



ΕΛΛΗΝΙΚΟ ΑΝΟΙΚΤΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ

ΣΧΟΛΗ

**ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑΣ
Μ.Π.Σ.: ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ (ΔΙΑ)**

**ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΣΠΟΥΔΩΝ
«Διαχείριση Αποβλήτων»**

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

Υπερφθοριωμένες και πολυφθοριωμένες αλκυλιωμένες ουσίες (PFAS) στο νερό: παρουσία, επιπτώσεις στη δημόσια υγεία και τεχνολογίες απομάκρυνσης. Μελέτη περίπτωσης: Βένετο, Ιταλία.

ΜΠΕΚΙΡΗ ΕΛΙΣΣΑΒΕΤ

A.M.: 160606

Επιβλέπουσα Α' Καθηγήτρια : ΓΚΡΙΛΛΑ ΕΛΕΝΗ

Επιβλέπων Β' Καθηγητής : ΚΩΝΣΤΑΝΤΙΝΟΥ ΙΩΑΝΝΗΣ

Email: std160606@ac.eap.gr

Πάτρα, 2025

Αφιερώνω αυτή την εργασία στην οικογένειά μου, με αγάπη και ευγνωμοσύνη για την αμέριστη στήριξη, την υπομονή και την ενθάρρυνσή τους σε όλη τη διάρκεια των σπουδών μου.

Ευχαριστώ θερμά την επιβλέπουσά μου, κυρία Ελένη Γκρίλλα, για την καθοδήγηση και τη συνεργασία κατά την εκπόνηση της διπλωματικής μου εργασίας, καθώς και τον κύριο Ιωάννη Κωνσταντίνου για τον χρόνο και τη συμβολή του στην αξιολόγησή της.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Κεφάλαιο 1: Εισαγωγή	18
1.1 Υπερφθωριωμένες και πολυφθωριωμένες αλκυλιωμένες ουσίες (PFAS)	18
1.1.1 Ορισμός και κατηγορίες	18
1.1.2 Φυσικοχημικές ιδιότητες και συμπεριφορά στο υδάτινο περιβάλλον	20
1.1.3 Κύριες πηγές και οδοί/μηχανισμοί μεταφοράς στα υδάτινα συστήματα	22
1.2 Επιπτώσεις στη δημόσια υγεία	26
1.2.1 Οδοί έκθεσης και ευάλωτες ομάδες πληθυσμού	26
1.2.2 Τεκμηρίωση κινδύνου και συσχετίσεις με δείκτες υγείας	29
1.3 Ρυθμιστικό πλαίσιο και όρια ποιότητας	30
1.4 Σκοπός και καινοτομία της εργασίας	32
Κεφάλαιο 2. Τεχνολογίες απομάκρυνσης των PFAS	34
2.1 Προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα	35
2.2 Ιοντοανταλλαγή με ρητίνες	38
2.3 Διήθηση με μεμβράνες	40
2.4 Προηγμένες Διεργασίες Οξειδωσης (AOPs)	42
2.5 Τεχνολογίες απομάκρυνσης από το πόσιμο νερό	43
Κεφάλαιο 3. Μεθοδολογία	47
3.1 Συλλογή και επεξεργασία δεδομένων	47
3.2 Οργάνωση και στατιστική ανάλυση	49
Κεφάλαιο 4. Μελέτη περίπτωσης: Βένετο Ιταλία	51
4.1 Περιοχή μελέτης και διαθέσιμα σύνολα δεδομένων	51
4.1.1 Γεωγραφικά χαρακτηριστικά περιοχής	52
4.2 Παρουσία PFAS σε υδάτινα συστήματα	54
4.2.1 Υπόγεια νερά	54
4.2.2 Επιφανειακά νερά	61
4.2.3 Πόσιμο νερό	64
4.2.4 Υγρά απόβλητα	67
4.3 Δείκτες υγείας πληθυσμού και επιδημιολογικά ευρήματα	70
4.4 Επιλογή και εφαρμοσιμότητα τεχνολογιών απομάκρυνσης για τις τοπικές συνθήκες	74
4.5 Συγκριτική αποτίμηση έναντι κατευθυντηρίων ορίων/στόχων ποιότητας	80
Κεφάλαιο 5. Συζήτηση Αποτελεσμάτων	83
5.1 Σύνθεση ευρημάτων	83
5.2 Συγκριτική αξιολόγηση με διεθνείς μελέτες	87
5.3 Περιορισμοί	92
Κεφάλαιο 6. Συμπεράσματα	94

6.1 Γενικά συμπεράσματα	94
6.2 Πρακτικές προτάσεις και μελλοντικές κατευθύνσεις	96
Βιβλιογραφία	99

Κατάλογος Γραφημάτων

<i>Γράφημα 1: Μέσες συγκεντρώσεις επιλεγμένων PFAS στα υπόγεια νερά.</i>	Σελ. 56
<i>Γράφημα 2: Μέση συγκέντρωση PFOA ανά έτος και τύπο νερού.</i>	Σελ. 57
<i>Γράφημα 3: Αριθμός δειγμάτων ανά τύπο νερού.</i>	Σελ. 58
<i>Γράφημα 4: Εξέλιξη μέσης συγκέντρωσης PFOA (γραμμικό ισομερές) στο χρόνο.</i>	Σελ. 61
<i>Γράφημα 5: Μέση συγκέντρωση PFAS σε επιφανειακά ύδατα.</i>	Σελ. 62
<i>Γράφημα 6: Μέσες συγκεντρώσεις PFOA και PFOS στο πόσιμο νερό (2013-2025).</i>	Σελ. 64
<i>Γράφημα 7: Μέσος αριθμός PFAS που ανιχνεύθηκαν στο πόσιμο νερό (2013-2025).</i>	Σελ. 65
<i>Γράφημα 8: Διάγραμμα μέσης συγκέντρωσης PFAS (2013-2025).</i>	Σελ. 67
<i>Γράφημα 9: Ενδεικτική βιβλιογραφική αποδοτικότητα προηγμένων τεχνολογιών απομάκρυνσης PFAS από πόσιμο νερό.</i>	Σελ. 74

Κατάλογος Εικόνων

Εικόνα 1: Ζώνες ρύπανσης PFAS στην Περιφέρεια Βένετο. Οι επαρχίες Βι- τσέντσα, Πάδοβα και Βερόνα ταξινομήθηκαν σε τρεις ομάδες βάσει επιπέδων ρύπανσης: «Κόκκινη», «Πορτοκαλί» και «Κίτρινη» ζώνη· η Κόκκινη ζώνη καλύπτει ~180 km ² .	Σελ. 54
Εικόνα 2: Η Κόκκινη Ζώνη του Προγράμματος Υγειονομικής Επιτήρησης (PFAS) στο Βένετο.	Σελ. 55

Κατάλογος Πινάκων

<i>Πίνακας 1: Μέσες συγκεντρώσεις PFOA/PFOS ανά έτος στο πόσιμο νερό</i>	Σελ. 63
<i>Πίνακας 2: Μέσες συγκεντρώσεις επιλεγμένων PFAS ανά έτος στα υπόγεια ύδατα</i>	Σελ. 67

Πίνακας Συντμήσεων

Συντομογραφία	Πλήρης ονομασία & περιγραφή
PFAS	Per- and polyfluoroalkyl substances. Χημική οικογένεια με χιλιάδες συνθετικές ενώσεις που χρησιμοποιούνται ευρέως σε προϊόντα για την απόκρουση νερού, γράσου και λεκέδων.
PFCA	Perfluoroalkyl carboxylic acids (ή <i>perfluoroalkyl carboxylates</i>). Υποομάδα των PFAS που περιλαμβάνει τα περφθορο-αλκυλοκαρβοξυλικά οξέα.
PFSA	Perfluoroalkyl sulfonic acids (ή <i>perfluoroalkyl sulfonates</i>). Υποομάδα PFAS που περιλαμβάνει τα περφθορο-αλκυλοσουλφονικά οξέα.
PFBA	Perfluorobutanoic acid (ή <i>perfluorobutanoate</i>). Τετραανθρακικό περφθορο-αλκυλοκαρβοξυλικό οξύ.
PFBS	Perfluorobutane sulfonic acid (ή <i>perfluorobutane sulfonate</i>). Τετραανθρακικό περφθορο-αλκυλοσουλφονικό οξύ.
PFPeA	Perfluoropentanoic acid (ή <i>perfluoropentanoate</i>). Πενταανθρακικό περφθορο-αλκυλοκαρβοξυλικό οξύ.
PFPeS	Perfluoropentane sulfonic acid (ή <i>perfluoropentane sulfonate</i>).
PFHxA	Perfluorohexanoic acid (ή <i>perfluorohexanoate</i>).
PFHxS	Perfluorohexane sulfonic acid (ή <i>perfluorohexane sulfonate</i>).
PFHpA	Perfluoroheptanoic acid (ή <i>perfluoroheptanoate</i>).
PFHpS	Perfluoroheptane sulfonic acid (ή <i>perfluoroheptane sulfonate</i>).
PFOA	Perfluorooctanoic acid (ή <i>perfluorooctanoate</i>). Μακράς αλυσίδας PFCA που χρησιμοποιείται στη βιομηχανία και ταξινομείται ως PFAS.
PFOS	Perfluorooctane sulfonic acid (ή <i>perfluorooctane sulfonate</i>). Μακράς αλυσίδας PFSA που ανήκει στην οικογένεια των PFAS.
PFNA	Perfluorononanoic acid (ή <i>perfluorononanoate</i>).
PFNS	Perfluorononane sulfonic acid (ή <i>perfluorononane sulfonate</i>).
PFDA	Perfluorodecanoic acid (ή <i>perfluorodecanoate</i>).
PFDS	Perfluorodecane sulfonic acid (ή <i>perfluorodecane sulfonate</i>).
PFUnA	Perfluoroundecanoic acid (ή <i>perfluoroundecanoate</i>).
PFUnS	Perfluoroundecane sulfonic acid (ή <i>perfluoroundecane sulfonate</i>).
PFDoA	Perfluorododecanoic acid (ή <i>perfluorododecanoate</i>).
PFDoS	Perfluorododecane sulfonic acid (ή <i>perfluorododecane sulfonate</i>).

Συντομογραφία	Πλήρης ονομασία & περιγραφή
PFECA	Per- or poly-fluoroalkyl ether carboxylic acids.
PFESA	Per- or poly-fluoroalkyl ether sulfonic acids.
FTOH	Fluorotelomer alcohols. Οικογένεια πτητικών φθοροτελομερών με υδροξυλομάδα, δρουν ως πρόδρομοι για περφθοροκαρβοξυλικά οξέα όπως το PFOA και το PFNA.
AOP	Advanced oxidation process. Γενικός όρος για διαδικασίες που παράγουν in situ δραστικές ρίζες κυρίως υδροξυλορίζες (OH) για την αποδόμηση οργανικών ρύπων σε συστήματα πόσιμου νερού ή λυμάτων.
EAOP	Electrochemical advanced oxidation process. Ηλεκτροχημική παραγωγή των AOPs στην οποία οι υδροξυλικές ρίζες δημιουργούνται στην επιφάνεια του ηλεκτροδίου μέσω οξείδωσης του νερού· χρησιμοποιούνται υλικά όπως διαμάντι-ντοπαρισμένο με βόριο (BDD) για την απομάκρυνση οργανικών ρύπων.
GAC	Granular activated carbon. Πορώδες μέσο προσρόφησης με πολύ μεγάλη εσωτερική επιφάνεια που χρησιμοποιείται στην επεξεργασία πόσιμου νερού.
PAC	Powdered activated carbon. Ενεργός άνθρακας σε μορφή λεπτής σκόνης· το ASTM ταξινομεί ως PAC τα σωματίδια που διέρχονται από κόσκινο 80 mesh (0,177 mm).
EBCT	Empty bed contact time. Μέτρο που περιγράφει τον χρόνο που το νερό βρίσκεται σε επαφή με το μέσο επεξεργασίας· ισούται με τον όγκο της κλίνης δια Adsorber διαιρεμένο με την παροχή.
IX	Ion exchange. Χημική διεργασία στην οποία ανταλλάσσονται ιόντα μεταξύ στερεού (ρητίνες ιοντοανταλλαγής) και διαλύματος για την απομάκρυνση ανεπιθύμητων ιόντων από το νερό.
AFFF	Aqueous film-forming foam. Αφρώδης πυροσβεστικός αφρός που περιέχει PFAS για την κατάσβεση πυρκαγιών καυσίμων (fuel fires).
NOM	Natural organic matter. Οργανικό υλικό που υπάρχει σε επιφανειακά ή υπόγεια ύδατα· περιλαμβάνει χουμικές και μη χουμικές κλασμάσεις όπως τα χουμικά και φουλβικά οξέα.
DOC	Dissolved organic carbon. Κλάσμα του οργανικού άνθρακα που ορίζεται λειτουργικά ως εκείνο που περνά από φίλτρο με πόρο 0,22–0,7 μm.
TOC	Total organic carbon. Αναλυτική παράμετρος που αντιπροσωπεύει τη συγκέντρωση οργανικού άνθρακα σε ένα δείγμα.

Συντομογραφία	Πλήρης ονομασία & περιγραφή
RO	Reverse osmosis. Διαδικασία καθαρισμού νερού που χρησιμοποιεί ημιπερατή μεμβράνη και πίεση για να ξεπεράσει την οσμωτική πίεση, αφαιρώντας διαλυμένες και αιωρούμενες ουσίες.
NF	Nanofiltration. Μembranιακή διεργασία με πόρους 1–10 nm· οι μεμβράνες έχουν μικρότερες οπές από την μικροδιήθηση και υπερδιήθηση αλλά μεγαλύτερες από την αντίστροφη όσμωση, χρησιμοποιούνται για αποσκλήρυνση και απολύμανση του νερού.
UF	Ultrafiltration. Μembranιακή διεργασία στην οποία η πίεση ή η διαφορά συγκέντρωσης κινεί το διάλυμα μέσω μιας ημιπερατής μεμβράνης· συγκρατεί τα αιωρούμενα στερεά και τις μεγάλες οργανικές ενώσεις και αφήνει να περάσει το νερό και οι χαμηλού μοριακού βάρους διαλυτές ουσίες.
MF	Microfiltration. Φυσική διεργασία στην οποία το νερό διέρχεται από μεμβράνη με μέγεθος πόρων ~0,1–10 μm ώστε να απομακρυνθούν μικροοργανισμοί και αιωρούμενα σωματίδια.
PTFE	Polytetrafluoroethylene. Συνθετικό φθοροπολυμερές τετραφθοροαιθυλενίου, γνωστό και ως Teflon· χημικά αδρανές υλικό με πολλές εφαρμογές.
PVDF	Polyvinylidene fluoride. Πολύ μη-αντιδραστικό θερμοπλαστικό φθοροπολυμερές που παράγεται από πολυμερισμό διφθοριδιενίου. Χρησιμοποιείται σε εφαρμογές υψηλής καθαρότητας με αντοχή σε διαλύτες και οξέα.
BMI / ΔΜΣ	Body Mass Index (Δείκτης Μάζας Σώματος). Μετράει τη μάζα σώματος σε σχέση με το ύψος: $BMI = \text{βάρος (kg)} / \text{ύψος}^2 (\text{m}^2)$. Χρησιμοποιείται ως δείκτης παχυσαρκίας.
HBM	Human biomonitoring. Μέθοδος που μετράει πόσο από ένα χημικό ή τα προϊόντα διάσπασής του υπάρχει σε ένα άτομο, συνήθως σε αίμα ή ούρα, αλλά και σε μαλλιά, νύχια ή μητρικό γάλα.
SMR	Standardized mortality ratio. Δείκτης επιδημιολογίας που εκφράζεται ως λόγος ή ποσοστό και συγκρίνει τη θνησιμότητα μιας ομάδας με εκείνη του γενικού πληθυσμού.
ARPAV	Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto. Περιφερειακή Υπηρεσία πρόληψης και προστασίας του περιβάλλοντος της Περιφέρειας Βένετο· ασχολείται με την προστασία, τον έλεγχο και την αποκατάσταση του περιβάλλοντος και την προαγωγή της δημόσιας υγείας.

Συντομογραφία	Πλήρης ονομασία & περιγραφή
VI	Vicenza (Provincia di Vicenza). Ο ιταλικός κωδικός επαρχίας για τη Βιτσέντσα είναι VI.
ECHA	European Chemicals Agency. Οργανισμός της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την ασφαλή χρήση των χημικών, υπεύθυνος για την εφαρμογή του κανονισμού REACH.
ITRC	Interstate Technology & Regulatory Council. Εθνικός συνασπισμός ρυθμιστικών αρχών περιβάλλοντος στις ΗΠΑ που ιδρύθηκε το 1995 για να επιταχύνει την υιοθέτηση καινοτόμων τεχνολογιών.
EPA	U.S. Environmental Protection Agency. Ομοσπονδιακός φορέας προστασίας του περιβάλλοντος στις Ηνωμένες Πολιτείες.
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Αμερικανικός οργανισμός δημόσιας υγείας που ερευνά τις επιπτώσεις επικίνδυνων ουσιών.
EFSA	European Food Safety Authority. Ευρωπαϊκή αρχή που αξιολογεί και επικοινωνεί τους κινδύνους της ασφάλειας τροφίμων.
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals. Ευρωπαϊκός κανονισμός για την καταχώριση και διαχείριση χημικών ουσιών, που εφαρμόζεται από τον ECHA.
FOSA / PFOSA	Perfluorooctane sulfonamide. Πρόδρομη ένωση του PFOS που ανήκει στην οικογένεια PFAS.
TOC	Total organic carbon. Αναλυτικός δείκτης της ποσότητας οργανικού άνθρακα σε ένα δείγμα νερού, μετρούμενος με οξείδωση και ανάλυση.

Περίληψη

Η διπλωματική εργασία εξετάζει την ρύπανση των υδατικών πόρων από τις υπερ- και πολυφθοριωμένες αλκυλιωμένες ουσίες (PFAS) στην Περιφέρεια Βένετο (Ιταλία) και αναλύει τόσο τα χαρακτηριστικά της ρύπανσης όσο και τις διαθέσιμες τεχνολογίες απομάκρυνσης. Τα PFAS αποτελούν μια πολύ μεγάλη ομάδα χιλιάδων συνθετικών ενώσεων που χρησιμοποιούνται ευρέως σε βιομηχανικές διεργασίες και προϊόντα, διακρίνονται σε μη πολυμερείς (περφθοροαλκυλικά οξέα, όπως PFOA και PFOS) και πολυμερείς μορφές (φθοροπολυμερή) και παρουσιάζουν εξαιρετική χημική σταθερότητα λόγω του ισχυρού δεσμού C–F. Στη διεθνή επιστημονική βιβλιογραφία οι μη πολυμερείς PFAS ταξινομούνται περαιτέρω σε περφθοροαλκυλικά καρβοξυλικά οξέα (PFCAs) και περφθοροαλκανικές σουλφονικές ενώσεις (PFSAs)· για παράδειγμα, το υπερφθοροοκτανοϊκό οξύ (PFOA) ανήκει στα PFCAs και το υπερφθοροοκτανοσουλφονικό οξύ (PFOS) στις PFSAs. Η μεγάλη χρήση τους σε προϊόντα και η ανθεκτικότητά τους οδήγησαν στον χαρακτηρισμό τους ως «αιώνιες χημικές ουσίες».

