημικών στο περιβάλλον και της μετασυλλεκτικής ανθεκτικότητας και σιτηρησιμότητας των συγκομιζόμενων φυτών.

## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ II

*Δημοσιεύσεις και ανακοινώσεις που προέκυψαν από την παρούσα διατριβή:*

**Papafilippaki A.**, Paranychianakis N. and Nikolaidis N.P. (2015). Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth, *Scientia Horticulturae* 195:195-205.

**Papafilippaki A.**, N. Paranychianakis and N. P. Nikolaidis (2015). Sorption behavior of heavy metals on municipal solid waste compost. 6th Bioremediation Conference, Chania 29 June – 2 July.

**Papafilippaki A.**, N. V. Paranychianakis and N.P. Nikolaidis (2013). Effects of municipal solid waste compost on net mineralization and potential nitrification rates in clayey and sandy soils. 17th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region (MESAEP), Istanbul -Turkey, 28 September-1 October.

**Papafilippaki A.**, N. V. Paranychianakis and N.P. Nikolaidis (2012). Effects of municipal solid waste compost on *stamnagathi* (*Cichorium spinosum*) growth in clayey and in sandy soils. 4th International Congress- EUROSOIL 2012. Bari Italy 2-6 July.

**Παπαφιλίππáκη Α.** και Ν. Νικολαΐδης (2011). Σύγκριση του κομπόστ από αστικά στερεά απόβλητα με διάφορα οργανικά εδαφοβελτιωτικά. 7ο Πανελλήνιο Συνέδριο Εταιρείας Γεωργικών Μηχανικών Ελλάδος (ΕΓΜΕ), Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών, 24-27 Νοεμβρίου.