Στο δεύτερο κεφάλαιο παρουσιάζονται οι διαθέσιμες τεχνολογίες για την αντιμετώπιση των PFAS. Οι μέθοδοι διακρίνονται σε τεχνολογίες καταστροφής/αποδόμησης (π.χ. αποτέφρωση, φωτολυτικές και προχωρημένες οξειδωτικές διεργασίες) και σε τεχνολογίες διαχωρισμού, οι οποίες μεταφέρουν τους ρύπους σε άλλη φάση χωρίς να τους διασπούν. Οι πιο ώριμες λύσεις για την επεξεργασία πόσιμου νερού είναι ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας (GAC) και οι ρητίνες ιοντοανταλλαγής (IX). Ο GAC αξιοποιεί την υψηλή εσωτερική επιφάνεια και το πορώδες του άνθρακα για να προσροφά τους ρύπους, ενώ η ιοντοανταλλαγή είναι μια διαδικασία κατά την οποία ιόντα ανάμεσα σε στερεή ρητίνη και το διάλυμα ανταλλάσσονται, επιτρέποντας την απομάκρυνση αλάτων και ιόντων PFAS. Οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης (AOPs) είναι αποτελεσματικές για αρκετούς οργανικούς ρύπους ωστόσο η εφαρμογή τους στα PFAS παρουσιάζει σημαντικούς περιορισμούς. Οι συμβατικές διεργασίες που βασίζονται κυρίως σε υδροξυλορίζες δεν επιτυγχάνουν επαρκή αποδόμηση των ιδιαίτερα σταθερών δεσμών άνθρακα φθορίου, γεγονός που περιορίζει την αποτελεσματικότητά τους για την πλήρη καταστροφή των PFAS. Συνολικά, καμία μέθοδος δεν αποτελεί πανάκεια· απαιτείται συνδυασμός τεχνολογιών ώστε να απομακρυνθούν τόσο τα PFAS μεγάλης αλυσίδας, που προσροφώνται εύκολα, όσο και τα βραχείας αλυσίδας, τα οποία διαφεύγουν από τα φίλτρα.

Η μεθοδολογία της μελέτης στηρίχθηκε σε σχεδιασμό μελέτης περίπτωσης και σε εκτενή ανάλυση επίσημων ανοικτών δεδομένων περιβαλλοντικής παρακολούθησης της ARPAV τα οποία αποτελούν πρωτογενείς μετρήσεις του αρμόδιου περιβαλλοντικού φορέα. Το ανοικτό σύνολο

δεδομένων της ARPAV περιλαμβάνει 21.006 δειγματοληψίες νερού (2013–2025) από υπόγεια, επιφανειακά νερά και πηγές. Στην παρούσα εργασία εφαρμόστηκε καθαρισμός, εναρμόνιση των δεδομένων και περιγραφική στατιστική ανά τύπο νερού, επαρχία και χημικό είδος, καθώς και χαρτογράφηση των τάσεων. Οι εκθέσεις και η «γκρίζα» βιβλιογραφία αξιοποιήθηκαν συμπληρωματικά για επαλήθευση των ευρημάτων και την κατανόηση των υδρογεωλογικών συνθηκών.

Στο Κεφάλαιο 4 αναλύεται σε βάθος η μελέτη περίπτωσης της Περιφέρειας Βένετο. Η ρύπανση εντοπίζεται κυρίως στους υπόγειους υδροφορείς της επονομαζόμενης «κόκκινης ζώνης», μιας περιοχής ~190 km² στις επαρχίες Βιτσέντσα-Βερόνα-Πάδοβα, όπου το εργοστάσιο φθοροχημικών Miteni διοχέτευε PFAS στα υδροφόρα στρώματα. Τα πρώτα χρόνια (2013) ανιχνεύθηκαν πολύ υψηλές συγκεντρώσεις στα υπόγεια νερά (διάμεσος PFOA 319 ng/L, PFBA 123 ng/L, PFBS 91 ng/L). Η εγκατάσταση φίλτρων GAC στις υδρεύσεις επέτρεψε σημαντική μείωση, όμως ο υδροφορέας διατηρεί ακόμη υψηλές μέσες τιμές (π.χ. PFOA 348 ng/L) και ακραίες τιμές άνω των 18.000 ng/L, ενώ τα βραχείας αλυσίδας PFAS (PFBA, PFBS, PFPeA) παραμένουν σε αισθητές συγκεντρώσεις. Οι επιφανειακές δειγματοληψίες (8.197 δείγματα) εμφανίζουν χαμηλότερους μέσους όρους αλλά υψηλές μέγιστες τιμές και μεγάλη χωρική ετερογένεια· ποταμοί όπως ο Bacchiglione και ο Fratta-Gorzone μεταφέρουν σημαντικά φορτία PFAS προς την Αδριατική. Στο πόσιμο νερό, οι δημόσιες γεωτρήσεις παρουσίασαν το 2013 διάμεσες τιμές PFOA 546 ng/L και PFBS 183 ng/L· μετά το 2018 τα περισσότερα δείγματα βρίσκονται κάτω από τα όρια ανίχνευσης, αλλά ιδιωτικά πηγάδια εξακολουθούν να εμφανίζουν άθροισμα PFAS 2.428–2.593 ng/L. Το εργοστασιακό υγρό απόβλητο, μέσω του συλλεκτήρα A.Ri.C.A., αποτέλεσε τον κύριο φορέα εισαγωγής PFAS στο ποτάμιο σύστημα, επιβεβαιώνοντας ότι η βιομηχανία ήταν η βασική πηγή του προβλήματος.

Το Κεφάλαιο 5 συζητά τα ευρήματα και επισημαίνει τις επιπτώσεις στην υγεία. Παρά τη μείωση των συγκεντρώσεων στο δημόσιο δίκτυο, οι υπόγειοι υδροφορείς και πολλοί ιδιωτικοί υδροληψίες παραμένουν ρυπασμένοι· οι βραχείας αλυσίδας PFAS είναι πιο διακινητικές, γεγονός που δυσκολεύει την απορρύπανση. Οι κάτοικοι της κόκκινης ζώνης εκτέθηκαν επί δεκαετίες σε PFAS και παρουσιάζουν από τις υψηλότερες συγκεντρώσεις αίματος παγκοσμίως. Επιδημιολογικές μελέτες συνδέουν την έκθεση με αυξημένη ολική και LDL χοληστερόλη, υπέρταση, μεταβολικό σύνδρομο, ηπατικές και νεφρικές δυσλειτουργίες, διαταραχές της αναπαραγωγής και αυξημένο κίνδυνο καρκίνου· επιπλέον αναδεικνύονται ψυχοκοινωνικές επιπτώσεις, όπως αίσθημα αποκλεισμού και άγχος στον πληθυσμό. Η σύγκριση με διεθνείς περιπτώσεις (ΗΠΑ, Σουηδία, Ολλανδία) δείχνει ότι το Βένετο είναι μία από τις πιο σοβαρές κρίσεις

PFAS· η διαφορετικότητα των ρυθμιστικών ορίων ανά χώρα υπογραμμίζει την ανάγκη για παγκόσμια εναρμόνιση και αυστηρότερα πρότυπα.

Στο τελευταίο κεφάλαιο συνοψίζονται τα πορίσματα και διατυπώνονται προτάσεις. Η ρύπανση του Βένετο οφείλεται κυρίως στη βιομηχανική δραστηριότητα και την ανεπαρκή επεξεργασία των αποβλήτων. Παρά τις βελτιώσεις, οι υπόγειοι υδροφορείς συνεχίζουν να φέρουν υψηλά φορτία PFAS, ιδίως βραχείας αλυσίδας, ενώ η κακή παρακολούθηση ιδιωτικών πηγαδιών εγκυμονεί κινδύνους. Για την αποτελεσματική αντιμετώπιση απαιτούνται: (α) συστηματική χαρτογράφηση όλων των πιθανών πηγών με διεύρυνση του δικτύου δειγματοληψιών, (β) συνδυαστική χρήση φίλτρων GAC και ιοντοανταλλαγής, με στοχευμένη αξιοποίηση μεμβρανικών διεργασιών όπου απαιτείται υψηλότερη απομάκρυνση και αξιολόγηση αναδυόμενων τεχνολογιών καταστροφής κυρίως για τη διαχείριση συμπυκνωμένων ρευμάτων, (γ) αντικατάσταση των PFAS σε βιομηχανικές εφαρμογές με ασφαλέστερα υλικά, (δ) υιοθέτηση αυστηρότερων ρυθμιστικών ορίων σύμφωνα με τις διεθνείς βέλτιστες πρακτικές και (ε) ιατρική παρακολούθηση και οικονομική στήριξη των πληγέντων. Η εργασία καταδεικνύει ότι η διατήρηση της καλής ποιότητας του νερού προϋποθέτει συλλογική προσπάθεια δημόσιων φορέων, βιομηχανίας και κοινωνίας, καθώς και συνεχείς επενδύσεις σε καινοτόμες τεχνολογίες καθαρισμού και σε πολιτικές πρόληψης.

Λέξεις-Κλειδιά: *PFAS*: ρύπανση υπόγειων υδάτων, επεξεργασία πόσιμου νερού, κοκκώδης ενεργός άνθρακας (GAC), ιοντοανταλλαγή (IX), προχωρημένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs), Βένετο, Ιταλία, δημόσια υγεία

Abstract

The thesis examines the pollution of water resources by perfluoroalkyl substances (PFAS) in the Veneto Region (Italy) and analyzes both the characteristics of the pollution and the available removal technologies. PFAS are a very large group of thousands of synthetic compounds widely used in industrial processes and products, distinguished into non-polymeric (perfluoroalkyl acids, such as PFOA and PFOS) and polymeric forms (fluoropolymers) and exhibit exceptional chemical stability due to the strong C–F bond. In the international scientific literature, non-polymeric PFAS are further classified into perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs) and perfluoroalkyl sulfonic acids (PFSAs); for example, perfluorooctanoic acid (PFOA) belongs to PFCAs and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) to PFSAs. Their widespread use in products and their durability have led to their classification as "forever chemicals."

The second chapter presents the available technologies for dealing with PFAS. The methods are divided into destruction/degradation technologies (e.g., incineration, photolytic and advanced oxidation processes) and separation technologies, which transfer pollutants to another phase without breaking them down. The most mature solutions for drinking water treatment are granular activated carbon (GAC) and ion exchange resins (IX). GAC utilizes the high internal surface area and porosity of carbon to adsorb contaminants, while ion exchange is a process in which ions between solid resin and the solution are exchanged, allowing the removal of salts and PFAS ions. Advanced oxidation processes (AOPs) are effective for several organic contaminants; however, their application to PFAS presents significant limitations. Conventional hydroxyl-radical-based processes do not achieve sufficient degradation of the highly stable carbon–fluorine (C–F) bonds, which limits their effectiveness for complete PFAS destruction. Overall, no single method is a panacea; a combination of technologies is required to remove both long-chain PFAS, which are easily adsorbed, and short-chain PFAS, which escape filtration.

The methodology of the study was based on a case study design and an extensive analysis of official open environmental monitoring data provided by ARPAV. These data consist of primary measurements collected by the competent environmental authority. ARPAV's open PFAS dataset includes 21,006 water samples (2013–2025) from groundwater, surface water, and springs. The authors cleaned and harmonized the data, converted units, and replaced non-detectable values with half the detection limit. This was followed by descriptive statistics by water

type, province, and chemical species, as well as mapping of trends. Reports and gray literature were used to supplement the findings and understand the hydrogeological conditions.

Chapter 4 provides an in-depth analysis of the case study of the Veneto Region. Pollution is mainly found in the groundwater aquifers of the so-called "red zone," an area of ~190 km² in the provinces of Vicenza, Verona, and Padua, where the Miteni fluorochemical factory discharged PFAS into the aquifers. In the early years (2013), very high concentrations were detected in groundwater (median PFOA 319 ng/L, PFBA 123 ng/L, PFBS 91 ng/L). The installation of GAC filters in the water supply system has led to a significant reduction, but the aquifer still has high average values (e.g., PFOA 348 ng/L) and extreme values above 18,000 ng/L, while short-chain PFAS (PFBA, PFBS, PFPeA) remain at significant concentrations. Surface sampling (8,197 samples) shows lower averages but high maximum values and large spatial heterogeneity; Rivers such as the Bacchiglione and Fratta Gorzone carry significant PFAS loads to the Adriatic Sea. In drinking water, public wells showed median values of 546 ng/L for PFOA and 183 ng/L for PFBS in 2013; after 2018, most samples are below detection limits, but private wells still show a PFAS sum of 2,428–2,593 ng/L. Industrial wastewater, via the A.Ri.C.A. collector, was the main source of PFAS introduction into the river system, confirming that industry was the primary source of the problem.

Chapter 5 discusses the findings and highlights the health implications. Despite the reduction in concentrations in the public network, groundwater aquifers and many private water sources remain contaminated; short-chain PFAS are more mobile, making decontamination difficult. Residents of the red zone have been exposed to PFAS for decades and have some of the highest blood concentrations in the world. Epidemiological studies link exposure to increased total and LDL cholesterol, hypertension, metabolic syndrome, liver and kidney dysfunction, reproductive disorders, and increased cancer risk. In addition, psychosocial effects such as feelings of exclusion and anxiety in the population are highlighted. A comparison with international cases (USA, Sweden, Netherlands) shows that Veneto is one of the most serious PFAS crises; the diversity of regulatory limits per country highlights the need for global harmonization and stricter standards.

The final chapter summarizes the findings and makes recommendations. Pollution in Veneto is mainly due to industrial activity and inadequate waste treatment. Despite improvements, groundwater aquifers continue to carry high loads of PFAS, especially short-chain PFAS, while poor monitoring of private wells poses risks. Effective action requires: (a) systematic mapping

of all potential sources by expanding the sampling network, (b) the combined use of GAC and ion exchange filters, with targeted application of membrane processes where higher removal is required and further evaluation of emerging destruction technologies mainly for the management of concentrated PFAS-rich streams, (c) the replacement of PFAS in industrial applications with safer materials, (d) adopting stricter regulatory limits in line with international best practices; and (e) medical monitoring and financial support for those affected. The paper demonstrates that maintaining good water quality requires a collective effort by public authorities, industry, and society, as well as continuous investment in innovative purification technologies and prevention policies.

Keywords: groundwater pollution, drinking water treatment, granular activated carbon (GAC), ion exchange (IX), advanced oxidation processes (AOPs), Veneto, Italy, public health

Κεφάλαιο 1: Εισαγωγή

1.1 Υπερφθοριωμένες και πολυφθοριωμένες αλκυλιωμένες ουσίες (PFAS)

1.1.1 Ορισμός και κατηγορίες

Οι υπερ- και πολυφθοριωμένες αλκυλιωμένες ουσίες (PFAS) αποτελούν μια πολύ μεγάλη τάξη χιλιάδων συνθετικών χημικών που χρησιμοποιούνται σε πληθώρα εφαρμογών και προϊόντων, με κοινό χαρακτηριστικό τους ιδιαίτερα ισχυρούς δεσμούς C–F και, κατά συνέπεια, εξαιρετικά υψηλή επιμονή στο περιβάλλον. Πρόκειται για «ομπρέλα» ουσιών που έχει επεκταθεί σημαντικά τις τελευταίες δεκαετίες, καθώς η τεχνολογία και η αγορά ανέδειξαν νέες δομές και χρήσεις, από επιστρώσεις απόθησης νερού/λαδιού έως φθοροπολυμερή υψηλής απόδοσης. Η ευρωπαϊκή αρχή χημικών (ECHA) συνοψίζει ότι οι PFAS είναι μια μεγάλη ομάδα χιλιάδων συνθετικών ουσιών που απαντώνται σε όλη την κοινωνία και το περιβάλλον (European Chemicals Agency, 2024).

Η ορολογία και ο ορισμός τους εξελίχθηκαν σταδιακά. Σταθμό αποτέλεσε η εργασία των Buck et al. (2011), η οποία πρότεινε εναρμονισμένη ορολογία για την παγκόσμια επιστημονική, ρυθμιστική και βιομηχανική κοινότητα. Εκεί διασαφηνίζεται ότι «PFAS» είναι αλειφατικές ουσίες που περιέχουν τουλάχιστον ένα περφθοροαλκυλομόριο ($C_nF_{2n+1}-$), ενώ εισάγεται η διάκριση μεταξύ «περφθοροαλκυλιωμένων» (όπου όλα τα κατάλληλα άτομα υδρογόνου έχουν αντικατασταθεί από φθόριο) και «πολυφθοροαλκυλιωμένων» (όπου αυτό ισχύει για τουλάχιστον ένα, αλλά όχι για όλα τα άτομα άνθρακα). Η ίδια εργασία καθιέρωσε ευρέως τα ακρωνύμια για υποομάδες PFAS (π.χ. PFOA, PFOS) και έθεσε βάση για συνεπή χρήση ονοματολογίας.

Μετέπειτα, ο OECD, 2021 [Organisation for Economic Co-operation and Development] επικαιροποίησε και διεύρυνε το πλαίσιο, προτείνοντας το 2021 έναν αναθεωρημένο, δομικά τεκμηριωμένο ορισμό και πρακτικές οδηγίες ώστε ο όρος «PFAS» να καλύπτει συστηματικά το «σύμπαν» των σχετικών δομών. Σύμφωνα με τον ορισμό αυτό, ως PFAS χαρακτηρίζονται οι φθοριωμένες ουσίες που περιέχουν τουλάχιστον ένα πλήρως φθοριωμένο μεθυλικό ($-CF_3$) ή μεθυλενικό ($-CF_2-$) άτομο άνθρακα, χωρίς να συνδέεται με άτομα H, Cl, Br ή I. Η προσέγγιση αυτή βασίζεται στη μοριακή δομή και όχι αποκλειστικά σε καταλόγους μεμονωμένων ενώσεων, γεγονός που επιτρέπει την πιο συνεπή ταξινόμηση της ευρείας και συνεχώς αυξανόμενης ομάδας των PFAS. Με τον τρόπο αυτό, ο όρος PFAS καλύπτει τόσο τις καλά μελετημένες μη

πολυμερείς ενώσεις, όπως τα PFOA και PFOS, όσο και νεότερες ή λιγότερο μελετημένες φθοριωμένες δομές που ενδέχεται να έχουν περιβαλλοντικό ή ρυθμιστικό ενδιαφέρον.

Ως προς τις κατηγορίες, τα PFAS διακρίνονται σε πολυμερή ή μη πολυμερή. Στα πολυμερή PFAS ανήκουν τα φθοροπολυμερή (π.χ. PTFE, PVDF), πολυμερή περφθοροπολυαιθέρων και πολυμερή με πλευρικές φθοριωμένες αλυσίδες (side-chain fluorinated polymers). Στα μη πολυμερή PFAS ανήκουν κυρίως τα περφθοροαλκυλικά οξέα (PFAAs)—με δύο βασικές υποκατηγορίες: PFCAs (π.χ. PFOA) και PFSAs (π.χ. PFOS)—καθώς και πλήθος πρόδρομων (precursor) πολυφθοριωμένων ενώσεων (όπως οι φθοριωμένες αλκοόλες FTOHs ή σουλφοναμιδικοί εστέρες), οι οποίες μπορούν περιβαλλοντικά να μετασχηματιστούν σε PFAAs (Interstate Technology Regulatory Council, 2023).

Για ρυθμιστικούς και αξιολογικούς σκοπούς, τα PFAAs διακρίνονται συχνά σε μακράς και βραχείας αλυσίδας. Ο OECD (2021) ορίζει ως μακράς αλυσίδας τις PFCAs με ≥ 7 περφθοριωμένους άνθρακες και τις PFSAs με ≥ 6 περφθοριωμένους άνθρακες. Ο διαχωρισμός αυτός χρησιμοποιείται εκτενώς γιατί συναρτάται με την περιβαλλοντική συμπεριφορά και τη βιοσυσσώρευση των ενώσεων.

Συμπληρωματικά, αξίζει να ξεκαθαριστούν ορισμένα όρια και «γκρίζες ζώνες» του ορισμού. Παρότι η European Chemicals Agency (2024) μιλά για «μεγάλη ομάδα χιλιάδων συνθετικών ουσιών» που συναντώνται ευρέως, οι τεχνικές λεπτομέρειες του τι ακριβώς περιλαμβάνεται ποικίλλουν ανά φορέα και σκοπό: ο Buck et al. (2011) πρότεινε εναρμονισμένη ορολογία με βάση την παρουσία ενός περφθοροαλκυλικού τμήματος ($C_nF_{2n+1}-$), ενώ το OECD (2021) υιοθέτησε μια δομικά θεμελιωμένη προσέγγιση ώστε ο όρος να εφαρμόζεται συνεκτικά σε ολόκληρο το «σύμπαν» των PFAS. Με άλλα λόγια, ο πρακτικός ορισμός εξαρτάται από το αν μιλάμε για επιστημονική ταξινόμηση, ρυθμιστική στόχευση ή διαχείριση κινδύνου.

Στις μη πολυμερείς PFAS, κεντρική θέση έχουν τα PFAAs (PFCAs και PFSAs), αλλά και ένα πλήθος πρόδρομων ενώσεων (π.χ. FTOHs, σουλφοναμιδικοί εστέρες) που περιβαλλοντικά/βιοτικά μετασχηματίζονται σε τελικά PFAAs—σημαντικό για την ερμηνεία παρατηρούμενων συγκεντρώσεων στο πεδίο. Ακόμα, καθιερώθηκε και ο πρακτικός διαχωρισμός «μακράς» έναντι «βραχείας» αλυσίδας (≥ 7 C για PFCAs και ≥ 6 C για PFSAs), ο οποίος χρησιμοποιείται εκτεταμένα σε αξιολογήσεις επιμονής, βιοσυσσώρευσης και ρύθμισης (OECD, 2021). Επιπλέον, τα πολυμερή PFAS (π.χ. PTFE, PVDF και πολυμερή με πλευρικές φθοριωμένες αλυσίδες) συχνά δεν ανιχνεύονται ως τέτοια στο περιβάλλον, αλλά ενδέχεται να «κουβαλούν» ή να εκπέμπουν μη πολυμερή PFAS και να φέρουν πλευρικές αλυσίδες που αποκόπτονται· γι’

αυτό και σε κατευθυντήριες οδηγίες (ITRC) γίνεται διακριτός χειρισμός πολυμερών/μη πολυμερών και ιδιαίτερη προσοχή στη νομενκλατούρα για να αποφεύγονται παρανοήσεις (π.χ. σύγχυση μεταξύ εμπορικών ονομάτων, ομάδων και μεμονωμένων ενώσεων) (OECD, 2021).

1.1.2 Φυσικοχημικές ιδιότητες και συμπεριφορά στο υδάτινο περιβάλλον

Τα PFAS, στον ευρύτερο ορισμό τους, περιλαμβάνουν και τις πολυμερείς πολυφθοροαλκυλικές ουσίες (φθοροπολυμερή) όπως το PTFE. Ωστόσο, το ρυθμιστικό ενδιαφέρον της EPA εστιάζει κυρίως στις μη πολυμερείς μορφές. Τα πολυμερή διαφέρουν ουσιαστικά από τα μικρά, μη πολυμερή μόρια: πρόκειται για πολύ μεγάλες αλυσίδες με εξαιρετικά υψηλά μοριακά βάρη—ενδεικτικά, οι αλυσίδες ρητίνης PTFE μπορούν να φτάνουν από ~10.000 έως και ~180.000 άτομα άνθρακα. Αντιθέτως, οι τυπικές μη πολυμερείς PFAS αποτελούνται από σύντομες αλυσίδες (περίπου 4–12 άνθρακες). Η πολύ μεγάλη αλυσίδα μειώνει τη «ευκινησία» ενός πολυμερούς και του προσδίδει ιδιότητες τελείως διαφορετικές από εκείνες των μικρών, μη πολυμερών μορίων. Έτσι, παρότι τόσο τα φθοροπολυμερή όσο και τα μη πολυμερή υπάγονται στην «ομπρέλα» των PFAS, η συμπεριφορά και τα χαρακτηριστικά τους αποκλίνουν σημαντικά (Zeus, 2019).

Ως προς τη φυσική κατάσταση, τα περισσότερα PFAS είναι στερεά σε θερμοκρασία δωματίου—συχνά κρυσταλλικά ή σε μορφή λεπτόκοκκης σκόνης. Εξαιρέσεις εμφανίζονται σε ενώσεις με βραχύτερη ανθρακική αλυσίδα (π.χ. όξινες μορφές PFCA/PFSA, FTSA και FTOH με 4–6 άνθρακες), οι οποίες τείνουν να είναι υγρά υπό συνήθεις συνθήκες. Στο υδάτινο περιβάλλον, πολλά PFAS, ιδιαίτερα οι ιονικές μορφές τους παραμένουν σε σημαντικό βαθμό διαλυμένες στο νερό και μπορούν να μεταφέρονται σε μεγάλες αποστάσεις μέσω υπόγειων και επιφανειακών υδάτων. Η κινητικότητά τους εξαρτάται από παράγοντες όπως το μήκος της φθοριωμένης αλυσίδας, η λειτουργική ομάδα, η διαλυτότητα, το pH, η ιοντική ισχύς, η παρουσία οργανικού άνθρακα και η δυνατότητα προσρόφησης σε στερεές φάσεις ή σε διεπιφάνειες. Ιδιαίτερη σημασία έχει η διεπιφάνεια αέρα – νερού στη ζώνη ακόρεστης ροής, καθώς οι επιφανειοδραστικές ιδιότητες των PFAS μπορούν να επηρεάσουν την κατανομή, την καθυστέρηση και την μεταφορά τους στα υπόγεια νερά (Brusseau, 2018· Lyu et al., 2018· ITRC, 2023). Επιπλέον, όπως συμβαίνει γενικά στις οργανικές ενώσεις, τα σημεία τήξης και βρασμού αυξάνονται όσο μεγαλώνει το μήκος της φθοριωμένης αλυσίδας. Οι τιμές διαλυτότητας μπορεί να διαφέρουν αισθητά ανάλογα με τη μεθοδολογία προσδιορισμού, τη χημική μορφή (οξύ έναντι

άλατος), το pH, καθώς και αν πρόκειται για εμπειρικές μετρήσεις ή αποτελέσματα μοντελοποίησης (Interstate Technology & Regulatory Council, 2023).

Σύμφωνα με τον Capodaglio (2025), πολλά από τα καίρια χαρακτηριστικά των PFAS απορρέουν από τον εξαιρετικά ισχυρό δεσμό άνθρακα–φθορίου (C–F): ο δεσμός αυτός προσδίδει θερμική αντοχή και χημική αδράνεια/σταθερότητα. Είναι πολικός, με μερική αρνητική φόρτιση προς το φθόριο, και όταν η ανθρακική «ουρά» συνδυάζεται με όξινες λειτουργικές ομάδες (όπως καρβοξυλικά ή σουλφονικά οξέα), το μόριο αποκτά υψηλή οξύτητα. Παράλληλα, τα PFAS εμφανίζουν υδροφοβικές και λιποφοβικές επιφανειοδραστικές ιδιότητες—απωθούν τόσο το νερό όσο και τα λιπίδια—γεγονός που σχετίζεται με τη συμπεριφορά τους στις διεπιφάνειες. Ως αποτέλεσμα της ανθεκτικότητας και της κινητικότητάς τους (ιδίως για βραχύτερες αλυσίδες ή πρόδρομες ενώσεις), μπορούν να μεταφερθούν σε μεγάλες αποστάσεις από την πηγή εκπομπής και να επιμένουν στο περιβάλλον, με δυναμικό βιοσυσσώρευσης για ορισμένες υποομάδες. Στα φυσικά υδάτινα συστήματα, τα περισσότερα PFAS ανευρίσκονται κυρίως με τη μορφή ανιόντων.

Ακόμα, σύμφωνα με τους Rayne και Forest (2009) ο καθοριστικός παράγοντας για τις ιδιότητες των φθοριωμένων ενώσεων είναι, κατά κανόνα, το μήκος της περφθοροαλκυλικής αλυσίδας (C_nF_{2n+1} — ή $F(CF_2)_n$ —) περισσότερο απ’ ό,τι η λειτουργική ομάδα. Ενώσεις με αλυσίδες περίπου επτά–οκτώ ατόμων άνθρακα—όπως PFHxS, PFOA, PFOS, PFNA—εμφανίζουν πολύ χαμηλή επιφανειακή τάση, εντονότερη διαταραχή των κυτταρικών μεμβρανών, αυξημένη βιοσυσσώρευση και μεγάλο χρόνο ημίσειας ζωής στον οργανισμό. Για τους παραπάνω λόγους έχουν αποτελέσει και το αντικείμενο εκτενέστερης τοξικολογικής μελέτης, καθώς θεωρούνται πιο επιβλαβείς από τα αντίστοιχα μόρια βραχύτερης αλυσίδας. Όταν η αλυσίδα περιλαμβάνει λιγότερους από έξι άνθρακες, οι ενώσεις εξακολουθούν να είναι επίμονες, αλλά τείνουν να παρουσιάζουν σημαντικά μικρότερη βιοσυσσώρευση σε οργανισμούς, οικοσυστήματα και ανθρώπους. Πιο ειδικά, το υπερφθοροοκτανοϊκό οξύ (PFOA) και το υπερφθοροοκτανοσουλφονικό οξύ (PFOS) ανήκουν στις PFAA και είναι από τις πληρέστερα μελετημένες PFAS λόγω του συνδυασμού βιοσυσσώρευσης, επιμονής και τοξικότητας που παρουσιάζουν. Τα PFAA γενικά είναι εξαιρετικά σταθερά θερμικά και χημικά και ανθεκτικά σε αποικοδόμηση και οξείδωση. Θερμική αποσύνθεση αρχίζει συνήθως πάνω από $\sim 400^\circ\text{C}$, ενώ πλήρης ανόργανη μετατροπή παρατηρείται σε θερμοκρασίες $> 1000^\circ\text{C}$. Η θερμική σταθερότητα μειώνεται στα άλατα των PFAA και εξαρτάται από το κατιόν, με τα άλατα των PFSA να είναι γενικά σταθερότερα από τα αντίστοιχα άλατα των PFCA (Rayne & Forest, 2009).

Ωστόσο, η μελέτη των Hubert et al. (2023) έδειξε ότι στα υδατικά συστήματα τα περισσότερα PFAAs απαντώνται ως ανιόντα με υψηλή επιμονή, ενώ η κατανομή τους επηρεάζεται έντονα από το μήκος της περφθοροαλκυλικής αλυσίδας και τη λειτουργική ομάδα. Οι βραχείας αλυσίδας ενώσεις τείνουν να παραμένουν διαλυμένες και είναι περισσότερο κινητικές, ενώ οι μακράς αλυσίδας παρουσιάζουν μεγαλύτερη ροπή για προσρόφηση σε στερεή φάση (ιδίως όπου υπάρχει οργανικός άνθρακας) και για βιοσυσσώρευση. Ακόμα, βρέθηκε ότι η ισχύς της προσρόφησης αυξάνει γενικά με το μήκος αλυσίδας, ενώ σε αρκετά εδάφη/ιζήματα οι PFSAAs εμφανίζουν ισχυρότερη δέσμευση από ισομήκεις PFCAs—αν και υπάρχουν και αναλύσεις που βρίσκουν παρόμοια τάση μεταξύ των δύο ομάδων, υπογραμμίζοντας τον ρόλο του υποστρώματος και της χημείας διαλύματος. Ακόμα βρέθηκε, ένας κρίσιμος, “μη παραδοσιακός” μηχανισμός είναι η προσρόφηση στη διεπιφάνεια αέρα–νερού (AWI) μέσα στη ζώνη ακόρεστης ροής (vadose), η οποία μπορεί να αυξήσει σημαντικά τον παράγοντα καθυστέρησης και να επιμηκύνει τον χρόνο άφιξης στο υπόγειο νερό. Η διεπιφανειακή δράση είναι ευαίσθητη σε παραμέτρους όπως η ιοντική ισχύς, ο ανταγωνισμός μεταξύ μιγμάτων PFAS και η κοκκομετρία, ενώ έχει αποτυπωθεί τόσο σε εργαστηριακές/μοντελοποιητικές μελέτες όσο και σε πεδία με ιστορικές χρήσεις AFFF. Σχετικές παρατηρήσεις συνδέονται και με τον εμπλουτισμό PFAS σε αφρούς/μικροστρώμα επιφάνειας, που εξηγούν «ουρές» ρύπανσης και δυσκολίες στην πρόβλεψη έκπλυσης.

Επιπλέον, η χημεία διαλύματος τροποποιεί ουσιαστικά τις αλληλεπιδράσεις: σε υφάλμυρα/θαλάσσια περιβάλλοντα, η αυξημένη ιοντική ισχύς και τα πολυσθενή κατιόντα ενισχύουν τη προσρόφηση—χαρακτηριστικά, έχει παρατηρηθεί σημαντικά ισχυρότερη προσρόφηση PFOS σε θαλάσσια ιζήματα έναντι γλυκών νερών. Παράλληλα, οι πτητικότεροι πρόδρομοι (όπως τα FTOHs) μπορούν να μεταφερθούν ατμοσφαιρικά και να οξειδωθούν σε τελικά PFAAs, τροφοδοτώντας μακροχρόνια τις διαλυμένες συγκεντρώσεις και συμβάλλοντας σε καθυστερημένη έκπλυση κάτω από πηγές ρύπανσης (Singh et al., 2025).

1.1.3 Κύριες πηγές και οδοί/μηχανισμοί μεταφοράς στα υδάτινα συστήματα

Ο εκτεταμένος βιομηχανικός τους ρόλος και η χρήση τους σε πληθώρα καταναλωτικών προϊόντων έχουν οδηγήσει στη διάχυση των PFAS στο έδαφος και στα υδάτινα συστήματα, με αποτέλεσμα να ανιχνεύονται σήμερα σε μικροοργανισμούς, φυτά, ζώα και ανθρώπους ανά την υφήλιο — ακόμη και σε απομακρυσμένα οικοσυστήματα, όπως η Αρκτική και η Ανταρκτική.

Η ιδιαίτερη χημική τους δομή και η υψηλή σταθερότητα συμβάλλουν στο να εμφανίζουν ορισμένα PFAS βιοσυσσωρευση και τοξικότητα σε ζωικούς οργανισμούς, συμπεριλαμβανομένων των ανθρώπων (Wang et al., 2019).

Σε μελέτες υδρόβιων οικοσυστημάτων, οι συγκεντρώσεις PFOS που μετρήθηκαν σε ασπόνδυλα ήταν έως και χιλιαπλάσιες από εκείνες στο περιβάλλον νερό, ένδειξη έντονης βιοσυσσωρευσης· ωστόσο, για PFOS και PFOA δεν καταγράφηκε οξεία τοξικότητα (Sinclair et al., 2020). Παρά ταύτα, η βιβλιογραφία αποδίδει στην έκθεση σε PFAS —και ιδίως σε PFOS και PFOA— ένα εύρος πιθανών επιπτώσεων στην υγεία, με τα δύο αυτά μόρια να χαρακτηρίζονται ιδιαίτερα τοξικά και πιθανά καρκινογόνα. Ανταποκρινόμενοι σε αυτές τις ανησυχίες, οι αρμόδιες αρχές έχουν θεσπίσει πρόσφατα κατευθυντήριες γραμμές με γνώμονα την προστασία της δημόσιας υγείας, ενώ PFOS και PFOA (μαζί με τα άλατά τους) έχουν ενταχθεί στη Σύμβαση της Στοκχόλμης ως Έμμονοι Οργανικοί Ρύποι (POPs), δηλαδή ουσίες αυστηρού περιορισμού (Sinclair et al., 2020).

Ως αντικαταστάτες των μακράς αλυσίδας περφθοροαλκυλικών οξέων (PFAAs), τα PFAS βραχύτερης αλυσίδας —χαρακτηριστικά τα GenX και PFBS, που υποκατέστησαν τα PFOA και PFOS αντίστοιχα— έχουν εισαχθεί και χρησιμοποιούνται ευρέως την τελευταία δεκαετία. Ωστόσο, έρευνες καταδεικνύουν ότι τα βραχείας αλυσίδας PFAs όχι μόνο εμφανίζουν αντίστοιχη ανθεκτικότητα με τα μακράς αλυσίδας, αλλά φέρουν και χαρακτηριστικά που εγείρουν σοβαρούς προβληματισμούς για την υγεία και το περιβάλλον (Brendel et al., 2018).

Ακόμα, η υψηλή υδατοδιαλυτότητα πολλών PFAS ευνοεί τη μεταφορά τους μέσω εδάφους και υδάτων, επιτρέποντας να διανύουν μεγάλες αποστάσεις από τον τόπο παραγωγής ή χρήσης και να προκαλούν εκτός τοποθεσίας ρύπανση (Ross et al., 2018). Οι βασικές διεργασίες μετασχηματισμού περιλαμβάνουν αβιοτικές και βιοτικές οδούς αποδόμησης, ενώ η εξάτμιση είναι γενικώς περιορισμένη. Ιδίως, ο μετασχηματισμός πρόδρομων ενώσεων τροφοδοτεί έμμεσα τα PFAS στα εδάφη: για παράδειγμα, οι φθοροτελομερείς αλκοόλες (FTOHs) έχουν αναγνωριστεί ως σημαντική έμμεση πηγή, καθώς αποικοδομούνται σχηματίζοντας πολυφθοροαλκυλικά καρβοξυλικά οξέα (PFCAs) και, σε χαμηλότερες ποσότητες, άλλα PFCA ομόλογα (Kim et al., 2012). Οι ρυθμοί/οδοί βιοαποδόμησης των FTOH διαφοροποιούνται μεταξύ αερόβιων, ανοξικών και αναερόβιων συνθηκών: υπό αναερόβιες συνθήκες, η παραγωγή PFCA είναι συνήθως ανεπαρκής, αλλά δύνανται να προκύψουν πολυφθοριωμένα οξέα. Μετασχηματισμοί έχουν καταγραφεί και σε χερσαίους οργανισμούς: μικροβιώματα εδάφους, ρίζες σιταριού και γαιοσκώληκες έχουν δείξει παραγωγή PFDA, PFNA και PFOA (Zhao & Zhu, 2017). Στην ατμόσφαιρα,

αντιδράσεις με υπεροξειδικές ρίζες οδηγούν σε ομόλογα PFCA, συμβάλλοντας στην ευρεία παρουσία τους στα εδάφη (Ellis et al., 2004). Επιπλέον, λοιπά φθοριοτελομερή παράγωγα—όπως σουλφονικά και φωσφορικά φθοριοτελομερή, ακρυλικά φθοριοτελομερή και μονοεστέρες στεατικού οξέος—μπορούν να λειτουργήσουν ως πρόδρομοι των FTOH, τα οποία στη συνέχεια ακολουθούν τις ίδιες λογικής οδούς αποικοδόμησης (Zhao & Zhu, 2017).

Ανάμεσα στις πολλαπλές εφαρμογές των PFAS, το υδατικό συμπύκνωμα αφρώδους κατασβεστικού (AFFF) αναγνωρίζεται ως μία από τις σημαντικότερες οδούς εισόδου τους στο έδαφος και στα υδατικά συστήματα. Στα σκευάσματα AFFF ανιχνεύονται συχνότερα το PFOS, το PFOA και το PFHxS. Τα φθοριούχα AFFF Κατηγορίας Β χρησιμοποιούνται για την κατάσβεση πυρκαγιών εύφλεκτων υγρών—ιδίως σε χώρους εκπαίδευσης πυρόσβεσης, σε εγκαταστάσεις πυροσβεστικών σωμάτων, αερολιμένες και στρατιωτικές/αμυντικές υποδομές—με τους εν λόγω χώρους να συνδέονται συστηματικά με ρύπανση εδάφους, επιφανειακών υδάτων και υπόγειων υδροφορέων από PFAS. Πέρα από αυτές τις σημειακές πηγές, παρατηρείται και διάχυτη ρύπανση εδάφους και υπόγειων νερών μέσω της μεταφοράς PFAS από οικιακά προϊόντα και δραστηριότητες, με ενδιάμεσους φορείς τα βιοστερεά, τους σταθμούς επεξεργασίας λυμάτων και τις χωματερές (Bolan et al., 2021).

Όσον αφορά τους αφρούς πυρόσβεσης, αυτοί οι ειδικοί αφροί τύπου AFFF αποτελούν χαρακτηριστική σημειακή πηγή PFAS, με πιθανές εκπομπές σε όλα τα στάδια του κύκλου ζωής τους: αποθήκευση, χειρισμός/μεταφορά, χρήση και καθαρισμός μετά την επέμβαση. Μικρές διαρροές συμπυκνωμένου αφρού μπορεί να συμβούν λόγω κακής αποθήκευσης, απρόσεκτης μεταφοράς δοχείων ή κατά τη ρύθμιση/βαθμονόμηση του εξοπλισμού· αντίθετα, τα μεγαλύτερα φορτία συνήθως απελευθερώνονται σε πραγματικά συμβάντα πυρόσβεσης, όπου καταναλώνονται μεγάλοι όγκοι AFFF (Houtz & Sedlak, 2012). Επιπρόσθετα, κατακόρυφη διήθηση ή πλευρική υπερχειλίση από προσωρινές λεκάνες συλλογής νερών μολυσμένων με AFFF μετά από ασκήσεις εκπαίδευσης μπορεί να προκαλέσει διάχυτη ρύπανση στις γύρω περιοχές (Houtz & Sedlak, 2012). Ωστόσο, η ρύπανση εδαφών και υπόγειων υδροφορέων που συνδέεται με τη χρήση πυροσβεστικών αφρών έχει καταγραφεί διεθνώς, ιδιαίτερα σε αμυντικές εγκαταστάσεις, αεροδρόμια και κέντρα εκπαίδευσης. Ενδεικτικά, στην Αυστραλία βρίσκονται υπό διερεύνηση περίπου 90 τοποθεσίες για ρύπανση από PFAS λόγω συστηματικής χρήσης AFFF, ενώ στις ΗΠΑ έχουν αναφερθεί περίπου 26.000 μολυσμένες περιοχές, με πάνω από έξι εκατομμύρια ανθρώπους να επηρεάζονται μέσω του πόσιμου νερού (Darlington et al., 2018). Παρότι υφί-

στανται και μη AFFF πηγές PFAS, η κλίμακα και η σοβαρότητα της ρύπανσης γύρω από στρατιωτικούς χώρους καθιστούν τις περιοχές αυτές υψηλής προτεραιότητας για άμεση αξιολόγηση κινδύνου και ενέργειες αποκατάστασης.

Όσον αφορά τα αστικά λύματα και απόβλητα, οι χώροι διάθεσης απορριμμάτων, οι ΧΥΤΑ, οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων και τα παραγόμενα βιοστερεά λειτουργούν ως σημαντικές διάχυτες πηγές ρύπανσης εδάφους από PFAS. Ενδεικτικά, οικιακά λύματα με χαμηλές συγκεντρώσεις PFAS μπορούν να καταλήξουν στις μονάδες επεξεργασίας αστικών λυμάτων και, τελικά, να συσσωρευτούν στη λάσπη/στα βιοστερεά (Gallen et al., 2018). Σε ευρεία δειγματοληψία από 94 μονάδες των ΗΠΑ, οι Venkatesan & Halden (2013) κατέγραψαν μέσες συγκεντρώσεις: PFOS = 403 ± 127 ng/g, PFOA = 34 ± 22 ng/g, PFDA = 26 ± 20 ng/g. Στην Ελβετία, οι Sun et al. (2011) ανέφεραν συνολικά PFAS 28–637 ng/g στη λάσπη και PFOS 15–600 ng/g, ενώ σε σκανδιναβικά λύματα οι Kallenborn et al. (2004) βρήκαν σχετικά χαμηλά επίπεδα (0,6–15,2 ng/g). Για τη Σουηδία, αναφέρθηκαν εύρη 0,6–23,9 ng/g για PFOA και 1,6–54,8 ng/g για PFOS. Επιπλέον, εκτιμήσεις υποδηλώνουν ότι ετησίως ~2749–3450 kg συνολικών PFAS απαντώνται σε βιοστερεά στις ΗΠΑ, εκ των οποίων ~1375–2070 kg διατίθενται σε γεωργικές εκτάσεις μέσω εφαρμογών στο έδαφος (Venkatesan & Halden, 2013).

Η συστηματική χρήση/διάθεση βιοστερεών συνδέεται με κατακόρυφη μεταφορά PFAS στο έδαφος: οι Sepulvado et al. (2011) κατέγραψαν συσώρευση έως 120 cm βάθος και τιμές έως 483 ng/g σε γεωργικά εδάφη με μακροχρόνιες εφαρμογές βιοστερεών. Κοντά σε εγκαταστάσεις που διαχειρίζονται βιομηχανικά απόβλητα PFAS, οι Washington et al. (2010) μέτρησαν στο έδαφος έως 408 μg/kg PFOS και 312 μg/kg PFOA. Τα PFAS εισέρχονται στα δίκτυα αποχέτευσης και από βιομηχανικές πηγές—παραγωγή PFAS, κατασκευή φθοροπολυμερών, παραγωγή AFFF—γεγονός που επιβαρύνει περαιτέρω τη λάσπη.

Καθώς οι συμβατικές διεργασίες επεξεργασίας λυμάτων δεν απομακρύνουν αποτελεσματικά αυτές τις επίμονες ενώσεις, παρατηρούνται αλλαγές συγκεντρώσεων μεταξύ εισροής και εκροής. Η αύξηση ορισμένων PFAS στην εκροή αποδίδεται στην αποδόμηση πρόδρομων ενώσεων κατά την ενεργοποιημένη ιλύ (Houtz & Sedlak, 2012). Ενδεικτικά, μονάδες επεξεργασίας έχουν αναφέρει αύξηση 9–352% του PFOA στα λύματα σε σχέση με την εισροή, ενώ το PFOS συχνά μειώνεται λόγω υψηλών K_d που οδηγούν σε ισχυρή κατακράτηση στη λάσπη και, άρα, χαμηλότερες τελικές συγκεντρώσεις στο επεξεργασμένο νερό. Οι Becker et al. (2008) τεκμηρίωσαν ~20× αύξηση του PFOA από εισροή σε εκροή, με 10% (PFOA) και 50% (PFOS) επιπλέον να προσροφώνται στην ιλύ.

Όσον αφορά την υγειονομική ταφή, προϊόντα οικιακής χρήσης με υδρόφοβες/ανθεκτικές στους λεκέδες επιστρώσεις (π.χ. χαλιά) μπορούν, όταν καταλήγουν σε χώρους υγειονομικής ταφής, να εκλύουν PFAS. Τα συστατικά αυτά δύνανται να μεταφερθούν στα υπόγεια νερά μέσω των στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ ή να διασπείρονται στις γειτονικές χερσαίες περιοχές όταν η διαχείριση δεν είναι επαρκής. Πέρα από τα αστικά απορρίμματα, βιομηχανικά κατ'λοιπα όπως υφάσματα, δομικά υλικά και επιστρώσεις αποτελούν επίσης διάχυτες πηγές PFAS και συναφών χημικών όταν απορρίπτονται σε ΧΥΤΑ (Janousek et al., 2019).

1.2 Επιπτώσεις στη δημόσια υγεία

1.2.1 Οδοί έκθεσης και ευάλωτες ομάδες πληθυσμού

Στον γενικό πληθυσμό, η κατάποση αποτελεί τη βασική οδό έκθεσης σε PFAS: πόσιμο νερό που έχει μολυνθεί και τρόφιμα από μολυσμένα νερά ή εδάφη (π.χ. ψάρια, άγρια θηράματα, γαλακτοκομικά/κρέας από περιοχές με επιβάρυνση). Η National Academies (2022) συνοψίζει ότι εκτός επαγγελματικών χώρων, η πιο πιθανή κύρια οδός είναι η κατάποση, με το πόσιμο νερό να γίνεται η κυρίαρχη πηγή σε κοινότητες με επιβεβαιωμένη ρύπανση του υδροδοτικού δικτύου. Επίσης αναφέρονται μεταφορές μέσω σκόνης οικιακού περιβάλλοντος και υλικών επαφής με τρόφιμα.

Ενώ, η EPA (2021) απαριθμεί επιπλέον οδούς: κατανάλωση μολυσμένου νερού, κατανάλωση τροφής (ιδίως ψαριών), κατάποση εδάφους/σκόνης, εισπνοή αέρα που περιέχει PFAS, χρήση προϊόντων που τα περιέχουν (ή συσκευασιών που τα φέρουν), καθώς και επαγγελματική έκθεση (πυρόσβεση με AFFF, παραγωγή/επεξεργασία χημικών). Η ATSDR (2024) για κλινικούς τονίζει ότι η κατάποση τροφής/νερού είναι ο κύριος μηχανισμός και διευκρινίζει τότε το πόσιμο νερό αποτελεί την κύρια πηγή, προσφέροντας πρακτικές οδηγίες λήψης ιστορικού και συμβουλευτικής.

Όσον αφορά τις επαγγελματικές εκθέσεις (π.χ. παραγωγή/επεξεργασία χημικών, χρήση AFFF σε πυρόσβεση) μπορούν να υπερβαίνουν αισθητά τις εκθέσεις του γενικού πληθυσμού και να περιλαμβάνουν εισπνοή αερολυμάτων/σκόνης, δερματική επαφή και δευτερογενείς «take-home» μεταφορές στο οικιακό περιβάλλον. Σχετικές οδηγίες στοχεύουν σε ελέγχους και μετριασμό κινδύνου για τους εργαζομένους. Ιδιαίτερα ευάλωτες ομάδες είναι τα έμβρυα/βρέφη και τα παιδιά λόγω διαπλακουντιακής/γαλακτικής μεταφοράς και υψηλότερης πρόσληψης ανά

kg σωματικού βάρους. Η EFSA, λαμβάνοντας υπόψη τη σώρευση στον ορό, έχει ορίσει ομαδικό TWI 4,4 ng/kg bw/εβδομάδα (άθροισμα PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) με ειδικές αναφορές στη βρεφική/παιδική έκθεση. Πρακτικά για την εκτίμηση έκθεσης εξετάζονται: (α) προέλευση πόσιμου νερού (δημοτικό δίκτυο/ιδιωτικό φρέαρ), (β) διατροφικές συνήθειες με τοπικά ψάρια/θηράματα, (γ) εσωτερικό περιβάλλον (σκόνη/υλικά), και (δ) επαγγελματικό ιστορικό όπου συντρέχει. (CDC, 2024)

Η επίμονη παρουσία των PFAS στο περιβάλλον και η τάση τους να βιοσυσσωρεύονται έχουν εγείρει διεθνώς σημαντικές ανησυχίες για τις μακροπρόθεσμες επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία. Ήδη από το 2002, ο ΟΟΣΑ αξιολόγησε τον κίνδυνο του υπερφθοροοκτανοσουλφονικού οξέος (PFOS) και κατέληξε ότι πρόκειται για ουσία έμμονη, βιοσυσσωρευτική και τοξική για θηλαστικά, με αποδεικτικά στοιχεία για καρκινογένεση στο ήπαρ και στον θυρεοειδή επί αρουραίων (OECD, 2002). Η ίδια έκθεση ανέφερε επιδημιολογικές ενδείξεις συσχέτισης της ανθρώπινης έκθεσης σε PFOS με καρκίνο της ουροδόχου κύστης. Νεότερες μελέτες συσχέτισαν το PFOS με δυσμενείς μεταβολικές και ενδοκρινικές εκβάσεις—αυξημένη ολική χοληστερόλη, διαταραγμένο μεταβολισμό γλυκόζης, υψηλότερο ΔΜΣ, διαταραχές θυρεοειδικής λειτουργίας—καθώς και με στειρότητα και αυξημένο επιπολασμό ΔΕΠ-Υ (Saikat et al., 2013). Η EFSA έχει επισημάνει την κατανάλωση ψαριών ως κρίσιμη πηγή έκθεσης, εκτιμώντας παράγοντες βιοσυγκέντρωσης 1.000–4.000, ανάλογα με τη γεωγραφία και τη θέση στην τροφική αλυσίδα: στη βάση αυτών των ευρημάτων, οι χρήσεις PFOS περιορίστηκαν σε «βασικές» στην Ευρώπη από το 2006 και η ουσία εντάχθηκε στη Σύμβαση της Στοκχόλμης (2009) ως POP (EFSA, 2008).

Στις ΗΠΑ, η ανησυχία εντάθηκε όταν το CDC τεκμηρίωσε σχεδόν καθολική ανίχνευση PFOS στον ορό του γενικού πληθυσμού (~98%) το 2003. Μεταγενέστερα, εθνικά αντιπροσωπευτικά δεδομένα (2013–2014) έδειξαν ότι η έκθεση παρέμεινε σχεδόν καθολική για PFOS, PFOA, PFNA και PFHxS (Calafat et al., 2007). Παρότι τα επίπεδα PFOS και PFOA στον ορό μειώθηκαν μετά την εθελοντική παύση παραγωγής από μεγάλους κατασκευαστές στις αρχές των 2000s, οι ουσίες αυτές εξακολούθησαν να ανιχνεύονται σε σημαντικό τμήμα του πληθυσμού. Πειραματικά και επιδημιολογικά δεδομένα έχουν συνδέσει την έκθεση σε PFOS/PFOA με υπερχοληστερολαιμία, δυσλειτουργία θυρεοειδούς, υπέρταση, ελκώδη κολίτιδα και ορισμένες μορφές καρκίνου (Steenland et al., 2020). Τα παιδιά θεωρούνται ιδιαίτερα ευάλωτα: συστηματικές ανασκοπήσεις αναφέρουν συσχετίσεις προγεννητικής/παιδικής έκθεσης με δυσλιπιδαιμία, μειωμένη ανοσολογική απόκριση σε εμβολιασμό, έκπτωση νεφρικής λειτουργίας και χαμηλότερη ηλικία εμμηναρχής (Steenland et al., 2020).

Η διεθνής ανησυχία για την επιμονή των PFAS οδήγησε στη σταδιακή κατάργηση PFOS και PFOA από μεγάλους παραγωγούς στις αρχές της δεκαετίας του 2000, γεγονός που συσχετίστηκε με μείωση των επιπέδων τους στον ανθρώπινο ορό (Sunderland et al., 2019). Ωστόσο, η υποκατάστασή τους με άλλα PFAS, περιλαμβανομένων βραχύτερης αλυσίδας (π.χ. PFBS) και προδρόμων μακράς αλυσίδας όπως το GenX, δεν σήμανε και απουσία κινδύνου: αξιολογήσεις τοξικότητας της EPA (2018) για GenX και PFBS κατέδειξαν συνδέσεις με βλάβες σε νεφρά, ήπαρ, ανοσοποιητικό και αναπαραγωγικό σύστημα, καθώς και επιδράσεις στην ανάπτυξη.

Τα διαθέσιμα στοιχεία υποδεικνύουν ότι οι PFAS ενδέχεται να επιδρούν σε πολλαπλά συστήματα του οργανισμού. Έρευνες έχουν συσχετίσει την έκθεση με μειωμένο βάρος γέννησης και αυξημένη υπογονιμότητα (Fei et al., 2009), διαταραχές θυρεοειδούς λειτουργίας και, για το PFOA ειδικότερα, με αυξημένο κίνδυνο ορισμένων καρκίνων στον άνθρωπο (Chang et al., 2014). Άλλες μελέτες έχουν συνδέσει την έκθεση σε μακράς αλυσίδας PFAS (PFOA, PFOS, PFHxS) με πρωιμότερη εμμηνόπαυση στις γυναίκες και με αλλαγές στη νευροαναπτυξιακή πορεία παιδιών (π.χ. αυξημένη παρορμητικότητα, καθυστέρηση εφηβείας) (Knox et al., 2011). Παράλληλα, το τοξικολογικό προφίλ των βραχείας αλυσίδας PFAS παραμένει λιγότερο σαφές: αν και συχνά θεωρούνται «ηπιότερα», πειραματικές μελέτες αναφέρουν ανεπιθύμητες ενέργειες. Για παράδειγμα, υψηλές δόσεις PFBA συνδέθηκαν με αύξηση μάζας θυρεοειδούς/ήπατος, ιστολογικές αλλοιώσεις, μεταβολές θυρεοειδικών ορμονών, μείωση χοληστερόλης και καθυστέρηση ανάπτυξης/αιμοποίησης (Chang et al., 2014), ενώ σε μελέτες ιστών παρατηρήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις PFBA σε πνεύμονες και νεφρά σε σύγκριση με PFOS (Herzke et al., 2012). Για το PFBS έχουν περιγραφεί μειωμένο σωματικό βάρος, καθυστέρηση ανάπτυξης και δυσμενείς αναπαραγωγικές/θυρεοειδικές επιδράσεις, ενώ για το PFHxA αναφέρονται γενικά χαμηλή οξεία βιολογική δραστηριότητα (Klaunig et al., 2015) αλλά και ανεπιθύμητα ευρήματα σε 90ήμερες δοκιμές (ηπατική οξείδωση, ηπατικές/θυρεοειδικές αλλοιώσεις) και ανίχνευση σε ήπαρ και εγκέφαλο. Ταυτόχρονα, PFBA ανιχνεύθηκε συχνότερα και σε υψηλότερες συγκεντρώσεις σε νεφρούς/πνεύμονες (Herzke et al., 2012; Krafft & Riess, 2015).

Οι ομάδες με υψηλότερη πιθανότητα ή βαρύτερες συνέπειες έκθεσης περιλαμβάνουν: (α) πληθυσμούς με ρυπασμένο πόσιμο νερό (δημοτικά δίκτυα ή ιδιωτικά φρέατα) και κοινότητες με στενή διατροφική εξάρτηση από τοπικά ψάρια/θηράματα· (β) έγκυες, έμβρυα/βρέφη και παιδιά, λόγω διαπλακουντιακής και γαλακτικής μεταφοράς και μεγαλύτερης πρόσληψης ανά κιλό σωματικού βάρους· (γ) άτομα με επαγγελματική έκθεση (π.χ. πυροσβέστες που χρησιμοποιούν AFFF, εργαζόμενοι σε παραγωγή/επεξεργασία χημικών). Η National Academies Press (2022)

επισημαίνει ότι, εκτός εργασιακών χώρων, η κατάποση (ιδίως πόσιμου νερού σε ρυπασμένες κοινότητες) είναι συνήθως η κυρίαρχη οδός. Προτείνει επίσης κλινική ιεράρχηση του κινδύνου και πρακτικές συμβουλές για μείωση της έκθεσης (π.χ. αλλαγή πηγής νερού) σε εγκύους/γονείς βρεφών. Ακόμα, καταγράφει συμπληρωματικά την έκθεση από τρόφιμα, σκόνη/έδαφος, αέρα και καταναλωτικά προϊόντα και παρέχει οδηγίες λήψης έκθεσης - ιστορικού και συσχετίζει την έκθεση με κλινικά ευρήματα (χοληστερόλη, εμβολιαστική ανταπόκριση κ.ά.). Ενώ για τις επαγγελματικές εκθέσεις (πυρόσβεση, βιομηχανία) αναγνωρίζει αυξημένο κίνδυνο και ανάγκη στοχευμένων μέτρων ελέγχου. Σε επίπεδο ευαλωτότητας από τροφική οδό, η EFSA (2022) τεκμηριώνει ότι η δίαιτα—ιδίως τα ψάρια—μπορεί να συμβάλλει ουσιωδώς στην πρόσληψη τεσσάρων βασικών PFAS (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS) και θέτει ομαδικό TWI 4,4 ng/kg σ.β./εβδομάδα, με ιδιαίτερη έμφαση στην προστασία βρεφών/παιδιών.

1.2.2 Τεκμηρίωση κινδύνου και συσχετίσεις με δείκτες υγείας

Ιδιαίτερη βαρύτητα έχει το ανοσοτοξικολογικό σκέλος, καθώς πρόσφατες ανασκοπήσεις και μετα-αναλύσεις τεκμηριώνουν μειωμένη παραγωγή αντισωμάτων μετά από εμβολιασμό με αυξανόμενα επίπεδα PFAS στον ορό—εύρημα που θεωρείται το ισχυρότερο τεκμήριο για ανθρώπινη ανοσοτοξικότητα από PFAS (Crawford et al., 2023). Ειδικότερα, για την καρκινογένεση, ο υψηλά εκτεθειμένος πληθυσμός κατέληξε σε στατιστική σημαντικότητα μεταξύ PFOA και νεφρικού και ορχικού καρκίνου, αλλά και μεταξύ PFOA και υπερχοληστερολαιμίας, θυρεοειδοπάθειας, υπέρτασης κύησης/προεκλαμψίας και ελκώδους κολίτιδας—εύρημα που, αν και δεν γενικεύεται αυτόματα σε όλες τις συγκεντρώσεις/πληθυσμούς, βαρύνει στη στάθμιση κινδύνου (Steenland et al., 2020).

Ως νεότερες εξελίξεις που ενισχύουν το παραπάνω πλαίσιο, η National Academies Press (2022) προτείνουν πλέον στρωμάτωση κλινικής διαχείρισης βάσει του αθροίσματος PFAS στον ορό: για 2–<20 ng/mL συνιστάται στοχευμένη μείωση έκθεσης (όπου τεκμηριώνεται πηγή) και παρακολούθηση στο πλαίσιο της συνήθους φροντίδας, ενώ για ≥ 20 ng/mL συστήνεται ενεργότερη διαχείριση (λιπιδαιμικός έλεγχος, θυρεοειδική λειτουργία, συμβουλευτική σε εγκύους/γονείς βρεφών) και συνεκτίμηση μέτρησης PFAS στον ορό όταν η έκθεση είναι αυξημένη. Παράλληλα, το ανοσοτοξικολογικό σήμα έχει επιδεινωθεί καθώς μια πρόσφατη συστηματική ανασκόπηση/μετα-ανάλυση τεκμηριώνει μειωμένη αντισωματική απόκριση μετά τον εμβολιασμό με αυξανόμενα επίπεδα PFAS, εύρημα που αποτελεί από τα ισχυρότερα ανθρώπινα τεκμήρια δυσμενούς επίδρασης στο ανοσοποιητικό (Crawford et al., 2023).

Στο ογκολογικό σκέλος, Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (WHO) (2025) κατέταξε το PFOA ως καρκινογόνο για τον άνθρωπο (Ομάδα 1) και το PFOS ως πιθανώς καρκινογόνο (Ομάδα 2B), με «ισχυρά μηχανιστικά» τεκμήρια και περιορισμένες αλλά συνεπείς ενδείξεις για νεφρικό και ορχικό καρκίνο, συμπληρώνοντας τις διαπιστώσεις του για τους πληθυσμούς υψηλής έκθεσης. Ως ρυθμιστικός δείκτης του βάρους κινδύνου στην πράξη, η EPA ολοκλήρωσε (2024) δεσμευτικά όρια πόσιμου νερού: 4 ppt για PFOA/PFOS και πρόσθετα όρια/δείκτη κινδύνου για άλλα PFAS, τα οποία ευθυγραμμίζονται με την εκτίμηση ότι η έκθεση «μπορεί να είναι επιβλαβής» και αποσκοπούν στη μείωση του πληθυσμιακού κινδύνου.

1.3 Ρυθμιστικό πλαίσιο και όρια ποιότητας

Σε διεθνές, εθνικό και τοπικό επίπεδο έχουν αναληφθεί πρωτοβουλίες για τον περιορισμό της παραγωγής και της χρήσης PFAS, με σκοπό τη μείωση της ανθρώπινης έκθεσης. Τα μέτρα αυτά περιλαμβάνουν περιορισμούς στην παραγωγή/εισαγωγή, καθορισμό ανώτατων επιτρεπόμενων τιμών σε τρόφιμα και πόσιμο νερό, καθώς και κανόνες για την απόρριψη προϊόντων που περιέχουν PFAS. Παρά την πρόοδο, τα εφαρμοζόμενα πρότυπα διαφέρουν σημαντικά μεταξύ δικαιοδοσιών και δεν υφίσταται ενιαίο, συνεκτικό ρυθμιστικό πλαίσιο για ολόκληρη την κατηγορία. Εξακολουθεί επίσης να υπάρχει διαφωνία ως προς το επίπεδο ρύθμισης: κάποιοι εισηγούνται προσέγγιση ανά ουσία, ενώ άλλοι θεωρούν ότι, λόγω του μεγάλου πλήθους ενώσεων, των κοινών χημικών χαρακτηριστικών και της περιβαλλοντικής τους επιμονής, είναι πρακτικότερη η ρύθμιση των PFAS ως ευρύτερης κατηγορίας (Henry et al., 2018).

Η εντεινόμενη έρευνα γύρω από τις επιπτώσεις των PFAS στην υγεία έχει τροφοδοτήσει αυξημένη πολιτική κινητοποίηση. Ωστόσο, η αποτελεσματική χάραξη πολιτικής απαιτεί συστημική θεώρηση: κατανόηση της ιστορικής διαδρομής του ζητήματος και ενίσχυση των μηχανισμών ανατροφοδότησης που καθορίζουν την εφαρμογή πολιτικών, κανόνων και νόμων, ώστε να αποφεύγονται κενά και ασυνέχειες μεταξύ επιπέδων διακυβέρνησης (Daugbjerg & Kay, 2020).

Σε επίπεδο διεθνούς συνεργασίας, η Σύμβαση της Στοκχόλμης για τους Έμμοιους Οργανικούς Ρύπους θεωρείται κομβική παρέμβαση στην περιβαλλοντική υγεία. Η Σύμβαση εγκρίθηκε το 2001 και απέκτησε ισχύ διεθνούς δικαίου το 2004 (Stockholm Convention, 2019). Στόχος της είναι ο περιορισμός ή η εξάλειψη ουσιών με περιβαλλοντική επιμονή, δυνατότητα μεταφοράς

σε μεγάλες αποστάσεις, βιοσυσσώρευση και τοξικότητα. Στο πλαίσιο αυτό, το PFOS εντάχθηκε στον κατάλογο των έμμενων οργανικών ρύπων το 2009, ενώ στη συνέχεια εντάχθηκαν και άλλα σημαντικά PFAS, όπως το PFOA, τα άλατα και οι σχετιζόμενες ενώσεις του, καθώς και το PFHxS, τα άλατα και οι σχετιζόμενες ενώσεις του. Σε επίπεδο Ευρωπαϊκής Ένωσης, οι υποχρεώσεις που απορρέουν από τη Σύμβαση της Στοκχόλμης εφαρμόστηκαν αρχικά μέσω του Κανονισμού (ΕΚ) 850/2004 και στη συνέχεια μέσω του νεότερου Κανονισμού (ΕΕ) 2019/1021 για τους έμμενους οργανικούς ρύπους. Η ένταξη των PFOS, PFOA και PFHxS σε αυτά τα διεθνή και ευρωπαϊκά πλαίσια σημαίνει ότι η παραγωγή, η χρήση και η διάθεσή τους υπόκεινται σε αυστηρούς περιορισμούς, αν και οι εξαιρέσεις και ο τρόπος εφαρμογής μπορεί να διαφέρουν ανάλογα με την ουσία και τη χρήση (Stockholm Convention, 2019· Stockholm Convention, 2022· European Union, 2019). Παράλληλα, το πλαίσιο REACH έχει χρησιμοποιηθεί για τον περιορισμό επιμέρους PFAS ή ομάδων σχετιζόμενων ουσιών, όπως το PFOA, τα άλατά του και οι πρόδρομες ενώσεις του. Επιπλέον, η Ευρωπαϊκή Στρατηγική για τα Χημικά προωθεί μια πιο ολιστική προσέγγιση για τα PFAS, με στόχο τον περιορισμό τους ως ομάδας, εκτός από χρήσεις που θεωρούνται ουσιώδεις και για τις οποίες δεν υπάρχουν ακόμη ασφαλέστερες εναλλακτικές (European Commission, 2020· European Chemicals Agency, 2019).

Όσον αφορά το πόσιμο νερό, η αναδιατυπωμένη Οδηγία (ΕΕ) 2020/2184 εισάγει δύο παραμετρικές τιμές για τα PFAS οι οποίες είναι 0,10 µg/L για το «άθροισμα PFAS» (Sum of PFAS), δηλαδή 100 ng/L, και 0,50 µg/L για το «σύνολο PFAS» (PFAS Total), δηλαδή 500 ng/L. Η διάκριση αυτή είναι σημαντική, καθώς το «άθροισμα PFAS» αφορά συγκεκριμένο κατάλογο επιμέρους PFAS που αθροίζονται αναλυτικά, ενώ το «σύνολο PFAS» αποσκοπεί σε ευρύτερη εκτίμηση του συνολικού φορτίου PFAS στο πόσιμο νερό. Οι τιμές αυτές είναι υποχρεωτικές για τα κράτη-μέλη από τις 12 Ιανουαρίου 2026, στο πλαίσιο της εναρμονισμένης παρακολούθησης των PFAS στο πόσιμο νερό (European Union, 2020· European Commission, 2026).

Στον τομέα της διατροφικής έκθεσης, η EFSA καθόρισε ως ομαδική ανεκτή εβδομαδιαία πρόσληψη (Tolerable Weekly Intake, TWI) τα 4,4 ng/kg σωματικού βάρους ανά εβδομάδα για το άθροισμα τεσσάρων PFAS: PFOA, PFOS, PFNA και PFHxS. Η τιμή αυτή βασίζεται κυρίως σε επιδράσεις στο ανοσοποιητικό σύστημα και ειδικότερα στη μειωμένη απόκριση των παιδιών στον εμβολιασμό. Η προσέγγιση αυτή είναι σημαντική, επειδή αντιμετωπίζει τα συγκεκριμένα PFAS ως ομάδα ως προς τη συνολική διατροφική έκθεση και όχι αποκλειστικά ως μεμονωμένες ουσίες (EFSA, 2020).

Στις Ηνωμένες Πολιτείες, η U.S. EPA θέσπισε το 2024 τα πρώτα ομοσπονδιακά δεσμευτικά όρια για PFAS στο πόσιμο νερό. Τα ανώτατα επιτρεπόμενα επίπεδα ορίστηκαν σε 4,0 ng/L για το PFOA και 4,0 ng/L για το PFOS, ενώ για τα PFNA, PFHxS και HFPO-DA/GenX Chemicals ορίστηκαν στα 10 ng/L. Επιπλέον, η EPA εισήγαγε δείκτη κινδύνου (Hazard Index) για μίγματα που περιλαμβάνουν PFHxS, PFNA, HFPO-DA και PFBS (U.S. EPA, 2024).

Σε αντίθεση με το πόσιμο νερό, για το οποίο υπάρχουν πλέον συγκεκριμένες παραμετρικές τιμές για τα PFAS, η αξιολόγηση της ρύπανσης σε έδαφος, υπόγεια νερά και απόβλητα παραμένει πιο σύνθετη. Τα διαθέσιμα κριτήρια δεν είναι πλήρως εναρμονισμένα, καθώς κάθε χώρα ή φορέας μπορεί να λαμβάνει υπόψη διαφορετικές παραμέτρους, όπως τη χρήση της περιοχής, την πιθανή έκθεση του ανθρώπου, την έκπλυση των PFAS προς τους υδροφορείς και τον βαθμό κινδύνου που θεωρείται αποδεκτός. Έτσι, μια τιμή που έχει θεσπιστεί για την προστασία των υπόγειων νερών δεν έχει απαραίτητα την ίδια σημασία με μια τιμή που αφορά την άμεση επαφή με μολυσμένο έδαφος. Για τον λόγο αυτό, τα κριτήρια αυτά πρέπει να χρησιμοποιούνται κυρίως ως σημεία αναφοράς και να ερμηνεύονται πάντα μέσα στο αντίστοιχο εθνικό ή τοπικό πλαίσιο διαχείρισης κινδύνου (ITRC, 2023· EEA, 2024).

Η σύγκριση μεταξύ Ευρωπαϊκής Ένωσης, EFSA και U.S. EPA δείχνει ότι η αξιολόγηση κινδύνου μετακινείται σταδιακά από τη ρύθμιση μεμονωμένων ενώσεων προς πιο ομαδικές ή αθροιστικές προσεγγίσεις, ιδιαίτερα για ουσίες με κοινές ιδιότητες επιμονής και βιοσυσώρευσης. Για την παρούσα εργασία, τα όρια αυτά αποτελούν κρίσιμο πλαίσιο αναφοράς για την αξιολόγηση της ρύπανσης στο Βένετο και για τη συζήτηση της αποτελεσματικότητας των τεχνολογιών απομάκρυνσης στο πόσιμο νερό.

1.4 Σκοπός και καινοτομία της εργασίας

Σκοπός της εν λόγω εργασίας είναι να παραχθεί μια ολοκληρωμένη, εφαρμοστική αποτίμηση της ρύπανσης από PFAS στην Περιφέρεια Βένετο, που να συνδέει τεκμηριωμένα: (α) την παρουσία τους στο πόσιμο, υπόγειο και επιφανειακό νερό, (β) τις συναφείς επιπτώσεις στη δημόσια υγεία, και (γ) τη βέλτιστη επιλογή/προσαρμογή τεχνολογιών απομάκρυνσης στις πραγματικές συνθήκες της περιοχής. Ειδικότερα, ως επιμέρους στόχοι τίθενται οι εξής: Αρχικά, θα πραγματοποιηθεί χαρτογράφηση της ρύπανσης μέσω συγκέντρωσης, οργάνωσης και οπτικοποίησης των διαθέσιμων μετρήσεων PFAS στο πόσιμο, υπόγειο και επιφανειακό νερό του Βέ-

νετο, με χρήση πινάκων συχνοτήτων και απλών διαγραμμάτων (ιστογραμμάτων, ραβδογραμμάτων). Κατόπιν, οι καταγραφές αυτές θα συνδεθούν με τη δημόσια υγεία: θα γίνει στοχευμένη αντιστοίχιση των επιπέδων έκθεσης με βασικούς δείκτες υγείας και ομάδες αυξημένης ευαλωτότητας, σε άμεση αναφορά προς τη διεθνή βιβλιογραφία. Παράλληλα, θα αποτυπωθούν οι διαθέσιμες τεχνολογίες απομάκρυνσης (π.χ. αντίστροφη όσμωση/νανοδιήθηση, κοκκώδης ενεργός άνθρακας, ιοντοανταλλαγή) με συστηματική σύγκριση ως προς αποδοτικότητα, λειτουργικό κόστος, περιορισμούς και καταλληλότητα για τα τοπικά χαρακτηριστικά του νερού.

Στη συνέχεια, θα πραγματοποιηθεί συγκριτική αξιολόγηση της περίπτωσης Βένετο έναντι διεθνών μελετών, ώστε να αναδειχθούν ομοιότητες, διαφορές και γενικεύσιμες τάσεις. Με βάση τα κενά που θα εντοπιστούν στην τεκμηρίωση θα διατυπωθούν ιεραρχημένες προτάσεις πολιτικής και πράξης για τις υπηρεσίες ύδρευσης, τους φορείς δημόσιας υγείας και τις εμπλεκόμενες κοινότητες. Τέλος, θα παραχθούν παραδοτέα «έτοιμα προς χρήση» —συνοπτικοί πίνακες και διαγράμματα— που διευκολύνουν την άμεση αξιοποίηση των συμπερασμάτων από τους αρμόδιους φορείς.

Κεφάλαιο 2. Τεχνολογίες απομάκρυνσης των PFAS

Η απομάκρυνση των PFAS από το πόσιμο νερό αποτελεί αναγκαιότητα με καίρια σημασία για τη δημόσια υγεία. Η εκτεταμένη παρουσία τους τόσο στον άνθρωπο όσο και στα οικοσυστήματα έχει προκαλέσει έντονη ανησυχία, οδηγώντας στη διαμόρφωση κανονιστικών πλαισίων που προωθούν την έρευνα και την ανάπτυξη κατάλληλων τεχνολογιών αντιμετώπισης.

Οι συμβατικές φυσικοχημικές μέθοδοι (π.χ. κροκίδωση, συσσωμάτωση, καθίζηση, διήθηση) καθώς και οι βιολογικές διεργασίες (π.χ. ενεργοποιημένη ιλύς) αποδεικνύονται γενικά ανεπαρκείς για την αποτελεσματική απομάκρυνση PFAS από το νερό (Ahrens & Bundschuh, 2014). Αντίθετα, προηγμένες τεχνολογίες, όπως η προσρόφηση, οι μεμβρανικές διεργασίες και οι οξειδωτικές προσεγγίσεις, εμφανίζουν σαφώς υψηλότερη αποδοτικότητα. Η επιλογή της κατάλληλης μεθόδου απαιτεί στοχευμένη αξιολόγηση ως προς διαφορετικές κατηγορίες PFAS, δεδομένου ότι τα ιδιαίτερα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά τους επηρεάζουν σημαντικά την απόδοση της επεξεργασίας (Ahrens & Bundschuh, 2014). Παρά τη συνεχή ενίσχυση της ερευνητικής δραστηριότητας σε πόσιμο νερό και περιβαλλοντική αποκατάσταση, το διαθέσιμο σώμα δεδομένων εστιάζει κυρίως σε PFOS και PFOA, για άλλες υποομάδες, ιδίως ενώσεις μικρότερης ανθρακικής αλυσίδας που πλέον ανιχνεύονται συχνότερα, οι τεκμηριωμένες επιδόσεις είναι περιορισμένες, καθιστώντας δυσκολότερη την τεκμηριωμένη επιλογή της βέλτιστης διεργασίας.

Οι διαθέσιμες τεχνολογίες επεξεργασίας νερού για PFAS διαφοροποιούνται ως προς το στάδιο ωριμότητας (από πειραματικές έως ήδη εγκατεστημένες) και τον βαθμό πρακτικής εφαρμογής τους. Σε λειτουργικούς όρους, διακρίνονται σε δύο μεγάλες κατηγορίες: (α) τεχνολογίες που επιδιώκουν την καταστροφή/αποδόμηση των PFAS και (β) τεχνολογίες που τα απομακρύνουν/διαχωρίζουν από το υδάτινο μέσο, μειώνοντας τη συγκέντρωσή τους (Ross et al., 2018).

Στην πρώτη κατηγορία εντάσσονται διεργασίες όπως η αποτέφρωση, οι ηλεκτροχημικές μέθοδοι, οι προχωρημένες οξειδωτικές διεργασίες, η φωτόλυση και η σονόλυση, οι οποίες στοχεύουν στο «σπάσιμο» των δεσμών και την τελική ορυκτοποίηση των ρύπων. Στη δεύτερη κατηγορία ανήκουν λύσεις που μεταφέρουν τους PFAS σε άλλη φάση ή υλικό, όπως η προσρόφηση (π.χ. κοκκώδης ενεργός άνθρακας, GAC), η ιοντοανταλλαγή (IX), ο αφροδιαχωρισμός/οζοκλασμάτωση, η αντίστροφη ώσμωση και οι πολυμερικοί προσροφητές, καθώς και συμβατικές διεργασίες όπως η κροκίδωση. Στην πράξη, για την επεξεργασία πόσιμου νερού οι πιο διαδεδομένες επιλογές είναι ο GAC και οι ρητίνες IX (Ross et al., 2018).

Η καταλληλότητα κάθε μεθόδου εξαρτάται από τον στόχο ποιότητας (π.χ. αυστηρά ρυθμιστικά όρια για πόσιμο νερό έναντι υψηλότερων συγκεντρώσεων σε υπόγεια ύδατα) και από παραμέτρους όπως η χημεία των PFAS (αλυσιδένιο μήκος, λειτουργικές ομάδες), η σύσταση της υδατικής μήτρας και οι γεωλογικές/υδρογεωλογικές συνθήκες της εφαρμογής. Ορισμένες τεχνικές μπορεί να αποδίδουν σε υπόγεια ύδατα, αλλά να μην επιτυγχάνουν τα ιδιαίτερα χαμηλά όρια που απαιτούνται στο πόσιμο νερό (Ross et al., 2018).

Ως προς τον τρόπο εφαρμογής, οι τεχνολογίες διακρίνονται σε ex-situ και in-situ. Ex-situ θεωρείται η άντληση των υπόγειων υδάτων (π.χ. από παραγωγικές γεωτρήσεις) και η επεξεργασία τους στην επιφάνεια σε κατάλληλη μονάδα. Αντίθετα, in-situ είναι οι παρεμβάσεις μέσα στο υπέδαφος, όπως η έγχυση υλικών που δεσμεύουν ή ακινητοποιούν τους ρύπους στο πορώδες μέσο. Στη συνέχεια επικεντρωνόμαστε κυρίως σε λύσεις ex-situ, καθώς οι in-situ εφαρμογές παραμένουν περιορισμένες στην πράξη (ITRC & Interstate Technology & Regulatory Council, 2020).

2.1 Προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα

Η προσρόφηση με ενεργό άνθρακα διακρίνεται ανάλογα με τη μορφή του υλικού σε κοκκώδη ενεργό άνθρακα (GAC) και σε ενεργό άνθρακα σε σκόνη (PAC). Και οι δύο εκμεταλλεύονται την υψηλή ειδική επιφάνεια και το ανεπτυγμένο πορώδες του άνθρακα: οι ρύποι συγκρατούνται μέσα στους πόρους και πάνω στην επιφάνεια του προσροφητή (Ahrens & Bundschuh, 2014). Ο GAC χρησιμοποιείται ευρέως για την απομάκρυνση PFOS και PFOA από νερό, ενώ έχει εφαρμογές—αν και με μικρότερη αποτελεσματικότητα—και για άλλες PFAA. Μπορεί να ενσωματωθεί τόσο σε κεντρικές μονάδες επεξεργασίας όσο και σε οικιακές διατάξεις, λειτουργώντας αυτόνομα ή ως τμήμα πολυσταδιακού συστήματος.

Η μέθοδος με GAC για τα PFOS συχνά επιτυγχάνει απομακρύνσεις άνω του 90%. Αντίθετα, η απόδοση τείνει να είναι χαμηλότερη για το PFOA και φθίνει περαιτέρω για ενώσεις μικρότερης ανθρακικής αλυσίδας (π.χ. PFHxA, PFPeA, PFBS, PFBA) (Ross et al., 2018). Παρ' όλα αυτά, ο GAC για PFOA/PFOS έχει εφαρμοστεί επί περισσότερο από 15 έτη σε δεκάδες στρατιωτικές εγκαταστάσεις, καθώς και σε βιομηχανικούς χώρους και έργα ύδρευσης, αποδεικνύοντας ότι αποτελεί γενικά οικονομική και αποδοτική λύση (Westreich et al., 2018).

Η απομάκρυνση με GAC είναι κατ' ουσίαν διεργασία μεταφοράς μάζας: οι PFAS μετακινούνται από την υδατική φάση στη στερεή επιφάνεια του άνθρακα, χωρίς να λαμβάνει χώρα χη-

μική αποδόμηση ή μετασχηματισμός (ITRC, 2020). Ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας είναι ιδιαίτερα πορώδες υλικό που χρησιμοποιείται για καθαρισμό τόσο υγρών όσο και αερίων ρευμάτων. Η παραγωγή του περιλαμβάνει άλεση της πρώτης ύλης, διαμόρφωση κόκκων με κατάλληλο συνδετικό και θερμική ενεργοποίηση παρουσία ατμού. Αν και μπορούν να αξιοποιηθούν ποικίλες ανθρακούχες πρώτες ύλες, οι συνηθέστερες είναι ο λιθάνθρακας (ασφαλτούχος/υποβιταμικός/λιγνίτης), ο καρπός καρύδας και το ξύλο.

Στην πράξη, ο ασφαλτούχος άνθρακας έχει χρησιμοποιηθεί στη μεγάλη πλειονότητα των συστημάτων προσρόφησης για PFAS και τα δεδομένα δείχνουν ότι παρέχει υψηλότερη αποτελεσματικότητα, κάτι που αποδίδεται στη μεγαλύτερη πυκνότητα και στο ευνοϊκό προφίλ πόρων, οδηγώντας σε καλύτερη συγκράτηση ρύπων. Ο λιγνιτικός ενεργός άνθρακας, αντίθετα, είναι πιο εύθραυστος, με μειωμένη απόδοση κατά την αναγέννηση και αυξημένες απώλειες κόκκων κατά την έκπλυση (Μήτρακας, 2025). Παρ' όλα αυτά, υλικά καρύδας και ξύλου μπορούν επίσης να επιτύχουν ικανοποιητικές επιδόσεις (Μήτρακας, 2025). Τέλος, τόσο η πρώτη ύλη όσο και ο τρόπος ενεργοποίησης (ατμού υψηλής θερμοκρασίας ή χημική ενεργοποίηση) επηρεάζουν ουσιαστικά τις φυσικές ιδιότητες και, κατ' επέκταση, τη συμπεριφορά προσρόφησης του τελικού προϊόντος (Westreich et al., 2018).

Η απόδοση του GAC επηρεάζεται τόσο από τα χαρακτηριστικά του ίδιου του υλικού (π.χ. πόσοι και τι μεγέθους είναι οι πόροι), όσο και από το είδος, τη συγκέντρωση και τις φυσικοχημικές ιδιότητες των PFAS, καθώς και από την ποιότητα του νερού. Γι' αυτό είναι απαραίτητο να γίνονται προκαταρκτικές δοκιμές, ώστε να επιλεγεί ο καταλληλότερος τύπος GAC για κάθε εφαρμογή. Σύμφωνα με πρόσφατα ευρήματα, το pH του διαλύματος παίζει σημαντικό ρόλο: όταν το pH αυξάνεται, η ικανότητα προσρόφησης του GAC συνήθως μειώνεται. Επιπλέον, όσο μεγαλώνει το μοριακό βάρος της ένωσης που θέλουμε να αφαιρέσουμε, τόσο βελτιώνεται, κατά κανόνα, η απόδοση προσρόφησης (Son et al., 2020).

Όσον αφορά τη λειτουργία των συστημάτων, υπάρχουν προσωρινές και μόνιμες εγκαταστάσεις GAC που μπορούν να στηθούν γρήγορα και συνήθως δεν απαιτούν έντονη επίβλεψη, εφόσον δεν χρειάζεται βαριά προεπεξεργασία. Συνηθέστερα χρησιμοποιούνται δύο δοχεία σταθερής κλίνης σε σειρά: το πρώτο (lead) «τραβάει» το μεγαλύτερο φορτίο ρύπων και το δεύτερο (lag) λειτουργεί ως «δίκτυ ασφαλείας». Η ποιότητα ελέγχεται με δειγματοληψίες από την έξοδο κάθε δοχείου. Όταν η έξοδος του πρώτου δοχείου υπερβεί το αποδεκτό όριο (δηλαδή εμφανιστεί breakthrough), το πρώτο βγαίνει εκτός, το υλικό του αντικαθίσταται (με νέο ή θερμικά

επαναενεργοποιημένο GAC) και το δεύτερο μετατρέπεται σε πρώτο στη ροή. Το χρησιμοποιημένο GAC είτε αποστέλλεται για θερμική καταστροφή είτε για θερμική επαναενεργοποίηση ώστε να επαναχρησιμοποιηθεί. Με αυτή τη λογική «εναλλαγής» διατηρείται σταθερά η συμμόρφωση της εξόδου με τα όρια ποσιμότητας (ITRC, 2020).

Ο κορεσμένος κοκκώδης ενεργός άνθρακας (GAC) που έχει συγκρατήσει PFAS μπορεί να θερμικά επαναενεργοποιηθεί και να ξαναχρησιμοποιηθεί, κάτι που συχνά κοστίζει λιγότερο από την προμήθεια εντελώς νέου υλικού. Πρόσφατα δεδομένα δείχνουν ότι ορισμένα PFAA διασπώνται πάνω στην επιφάνεια του GAC ήδη από περίπου 700 °C κατά την επαναενεργοποίηση, ενώ για να καταστραφούν οι πιο πτητικές ενώσεις που βρίσκονται στη φάση του αέρα απαιτούνται περίπου 1.100 °C. Στην πράξη, οι κλίβανοι επαναενεργοποίησης διαθέτουν συνήθως μετακαυστήρες ελέγχου εκπομπών, οι οποίοι λειτουργούν πάνω από 1.100 °C. Άρα, ένας τυπικός κύκλος επαναενεργοποίησης (περίπου 800–1.000 °C στο στάδιο ενεργοποίησης του υλικού, και επιπλέον καύση στα καυσαέρια) θεωρείται κατάλληλος για GAC που έχει κορεστεί από PFAA (Ross et al., 2018).

Κάποιες μελέτες έχουν βρει ότι ο ενεργός άνθρακας σε σκόνη (PAC) μπορεί σε ορισμένες περιπτώσεις να αποδίδει καλύτερα από τον GAC, αλλά αυτό δεν ισχύει πάντα. Σημαντικό είναι ότι ο PAC συνήθως δεν επαναενεργοποιείται, οπότε το χρησιμοποιημένο υλικό δεν επιστρέφεται στον κατασκευαστή για ανάκτηση. Για αυτόν τον λόγο, σε συστήματα πλήρους κλίμακας και σε περιπτώσεις χρόνιας ρύπανσης, προτιμάται ο GAC, ενώ ο PAC προτείνεται για βραχυχρόνιες εφαρμογές ή για επείγουσες παρεμβάσεις μεγάλης έκτασης (π.χ. σε διαρροές) (Ross et al., 2018).

Οι Belkouteb et al., (2020) εξέτασαν την αφαίρεση διαφόρων PFAS από πόσιμο νερό σε μονάδα επεξεργασίας στην Ουσάλα. Η βασική τεχνολογία που χρησιμοποιείται είναι η προσρόφηση με GAC, με στόχο συμμόρφωσης στο όριο των 70 ng/L που έχει θέσει η US EPA. Στη μελέτη λειτούργησαν δέκα φίλτρα GAC με δύο τύπους υλικού (Filtrisorb® 400 και AquaSorb® 2000). Ειδικότερα, για το πρώτο φίλτρο της σειράς (GAC1-F400) αναφέρεται χρόνος επαφής κλίνης (EBCT) περίπου 17 λεπτά, και παρουσιάζονται τα αντίστοιχα αποτελέσματα απόδοσης (Belkouteb et al., 2020).

Η συνολική εικόνα από το πεδίο δείχνει ότι ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας (GAC) είναι βασικός μοχλός μείωσης PFAS, αλλά η απόδοσή του εξαρτάται έντονα από τον σχεδιασμό και το υλικό. Σε ευρεία αποτύπωση 25 μονάδων στις ΗΠΑ, οι Boone et al. (2019) κατέγραψαν μικρή μέση μείωση του συνολικού φορτίου (από ~21,4 σε ~19,5 ng/L) και στατιστικά σημαντικές

διαφορές μόνο σε 5 θέσεις, με υπέρβαση του ορίου US EPA (70 ng/L για PFOA+PFOS) σε μία μονάδα—παρότι ο GAC ήταν η κυρίαρχη τεχνολογία. Το εύρημα αυτό υποδηλώνει ότι ο «GAC από μόνος του» δεν εγγυάται πάντα μεγάλη πτώση: η αρχική ποιότητα, ο βαθμός κορεσμού και η διαστασιολόγηση του συστήματος παίζουν καθοριστικό ρόλο.

Πιο ελεγχόμενες εφαρμογές φωτίζουν τι χρειάζεται για σταθερή συμμόρφωση. Στη μονάδα Bäcklösa (Ουψάλα), οι McCleaf et al., (2017) έτρεξαν στήλη GAC για 217 ημέρες με EBCT $\approx$ 6,1 λεπτά και έδειξαν ότι όταν οι εισοδοί υπερβαίνουν τα όρια, η επιτυχία κρίνεται από τη διατήρηση των εκροών κάτω από τα όρια ποσιμότητας σε βάθος χρόνου—δηλαδή από σωστή επιλογή άνθρακα και επαρκή χρόνο επαφής/στρατηγική αντικατάστασης.

2.2 Ιοντοανταλλαγή με ρητίνες

Η ιοντοανταλλαγή με ρητίνες (Ion Exchange, IX) είναι φυσικοχημική διεργασία κατά την οποία ιόντα που συγκρατούνται στην επιφάνεια στερεών μέσω ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων αντικαθίστανται από άλλα ιόντα που υπάρχουν στο διάλυμα. Η μέθοδος εφαρμόζεται ευρέως στην επεξεργασία νερού για ρύπους όπως νιτρικά, υπερχλωρικά και αρσενικό (ITRC & Interstate Technology & Regulatory Council, 2020). Οι ρητίνες αποτελούνται από ουδέτερο πολυμερικό σκελετό (συνήθως πολυστυρόλιο σταυροδεμένο με διβινυλοβενζόλιο, DVB) επάνω στον οποίο είναι «δεμένες» θετικά φορτισμένες θέσεις ανταλλαγής. Το ποσοστό του DVB (~3–8%) είναι κρίσιμο, επειδή καθορίζει τη δομή και την προσβασιμότητα των πόρων και, κατά συνέπεια, τον ρυθμό με τον οποίο κινούνται τα ιόντα μέσα στη ρητίνη [56]. Οι ρητίνες διαμορφώνονται σε σφαιρίδια διαμέτρου περίπου 0,3–1,2 mm και ταξινομούνται, ανάλογα με τη λειτουργική τους ισχύ και τον τύπο της ομάδας ανταλλαγής, σε ισχυρά ή ασθενώς κατιονικές (SAC, WAC) και ισχυρά ή ασθενώς ανιονικές (SBA, WBA) (Μήτρακας, 2025).

Για PFAS, η IX χρησιμοποιείται κυρίως *ex situ* και λειτουργεί με σχετικά σύντομο χρόνο επαφής κενής κλίνης (EBCT), περίπου 1,5–5 λεπτά. Αυτό σημαίνει μικρότερους όγκους ρητίνης και πιο οικονομικά δοχεία επεξεργασίας. Οι ανιοντικές ρητίνες με θετικά φορτισμένες λειτουργικές ομάδες δεσμεύουν αποτελεσματικά τα PFAS που στο φυσικό νερό βρίσκονται σε ανιονική μορφή (π.χ. οι κεφαλές σουλφονικού/καρβοξυλικού σε PFOS και PFOA). Πέρα από τον ιοντικό δεσμό, το υδρόφοβο τμήμα των μορίων PFAS αλληλεπιδρά με τις υδρόφοβες επιφάνειες της ρητίνης, ενισχύοντας τη συγκράτηση. Η μέθοδος έχει αποδειχθεί αποτελεσματική για

πολλές PFAA τόσο μακράς όσο και βραχείας αλυσίδας· ωστόσο, για ορισμένες πιο μικρές αλυσίδες και για πολλούς πρόδρομους των PFAA τα πεδικά δεδομένα παραμένουν περιορισμένα (ITRC & Interstate Technology & Regulatory Council, 2020).

Παραδοσιακά, οι ρητίνες ιοντοανταλλαγής έχουν σχεδιαστεί για ευρύ φάσμα ανιόντων (θειικά, νιτρικά) και για αφαίρεση φυσικής οργανικής ύλης (NOM). Τα τελευταία χρόνια, όμως, έχουν αναπτυχθεί ειδικές ρητίνες για PFAS, με βελτιστοποιημένο σκελετό πολυστυρενίου σταυροδεμένο με DVB και σύνθετες αμινο-ομάδες. Ενδεικτικά, αναφέρονται οι Purolite A592E (μακροπορώδης) και Purofine PFA694E (τύπου gel), καθώς και οι Amberlite™ PSR2 Plus (DuPont Water Solutions), CalRes 2301 (Calgon Carbon Corporation), Sorbix PURE LC (ECT2 Inc.) και ResinTech SIR-110-HP (ResinTech Inc.). Οι πιο συνήθεις επιλογές και βασικές ιδιότητές τους παρουσιάζονται συνοπτικά στον σχετικό πίνακα της βιβλιογραφίας (Dixit et al., 2021).

Οι ρητίνες μίας χρήσης προτιμώνται για απορρύπανση σε χαμηλές συγκεντρώσεις PFAS και σε συστήματα πόσιμου νερού, ενώ οι ανανεώσιμες/αναγεννώμενες ρητίνες ταιριάζουν καλύτερα σε υψηλότερα φορτία ρύπανσης. Παρότι οι ρητίνες μίας χρήσης συχνά επιτυγχάνουν υψηλότερες αποδόσεις, το συχνό κόστος αντικατάστασης τις καθιστά ακριβότερη επιλογή (Ross et al., 2018). Επιπλέον, δεδομένου ότι οι ρητίνες είναι γενικά ακριβότερες από τον ενεργό άνθρακα, η αναγέννηση είναι κρίσιμη για να παραμένει η μέθοδος οικονομικά ελκυστική.

Η αναγέννηση κορεσμένων ρητινών πραγματοποιείται συνήθως με οργανικό διαλύτη (π.χ. μεθανόλη), με ανόργανο άλας (π.χ. NaCl) ή με συνδυασμό αυτών. Οι μη ιονικές ρητίνες αποκαθίστανται πλήρως με μεθανόλη, η οποία θεωρείται το αποτελεσματικότερο αναγεννητικό για προσροφητικές ρητίνες. Ενδεικτικά, στη ρητίνη DOW V493 (μακροπορώδες πολυστυρόλιο με τεταρτοταγή αμμωνίου) η χρήση μεθανόλης βαθμού LC-MS επέτρεψε ανάκτηση >98% του PFOS. Από την άλλη, το χλωριούχο νάτριο είναι ιδιαίτερα διαδεδομένο λόγω χαμηλού κόστους, υψηλής διαλυτότητας και ικανότητας ανταλλαγής ιόντων με υδατικούς ρύπους· ως μοναδικό αναγεννητικό, το NaCl 10% αναφέρεται ότι αναγέννησε αποτελεσματικά την Purolite A860, επιτυγχάνοντας >95% ανάκτηση τόσο για μακράς όσο και για βραχείας αλυσίδας PFAS (συμπεριλαμβανομένου του GenX). Τέλος, σε ορισμένες ρητίνες IX, τα μίγματα οργανικών αλκοολών (π.χ. μεθανόλης) με χλωριούχα άλατα παρουσιάζουν πολύ υψηλές αποδόσεις· για τις IRA 67 και IRA 958 έχουν καταγραφεί ανακτήσεις >90% (Dixit et al., 2021).

Η βιβλιογραφία δείχνει ότι οι ρητίνες ιοντοανταλλαγής μπορούν να μειώσουν ουσιαστικά τα PFAS, αρκεί να επιλεγεί ο σωστός τύπος ρητίνης και να ρυθμιστεί κατάλληλα ο χρόνος επαφής

(EBCT) και η διάταξη της κλίνης. Σε μελέτη των Woodard et al. (2017), ένα σύστημα τριών ρητινών σε σειρά χρησιμοποιήθηκε για να συγκριθεί η απόδοση νέων έναντι αναγεννημένων ρητινών (με οργανικό διαλύτη και άλμη). Το breakthrough ορίστηκε στο σημείο όπου, μετά τη δεύτερη κλίνη (EBCT $\approx$ 5 min), οι συγκεντρώσεις στην εκροή έπεφταν στα επιτρεπτά όρια της US EPA (0,07 $\mu\text{g/L}$). Υπό αυτές τις συνθήκες, καταγράφηκε ικανότητα δέσμευσης $\sim$ 1,66 mg PFAS ανά g ρητίνης (Woodard et al., 2017).

Σε διαφορετικό λειτουργικό πλαίσιο, αξιολογήθηκαν έξι εμπορικές ρητίνες (U.S. Filter A-674, A-244, A-284, A-464, A-714, A-399) σε αντιδραστήρα CSTR, με EBCT $\approx$ 6,8 min, έναντι ι-διδαιτέρως υψηλών εισερχόμενων συγκεντρώσεων (βιομηχανικά απόβλητα φωτολιθογραφίας: $\sim$ 4320 mg/L PFOA και $\sim$ 950 mg/L PFOS). Η A-714 εμφάνισε την καλύτερη απόδοση, με $\sim$ 686 mg PFOA/g και 151 mg PFOS/g ρητίνης. Παρ' όλα αυτά, με τέτοιες τροφοδοσίες δεν κατέστη εφικτή η επίτευξη ορίων πόσιμου νερού, γεγονός που καθιστά τη συγκεκριμένη προσέγγιση καταλληλότερη για υγρά απόβλητα παρά για ύδρευση (Pensini et al., 2019).

Πιο κοντά σε συνθήκες ύδρευσης, πιλοτική εφαρμογή στην περιοχή του Veneto (Ιταλία) εξέτασε τρεις ισχυρές ανιοντικές ρητίνες Purolite® A520E, A600E, A532E σε σύστημα συνεχούς ροής με EBCT $\approx$ 10,1 min. Καταγράφηκαν υψηλές αποδόσεις ανταλλαγής για PFOA, PFOS, PFBA και PFBS, επιβεβαιώνοντας ότι ορισμένες ρητίνες είναι κατάλληλες για πόσιμο νερό όταν η διαστασιολόγηση είναι επαρκής. Επιπλέον τεκμηριώθηκε ο γνωστός κανόνας: όσο μικρότερη η ανθρακική αλυσίδα, τόσο μειώνεται η ικανότητα προσρόφησης, ενώ οι σουλφονικές ενώσεις τείνουν να δεσμεύονται ισχυρότερα από τις καρβοξυλικές (Zaggia et al., 2016).

2.3 Διήθηση με μεμβράνες

Η μεμβρανική διήθηση αποτελεί καθιερωμένη τεχνική στην επεξεργασία νερού για την απομάκρυνση μικρορύπων. Περιλαμβάνει τέσσερις βασικές κατηγορίες: αντίστροφη όσμωση (RO), νανοδιήθηση (NF), υπερδιήθηση (UF) και μικροδιήθηση (MF). Τα συστήματα υψηλής πίεσης (RO/NF) γίνονται ολοένα πιο βιώσιμα χάρη στη βελτιωμένη ενεργειακή/λειτουργική απόδοση, στη μείωση του κόστους και στην ευελιξία τους απέναντι σε ποικίλες υδατικές μήτρες. Παρότι δεν εφαρμόζονται παντού για πόσιμο νερό—συνήθως επιλέγονται όταν απαιτείται στοχευμένη αφαίρεση ειδικών ρύπων—τόσο η RO όσο και η NF μπορούν να επιτύχουν σχεδόν πλήρη απομάκρυνση πολλών PFAS. Η πραγματική απόδοση της NF μεταβάλλεται σημαντικά ανάλογα με τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των επιμέρους PFAS και επηρεάζεται

από την ποιότητα του νερού, τις ιδιότητες της μεμβράνης και τις συνθήκες λειτουργίας (Rahman et al., 2014).

Αντίθετα, τα συστήματα χαμηλής πίεσης (UF/MF) δεν επαρκούν από μόνα τους για PFAS, επειδή οι πόροι τους είναι πολύ μεγαλύτεροι από το τυπικό μέγεθος αυτών των μορίων (~1 nm, όταν οι πόροι MF είναι τάξης ~100 nm) (Rahman et al., 2014). Ωστόσο, ως προεπεξεργασία πριν από RO—και σε συνδυασμό με προηγμένη οξείδωση (AOP)—μπορούν να συμβάλουν σε πολύ υψηλές συνολικές αποδόσεις. Σε εφαρμογή στην Αυστραλία, η διάταξη UF → RO → AOP οδήγησε σε σχεδόν πλήρη αφαίρεση PFAS· η μικρή μείωση που παρατηρήθηκε στο στάδιο UF αποδόθηκε κυρίως στην απομάκρυνση κολλοειδών με τα οποία συσχετιζόνταν PFAS, ενώ το κύριο φορτίο απομακρύνθηκε στην RO (Thompson et al., 2011). Αν και τέτοιες τεχνολογίες χρησιμοποιούνται κατεξοχήν για παραγωγή νερού πολύ υψηλής καθαρότητας, υιοθετούνται επιλεκτικά και σε μονάδες πόσιμου νερού όταν απαιτείται συμμόρφωση με αυστηρά όρια PFAS (Thompson et al., 2011)

Επιπλέον, μελέτες ευρείας κλίμακας υποδεικνύουν ότι η παρουσία διαλυμένου οργανικού άνθρακα (DOC) μπορεί να επηρεάζει τους μηχανισμούς απόρριψης/διαχωρισμού, άρα χρειάζονται περαιτέρω έρευνες για να διευκρινιστεί η συμπεριφορά των PFAS κατά τη μεμβρανική επεξεργασία σε συνθήκες με DOC. Τέλος, εγγενές ζήτημα των διεργασιών μεμβρανών είναι η διαχείριση του συμπυκνώματος που εμπλουτίζεται σε PFAS, το οποίο απαιτεί κατάλληλη επεξεργασία/διάθεση (Rahman et al., 2014).

Από την άλλη, η αντίστροφη όσμωση (RO) είναι διεργασία υψηλής πίεσης που χωρίζει το καθαρό νερό από τα διαλυμένα συστατικά μέσω ημιπερατής μεμβράνης: η εφαρμοζόμενη πίεση ξεπερνά την οσμωτική και «ωθεί» το νερό να περάσει, αφήνοντας πίσω ιόντα και οργανικά μόρια. Οι σύγχρονες πολυμερικές μεμβράνες (συχνά σε σπειροειδή διαμόρφωση) έχουν βελτιωθεί σημαντικά, πετυχαίνοντας υψηλές αποδόσεις σε χαμηλότερες πιέσεις και με μειωμένο κόστος (Μήτρακας, 2025).

Για PFAS, η RO αποδίδει πολύ καλά χάρη σε τρεις βασικούς μηχανισμούς: αποκλεισμό μεγέθους, ηλεκτροστατική άπωση (ανιονικά PFAS vs. αρνητικά φορτισμένες μεμβράνες) και, σε μικρότερο βαθμό, προσρόφηση πάνω στη μεμβράνη (Ahrens & Bundschuh, 2014). Επειδή η προσρόφηση μπορεί να οδηγήσει σε ρύπανση/μείωση ροής, συνιστάται προεπεξεργασία (π.χ. απομάκρυνση αιωρούμενων/κολλοειδών) πριν από τη RO (ITRC & Interstate Technology & Regulatory Council, 2020).

Τα δεδομένα εφαρμογών δείχνουν υψηλή αποτελεσματικότητα: σε δίκτυα ύδρευσης στις ΗΠΑ καταγράφηκε σχεδόν πλήρης απομάκρυνση PFAS με RO για αρχικές συγκεντρώσεις ~80 ng/L (Thompson et al., 2011). Σε μελέτες λυμάτων με πολύ υψηλές τροφοδοσίες (mg/L), διάφορες μεμβράνες RO πέτυχαν >99–99,9% απόρριψη PFOS· ωστόσο αυτά τα σενάρια δεν τεκμηριώνουν από μόνα τους συμμόρφωση πόσιμου νερού, όπου απαιτούνται εξαιρετικά υψηλά ποσοστά (~99,98–99,993%) (Tang et al., 2007).

2.4 Προηγμένες Διεργασίες Οξειδωσης (AOPs)

Οι Προηγμένες Διεργασίες Οξειδωσης (Advanced Oxidation Processes, AOPs) αποτελούν ομάδα τεχνολογιών που βασίζονται στην παραγωγή δραστικών οξειδωτικών ειδών, κυρίως υδροξυλοριζών, με στόχο την αποδόμηση οργανικών ρύπων. Ωστόσο, στην περίπτωση των PFAS η αποτελεσματικότητα των συμβατικών AOPs είναι περιορισμένη, καθώς ο ιδιαίτερα ισχυρός δεσμός άνθρακα–φθορίου (C–F) καθιστά τις ενώσεις αυτές ανθεκτικές σε οξειδωτικές διεργασίες που είναι αποτελεσματικές για άλλους οργανικούς ρύπους. Για τον λόγο αυτό, οι κλασικές AOPs που βασίζονται κυρίως σε υδροξυλορίζες δεν θεωρούνται από μόνες τους επαρκής ή ώριμη τεχνολογία για την πλήρη απομάκρυνση ή καταστροφή PFAS στο πόσιμο νερό (Javed et al., 2020· Venkatesan et al., 2022· ITRC, 2023).

Η απόδοση των AOPs επηρεάζεται επίσης από τη σύσταση της υδατικής μήτρας. Παράγοντες όπως η φυσική οργανική ύλη (NOM), τα ανθρακικά και διττανθρακικά ιόντα, τα χλωριόντα και η ιοντική ισχύς μπορούν να καταναλώνουν δραστικά είδη ή να τροποποιούν την πορεία των αντιδράσεων. Επομένως, η αξιολόγηση των AOPs για PFAS δεν μπορεί να βασίζεται μόνο σε εργαστηριακές συνθήκες καθαρού νερού, αλλά πρέπει να λαμβάνει υπόψη τις πραγματικές συνθήκες του δείγματος, τη σύσταση του νερού και την πιθανή δημιουργία ενδιάμεσων προϊόντων (ITRC, 2023).

Οι περιορισμοί των συμβατικών AOPs συνδέονται κυρίως με το γεγονός ότι οι υδροξυλορίζες δεν επαρκούν για την αποτελεσματική διάσπαση πολλών PFAS. Ενδεικτικά, οι Javed et al. (2020) έδειξαν ότι οι υδροξυλορίζες δεν προσφέρουν ουσιαστικό όφελος στην αποδόμηση του PFOA, ενώ οι Venkatesan et al. (2022), σε πιλοτική μελέτη, κατέληξαν ότι οι hydroxyl-radical based AOPs είναι αναποτελεσματικές για την ουσιαστική επεξεργασία PFAS και μπορεί να αποκαλύπτουν ή να αυξάνουν τις μετρούμενες συγκεντρώσεις μέσω μετατροπής πρόδρομων

ενώσεων. Για τον λόγο αυτό, η έρευνα στρέφεται περισσότερο σε ειδικές τεχνολογίες καταστροφής, όπως η ηλεκτροχημική οξείδωση, η επεξεργασία με πλάσμα, η φωτοκαταλυτική/φωτοηλεκτροκαταλυτική επεξεργασία και άλλες συνδυαστικές διεργασίες. Οι τεχνολογίες αυτές παρουσιάζουν ενδιαφέρον, αλλά δεν αποτελούν ακόμη καθολικά ώριμες λύσεις για εφαρμογή σε πραγματικά συστήματα πόσιμου νερού, καθώς απαιτούν περαιτέρω αξιολόγηση ως προς την ενεργειακή κατανάλωση, την πλήρη ανοργανοποίηση/αποφθορίωση, τη δημιουργία ενδιάμεσων προϊόντων και τη διαχείριση των συμπυκνωμένων ρευμάτων (ITRC, 2023· U.S. EPA, 2024).

Ιδιαίτερη θέση στις αναδυόμενες τεχνολογίες καταστροφής PFAS καταλαμβάνουν οι ηλεκτροχημικές διεργασίες οξείδωσης, όπως συστήματα με ανόδους διαμαντιού ντοπαρισμένου με βόριο (BDD). Οι τεχνολογίες αυτές μπορούν να συμβάλουν στην αποδόμηση ορισμένων PFAS, όμως η πρακτική εφαρμογή τους εξαρτάται από παραμέτρους όπως η ειδική κατανάλωση ενέργειας, ο χρόνος επαφής, η σύσταση της υδατικής μήτρας, η αποφυγή ανεπιθύμητων παραπροϊόντων και η διαχείριση συμπυκνωμένων ρευμάτων μετά από τεχνολογίες διαχωρισμού, όπως η νανοδιήθηση και η αντίστροφη όσμωση. Για τον λόγο αυτό, οι ηλεκτροχημικές και λοιπές τεχνολογίες καταστροφής εξετάζονται κυρίως ως συμπληρωματικό στάδιο μετά από τεχνολογίες απομάκρυνσης/συγκέντρωσης των PFAS και όχι ως αυτόνομη, πλήρως καθιερωμένη λύση για το πόσιμο νερό (ITRC, 2023· U.S. EPA, 2024).

2.5 Τεχνολογίες απομάκρυνσης από το πόσιμο νερό

Η εφαρμογή τεχνολογιών απομάκρυνσης PFAS σε γραμμές επεξεργασίας πόσιμου νερού απαιτεί συνδυασμό μηχανισμών μείωσης των συγκεντρώσεων, τελικής βελτίωσης της ποιότητας και αυστηρής παρακολούθησης, ώστε να επιτυγχάνεται σταθερή συμμόρφωση σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις εκροής. Σε αυτό το πλαίσιο, η προσρόφηση με κοκκώδη ενεργό άνθρακα (GAC) και η ιοντοανταλλαγή (IX) αποτελούν τον βασικό κορμό των διαθέσιμων λύσεων, ενώ οι μεμβράνες υψηλής πίεσης, όπως η νανοδιήθηση (NF) και η αντίστροφη όσμωση (RO), αξιοποιούνται στοχευμένα όταν απαιτείται περαιτέρω μείωση. Αντίθετα, οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης (AOPs) δεν αποτελούν κύρια ώριμη τεχνολογία απομάκρυνσης PFAS στο πόσιμο νερό και εξετάζονται κυρίως σε ειδικές ή αναδυόμενες εφαρμογές καταστροφής,

συνήθως μετά από στάδια συγκέντρωσης ή διαχωρισμού των ρύπων (ITRC, 2023· U.S. EPA, 2024).

Η εμπειρία πεδίου αναδεικνύει κρίσιμες παραμέτρους σχεδιασμού. Σε πολυκεντρική αποτίμηση 25 μονάδων επεξεργασίας πόσιμου νερού στις ΗΠΑ, μελετήθηκαν οι συγκεντρώσεις 17 PFAS στην είσοδο και στην εκροή. Η μέση μείωση του συνολικού φορτίου ήταν περιορισμένη και στατιστικά σημαντική μόνο σε υποσύνολο των εγκαταστάσεων, παρότι ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας ήταν η κυρίαρχη τεχνολογία (Liu et al., 2019). Το εύρημα αυτό δεν ακυρώνει την αποτελεσματικότητα του GAC· υποδεικνύει, όμως, ότι ο επιδιωκόμενος στόχος ποιότητας εξαρτάται από τη σωστή διαστασιολόγηση, ιδίως από τον χρόνο επαφής κενής κλίνης (EBCT), τη στρατηγική αντικατάστασης ή επαναενεργοποίησης πριν από τη διαφυγή των ρύπων στην εκροή, καθώς και από την ποιότητα του υλικού, όπως η μικροπορώδης και μεσοπορώδης δομή και η προέλευσή του (Ross et al., 2018· Μήτρακας, 2025· Liu et al., 2019). Πιλοτικές και πλήρους κλίμακας εφαρμογές σε ευρωπαϊκά δίκτυα, όπως στην Ουψάλα, έδειξαν ότι, υπό κατάλληλη προεπεξεργασία και με επαρκή χρόνο επαφής, είναι εφικτή η διατηρήσιμη μείωση πολλών PFAS κάτω από τα αντίστοιχα όρια ποσιμότητας (Belkouteb et al., 2020· McCleaf et al., 2017).

Η ιοντοανταλλαγή με ανιοντικές ρητίνες παρέχει συμπληρωματικό ή εναλλακτικό μονοπάτι απομάκρυνσης. Ο μηχανισμός βασίζεται στη δέσμευση των PFAS μέσω ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων, λόγω των ανιονικών ομάδων ενώσεων όπως το PFOS και το PFOA, αλλά και μέσω υδρόφοβων αλληλεπιδράσεων με τον πολυμερικό σκελετό της ρητίνης. Η δομή των πόρων, το ποσοστό διασταύρωσης της ρητίνης και η παρουσία ανταγωνιστών, όπως η φυσική οργανική ύλη και άλλα ανιόντα, καθορίζουν την απόδοση και τον χρόνο μέχρι τη διαφυγή των PFAS στην εκροή (ITRC, 2023). Η αναγέννηση με οργανικό διαλύτη, ανόργανο άλας ή συνδυασμό τους έχει διερευνηθεί στη βιβλιογραφία, με αποτελέσματα που εξαρτώνται από τον τύπο της ρητίνης, το είδος του PFAS και τις συνθήκες λειτουργίας (Dixit et al., 2021). Επιπλέον, εξειδικευμένες εμπορικές ρητίνες έχουν σχεδιαστεί για αυξημένη εκλεκτικότητα έναντι των PFAS, με αποδόσεις που διαφοροποιούνται ανάλογα με το μήκος της αλυσίδας και τη λειτουργική ομάδα, καθώς οι σουλφονικές ενώσεις τείνουν γενικά να συγκρατούνται ισχυρότερα από τις καρβοξυλικές (Dixit et al., 2021).

Οι μεμβρανικές διεργασίες υψηλής πίεσης, και ειδικότερα η αντίστροφη όσμωση (RO), μπορούν να επιτύχουν πολύ υψηλή απόρριψη πολλών PFAS, ιδίως όταν προηγείται κατάλληλη προεπεξεργασία που μειώνει τη θολότητα και τον οργανικό άνθρακα, όπως η υπερδιήθηση, η

μικροδιήθηση ή η κροκίδωση, περιορίζοντας έτσι την έμφραξη των μεμβρανών (Rahman et al., 2014). Ωστόσο, η προσέγγιση αυτή μετατοπίζει το πρόβλημα στη διαχείριση του συμπτωκνώματος, δηλαδή ενός ρεύματος πλούσιου σε PFAS, το οποίο απαιτεί κατάλληλη περαιτέρω επεξεργασία ή ασφαλή διαχείριση, ώστε να αποφευχθεί η απλή μεταφορά του ρύπου από μία φάση σε άλλη. Επομένως, οι μεμβρανικές διεργασίες πρέπει να αντιμετωπίζονται ως τεχνολογίες διαχωρισμού και όχι ως τεχνολογίες καταστροφής των PFAS.

Η επιλογή και ιεράρχηση τεχνολογιών για ύδρευση στηρίζεται σε κριτήρια συμμόρφωσης, λειτουργικής αξιοπιστίας και οικονομίας κύκλου ζωής. Πρώτον, οι στόχοι εκροής καθορίζουν τον απαιτούμενο βαθμό μείωσης, για παράδειγμα σε επίπεδα λίγων ng/L για ενώσεις όπως το PFOA και το PFOS, και επομένως επηρεάζουν τη σύνθεση της γραμμής επεξεργασίας. Μια τέτοια γραμμή μπορεί να περιλαμβάνει προεπεξεργασία για μείωση της φυσικής οργανικής ύλης και των αιωρούμενων στερεών, κύριο στάδιο GAC ή/και IX για τη μαζική απομάκρυνση, προσθήκη NF/RO όπου απαιτείται βαθύτερη απόρριψη βραχείας αλυσίδας PFAS και, όπου χρειάζεται, περαιτέρω αξιολόγηση αναδυνάμενων τεχνολογιών καταστροφής για τη διαχείριση συμπτωκνωμένων ρευμάτων. Δεύτερον, η μηχανική διαστασιολόγηση είναι κρίσιμη: στον GAC, ο χρόνος επαφής κενής κλίνης και η ποιότητα του άνθρακα καθορίζουν την ανθεκτικότητα πριν από τη διαφυγή των ρύπων· στην ιοντοανταλλαγή, η χημεία της ρητίνης, η στρατηγική αναγέννησης και οι ανταγωνιστές προσδιορίζουν τη διάρκεια του κύκλου λειτουργίας· ενώ στη RO, η προεπεξεργασία και ο έλεγχος της έμφραξης και των επικαθίσεων καθορίζουν την ενεργειακή και υδραυλική σταθερότητα (Rahman et al., 2014).

Ένα πρακτικό συμπέρασμα από συγκριτικές εφαρμογές είναι ότι ο GAC και η IX μπορούν να λειτουργήσουν συμπληρωματικά. Ο GAC προσφέρει ευρύτερη απομάκρυνση και είναι ιδιαίτερα χρήσιμος για ενώσεις μακράς αλυσίδας, ενώ η IX μπορεί να ενισχύσει την εκλεκτικότητα και να παρατείνει τον χρόνο μέχρι τη διαφυγή των ρύπων, ειδικά όταν η φυσική οργανική ύλη έχει ήδη περιοριστεί. Σε υβριδικά σχήματα, οι μεμβράνες υψηλής απόρριψης μπορούν να χρησιμοποιηθούν είτε σε μεταγενέστερο στάδιο για τελική απομάκρυνση βραχείας αλυσίδας PFAS είτε σε προηγούμενο στάδιο για συγκέντρωση των ρύπων. Και στις δύο περιπτώσεις, η επιτυχία του σχήματος εξαρτάται και από τη σωστή διαχείριση του PFAS-πλούσιου συμπτωκνώματος ή των κορεσμένων υλικών, ώστε να αποφεύγεται η απλή μεταφορά του ρύπου από μία φάση σε άλλη (ITRC, 2023· U.S. EPA, 2024). Η συστηματική παρακολούθηση της εκροής και ο έλεγχος της διαφυγής των ρύπων αποτελούν βασικές προϋποθέσεις για την ασφαλή λειτουργία των τεχνολογιών απομάκρυνσης PFAS στο πόσιμο νερό, ιδίως σε συστήματα GAC και IX.

Ως προς τη συμπεριφορά των επιμέρους κατηγοριών PFAS, παρατηρείται σταθερά ότι οι σουλφονικές ενώσεις τείνουν να προσροφώνται ισχυρότερα από τις καρβοξυλικές, ενώ η απόδοση των προσροφητικών και ιοντοανταλλακτικών μέσων μειώνεται συνήθως όσο μικραίνει το μήκος της φθοριωμένης αλυσίδας. Αυτό έχει πρακτικές συνέπειες, καθώς για τα βραχείας αλυσίδας PFAS μπορεί να απαιτείται μεγαλύτερος χρόνος επαφής, συχνότερη ανανέωση ή αναγέννηση των υλικών ή ακόμη και ένταξη μεμβρανικών διεργασιών, ώστε να επιτευχθούν οι επιθυμητές συγκεντρώσεις εκροής (Liu et al., 2019). Παράλληλα, η παρουσία διαλυμένου οργανικού άνθρακα, ανθρακικών και διττανθρακικών ιόντων μπορεί να επηρεάσει την απομάκρυνση μέσω ανταγωνιστικής προσρόφησης ή ιοντοανταλλαγής, προσδίδοντας ιδιαίτερη σημασία στην προεπεξεργασία πριν από το κύριο στάδιο επεξεργασίας (Thompson et al., 2011).

Κεφάλαιο 3. Μεθοδολογία

3.1 Συλλογή και επεξεργασία δεδομένων

Η έρευνα ακολουθεί σχεδιασμό μελέτης περίπτωσης για το επεισόδιο ρύπανσης από PFAS στην Περιφέρεια Βένετο, με συνδυασμό επίσημων ανοικτών δεδομένων περιβαλλοντικής παρακολούθησης και στοχευμένης βιβλιογραφικής ανασκόπησης. Ως κύρια βάση της ανάλυσης χρησιμοποιήθηκε το ανοικτό σύνολο δεδομένων της ARPAV για PFAS, το οποίο περιλαμβάνει πρωτογενείς μετρήσεις που συλλέχθηκαν από τον αρμόδιο περιβαλλοντικό φορέα και παρέχει συγκεντρώσεις (ng/L) PFAS σε δείγματα νερού, με χωρική και χρονική τεκμηρίωση ανά επαρχία, δήμο, σημείο δειγματοληψίας και ημερομηνία. Η παρούσα εργασία βασίστηκε στην έκδοση που ήταν διαθέσιμη κατά τον χρόνο εξαγωγής και επεξεργασίας των δεδομένων και κάλυπτε την περίοδο από 2 Ιουλίου 2013 έως 23 Απριλίου 2025 και εντάσσεται σε κλιμακωτό πρόγραμμα παρακολούθησης 208 σταθμών (ετήσια έως δεκαπενθήμερη δειγματοληψία). Λόγω της περιοδικής επικαιροποίησης του αρχείου της ARPAV, επόμενες εκδόσεις μπορεί να περιλαμβάνουν μεταγενέστερες δειγματοληπτικές καταγραφές (ARPAV, 2026).

Η επιχειρησιακή έναρξη έγινε τον Ιούλιο του 2013 μετά την ανάδειξη της ρύπανσης στην περιοχή την οποία ακολούθησε καμπάνια τον Μάρτιο του 2014 και εμπλουτίστηκε με δειγματοληψίες και επικαιροποίηση του υλικού. Παράλληλα, για τα υπόγεια νερά αξιοποιήθηκε η ειδική Rete di Sorveglianza PFAS (RS-PFAS) η οποία περιλαμβάνει 54 πιεζομετρικούς σταθμούς. Συλλέχθηκαν ~1.650 δείγματα στην περίοδο από το 2018 έως το 2023 με ενίσχυση 35 νέων πιεζομέτρων την περίοδο 2023 και 2024.

Η χωρική εστίαση της μελέτης αφορά τις επαρχίες Vicenza, Verona και Padova καθώς και τις λεκάνες Fratta–Gorzone και Bacchiglione, όπου τεκμηριώνονται τα ισχυρότερα σήματα ρύπανσης και η σύνδεση μεταξύ υπόγειων και επιφανειακών ροών. Από το αρχείο επιλέχθηκαν οι εγγραφές που αντιστοιχούν στους δήμους και στα σημεία παρακολούθησης των τριών επαρχιών, ενώ για τα υπόγεια νερά αξιοποιήθηκαν, όπου ήταν διαθέσιμες, οι γεωγραφικές συντεταγμένες των πιεζομέτρων της RS-PFAS για την αντιστοίχιση των σημείων σε υδρογεωλογικές ενότητες (ARPAV, 2026).

Η εξαγωγή δεδομένων έγινε από το αρχείο ODS του αποθετηρίου ανοικτών δεδομένων της ARPAV. Το άνοιγμα και ο αρχικός έλεγχος πραγματοποιήθηκαν με Microsoft Excel (έκδοση 2022) ώστε να διατηρηθεί η αρχική δομή του αρχείου και να διασφαλισθεί η άθικτη μεταφορά

των πρωτογενών τιμών. Στη συνέχεια εφαρμόστηκε περιορισμένη προεπεξεργασία για τις ανάγκες της περιγραφικής στατιστικής. Συγκεκριμένα πραγματοποιήθηκαν: (i) εναρμόνιση ονοματολογίας δήμων και σταθμών, (ii) τυποποίηση μορφής ημερομηνιών, (iii) έλεγχος και απομάκρυνση διπλοεγγραφών, (iv) μετατροπή μονάδων συγκέντρωσης από ng/L σε µg/L ($1 \mu\text{g/L} = 1000 \text{ ng/L}$) για συγκρισιμότητα με θεσμικές τιμές πόσιμου νερού, και (v) χειρισμός μη ανιχνεύσιμων εγγραφών («<LOD») με αντικατάσταση σε LOD/2 ώστε να αποφευχθεί τεχνητή συσσώρευση μηδενικών και να διατηρηθεί η δυνατότητα υπολογισμού περιγραφικών δεικτών. Η επιλογή του κανόνα LOD/2 αποτελεί συχνή πρακτική σε περιγραφικές αναλύσεις περιβαλλοντικών δεδομένων με μη ανιχνεύσιμες τιμές, ωστόσο αποτελεί απλοποιημένη προσέγγιση και μπορεί να επηρεάσει τους μέσους όρους, ιδίως όταν το ποσοστό των τιμών κάτω από το όριο ανίχνευσης είναι υψηλό. Για τον λόγο αυτό, τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας ερμηνεύονται ως περιγραφικές τάσεις και όχι ως ακριβείς εκτιμήσεις φορτίου ή έκθεσης (Helsel, 2012).

Για την ενίσχυση της εγκυρότητας, οι πίνακες και οι γραφικές απεικονίσεις διασταυρώθηκαν με τις ετήσιες εκθέσεις και συνόψεις της ARPAV καθώς και με πρωτογενείς δημοσιευμένες μελέτες για την ίδια χρονική περίοδο, ώστε να ελεγχθούν αποκλίσεις και να συμπληρωθούν κενά (π.χ. τοπικές υψηλοσυγκεντρωμένες θέσεις ή επιμέρους ρεύματα). Η παρούσα εργασία δεν επαναξιολογεί το εργαστηριακό πρωτόκολλο των μετρήσεων, αλλά αξιοποιεί τα δημοσιευμένα και ανοικτά δεδομένα της ARPAV ως δευτερογενή δεδομένα περιβαλλοντικής παρακολούθησης.

Η βιβλιογραφική ανασκόπηση είχε στοχευμένο χαρακτήρα, με αναζήτηση σε επιστημονικές βάσεις και μηχανές αναζήτησης όπως PubMed/Medline, Scopus, Google Scholar και «γκρίζα» βιβλιογραφία όπως εκθέσεις της ARPAV, έγγραφα της Περιφέρειας Βένετο, ευρωπαϊκό και ιταλικό κανονιστικό πλαίσιο για την χρονική περίοδο 2013 έως 2025, σε ιταλικά και αγγλικά. Συμπεριλήφθηκαν μελέτες με: (α) μετρήσεις PFAS στο Βένετο ή άμεση συνάφεια με τους υδατικούς αποδέκτες της, (β) σαφή μεθοδολογία και όρια ανίχνευσης, (γ) επαρκή χωρική και χρονική τεκμηρίωση. Οι αναφορές χρησιμοποιήθηκαν συμπληρωματικά για επαλήθευση των τάσεων που προέκυψαν από το ανοικτό σύνολο δεδομένων της ARPAV και για τεκμηρίωση ερμηνευτικών σημείων της μελέτης περίπτωσης.

3.2 Οργάνωση και στατιστική ανάλυση

Η οργάνωση του συνόλου δεδομένων ακολούθησε ιεραρχική δομή. Αρχικά, οι εγγραφές ταξινομήθηκαν με βάση τον τύπο νερού, στη συνέχεια ανά επαρχία, ανά έτος/μήνα και τέλος σταθμό, με επιπρόσθετες διαστάσεις για το χημικό είδος PFAS και τη γεωαναφορά. Το πλήρες αρχείο περιλαμβάνει 21.006 δειγματοληπτικές καταγραφές (2013–2025): 12.475 υπόγεια, 8.197 επιφανειακά και 334 πηγές, γεγονός που υπαγόρευσε περιγραφική ανάλυση ανά τύπο νερού με συμπληρωματική χωρική ομαδοποίηση για τις επαρχίες (Vicenza, Verona και Padova) και διάκριση ειδικών υποδικτύων RS-PFAS για τα υπόγεια νερά.

Η στατιστική προσέγγιση είναι καθαρά περιγραφική. Η ανάλυση βασίστηκε κυρίως στον υπολογισμό μέσων συγκεντρώσεων, αριθμού εγγραφών/δειγμάτων και χρονικής εξέλιξης επιλεγμένων PFAS όπως το PFOA και το PFOS ανά τύπο νερού, επαρχία και έτος. Επίσης όπου ήταν απαραίτητο για την ερμηνεία των αποτελεσμάτων αξιοποιήθηκαν συμπληρωματικά μέγιστες τιμές ή μεμονωμένες διάμεσες τιμές που αναφέρονται στο κείμενο. Οι συγκεντρωτικοί πίνακες συνοδεύτηκαν από γραφικές απεικονίσεις όπως ραβδογράμματα αριθμού δειγμάτων, καμπύλες εξέλιξης μέσων συγκεντρώσεων, ώστε να αναδειχθούν χρονικές τάσεις και χωρική ετερογένεια χωρίς παραμετρικές υποθέσεις που δεν εγγυώνται οι άνισες συχνότητες δειγματοληψίας. Επειδή οι συγκεντρώσεις PFAS μπορεί να εμφανίζουν έντονες ακραίες τιμές και άνιση συχνότητα δειγματοληψίας μεταξύ σταθμών και ετών, οι μέσες τιμές χρησιμοποιούνται κυρίως για την ανάδειξη γενικών τάσεων και όχι ως πλήρης αναπαράσταση της κατανομής των συγκεντρώσεων.

Οι επιλογές αυτές έγιναν από τους εγγενείς περιορισμούς των σειρών: (i) ανομοιόμορφη συχνότητα δειγματοληψίας μεταξύ σταθμών/ετών, (ii) ελλείψεις στοιχείων παροχής για συστημικούς υπολογισμούς φορτίων, (iii) ανομοιογένειες τοπικής κλίμακας ως προς τις χρήσεις γης. Για τον λόγο αυτό δεν εφαρμόστηκαν επαγωγικές δοκιμές/μοντέλα που προϋποθέτουν ομοιογένεια και σταθερή δειγματοληψία. Η ανάλυση διατηρήθηκε περιγραφική, με αυστηρό χειρισμό των μη ανιχνεύσιμων (LOD/2) και διασταύρωση με δευτερογενείς πηγές.

Στο πλαίσιο της μελέτης περίπτωσης, η ερμηνεία των περιγραφικών ευρημάτων έγινε σε συνάρτηση με το ιστορικό δειγματοληψιών και τις διαθέσιμες εκθέσεις και συνόψεις της ARPAV. Ακόμα, όπου απαιτήθηκε ερμηνεία ειδικών τοπικών ευρημάτων (π.χ. εξάρσεις σε μεμονωμένα ρέματα ή πηγάδια), τα συνοπτικά στατιστικά αντιπαραβλήθηκαν με δημοσιευμένες μελέτες

και διαθέσιμες μετρήσεις για το Βένετο, ώστε να περιοριστεί ο κίνδυνος εσφαλμένης ερμηνείας μεμονωμένων εξάρσεων και να τεκμηριωθεί καλύτερα η επιμονή ορισμένων PFAS σε συγκεκριμένα σημεία.

Επισημαίνεται ότι όλες οι διαδικασίες καθαρισμού/μετασχηματισμού δεδομένων (εναρμονίσεις ονομάτων, τυποποίηση ημερομηνιών, αφαίρεση διπλοεγγραφών, μετατροπές μονάδων, κανόνας LOD/2) εφαρμόστηκαν ενιαία σε ολόκληρο το αρχείο, πριν από τον υπολογισμό των περιγραφικών δεικτών και την παραγωγή των γραφικών και πινάκων που αξιοποιούνται στο Κεφάλαιο 4.

Κεφάλαιο 4. Μελέτη περίπτωσης: Βένετο Ιταλία

4.1 Περιοχή μελέτης και διαθέσιμα σύνολα δεδομένων

Η μελέτη εστιάζει στο γνωστό επεισόδιο ρύπανσης από PFAS στην Περιφέρεια Βένετο στη Βόρεια Ιταλία, με κύρια χωρική αναφορά στις επαρχίες Vicenza, Verona και Padova και στις λεκάνες Fratta–Gorzone και Bacchiglione. Οι περιοχές αυτές έχουν αναδειχθεί ως οι βασικές ζώνες επιβάρυνσης καθώς σε αυτές έχει καταγραφεί έντονη παρουσία PFAS σε υπόγεια και επιφανειακά νερά και έντονες ανταλλαγές υπόγειων και επιφανειακών ροών. Η αρχική οριοθέτηση του προβλήματος συνδέθηκε με τον περιοχή Trissino–Montecchio Maggiore όπου εντοπίζεται η κύρια ζώνη προέλευσης της ρύπανσης, και με την κατάντη εξάπλωση του υπογείου νέφους ρύπανσης προς ανατολή (Creazzo–Vicenza) και νότο (Sarego–Lonigo). Αυτή η χωρική δυναμική, τεκμηριωμένη από ισοσυγκεντρώσεις PFAS και υδρογεωλογικά δεδομένα ροής, καθιστά κρίσιμη την παράλληλη αξιολόγηση επιφανειακών και υπόγειων νερών (ARPAV, 2019· ARPAV, 2025).

Όσον αφορά τις κύριες πηγές δεδομένων, το πρόγραμμα παρακολούθησης επιφανειακών υδάτων της ARPAV για την περίοδο 2013 έως 2018 αποτελεί ένα ενοποιημένο και κλιμακωτό σχέδιο δειγματοληψίας σε 205 ποτάμους και 15 λιμναίους σταθμούς, με μεταβλητή συχνότητα η οποία κυμαινόταν από ετήσια έως 15νθήμερη. Το πρόγραμμα παρακολούθησης αποσκοπεί (i) στην αποτύπωση της υφιστάμενης κατάστασης και της εξέλιξης σε ρυπασμένα υδατοσυστήματα, (ii) στην τεκμηρίωση συνθηκών σε δυνητικά μη επηρεασμένους αποδέκτες, (iii) στην παρακολούθηση «σημείων κλεισίματος» λεκανών για τον υπολογισμό φορτίων και (iv) στην κάλυψη θέσεων ύδρευσης/άρδευσης υψηλής σημασίας.

Η επιχειρησιακή έναρξη της παρακολούθησης έγινε τον Ιούλιο 2013 κατά την οποία ελήφθησαν οι πρώτες δειγματοληψίες επιφανειακών υδάτων σε περίπου δεκαπέντε σημεία κατάντη της περιοχής μέγιστης ρύπανσης. Στη συνέχεια ακολούθησε εκτενέστερη διερευνητική εκστρατεία τον Μάρτιο του 2014 σε περίπου 50 σημεία στους ποταμούς και στις λεκάνες Adige, Brenta, Fratta–Gorzone, Bacchiglione και στη λεκάνη απορροής της λιμνοθάλασσας της Βενετίας. Το καλοκαίρι του 2014 το πρόγραμμα επεκτάθηκε με την προσθήκη 69 νέων ποτάμιων σημείων και 24 σημείων σε 12 λίμνες. Με την ολοκλήρωση του ερευνητικού σκέλους παρακολούθησης το 2015, η ARPAV δημοσίευσε το 2019 συγκεντρωτική έκθεση για την περίοδο 2013–2018, στην οποία παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της παρακολούθησης επιφανειακών υδάτων σε 205 ποτάμους και 15 λιμναίους σταθμούς (ARPAV, 2019).

Όσον αφορά τα υπόγεια ύδατα, η Rete di Sorveglianza PFAS αποτελεί το εξειδικευμένο δίκτυο της ARPAV για τη διαχρονική αποτύπωση του υπόγειου νέφους ρύπανσης. Για την περίοδο 2018–2023 πραγματοποιήθηκε συστηματική παρακολούθηση σε 54 σημεία του δικτύου επιτήρησης με περίπου 1.650 δείγματα. Τα αποτελέσματα τεκμηριώνουν με συνέπεια τρία χωρικά μέτωπα μέγιστων συγκεντρώσεων: (i) τη ζώνη προέλευσης της ρύπανσης στους δήμους Trissino και Montecchio Maggiore, (ii) το ανατολικό μέτωπο στις περιοχές Creazzo και Vicenza και (iii) το νότιο μέτωπο στις περιοχές Sarego και Lonigo. Το 2020 το δίκτυο ενισχύθηκε με 35 νέους πιεζομέτρους μέσω συμφωνίας με την Περιφέρεια Βένετο, ενώ το 2024 πραγματοποιήθηκε η πρώτη εκστρατεία παρακολούθησης η οποία περιέλαβε τα νέα σημεία (ARPAV, 2025). Συνολικά, η RS-PFAS παρέχει συνεκτική χωροχρονική εικόνα της ρύπανσης στους υπόγειους υδροφορείς και αποτελεί βασική πηγή δεδομένων για την αξιολόγηση της εξέλιξης του υπόγειου νέφους ρύπανσης (ARPAV, 2025)

Ακόμα, τα δεδομένα επιφανειακών υδάτων καλύπτουν συστηματικά την περίοδο 2013–2018 και διατίθενται σε περιφερειακή έκθεση της ARPAV με συγκεντρωτικούς πίνακες, θεματικούς χάρτες και συνοδευτικά στοιχεία παροχών για τον υπολογισμό φορτίων. Αντίστοιχα, για τα υπόγεια ύδατα, η RS-PFAS αποτελεί ειδικό δίκτυο παρακολούθησης της υπόγειας ρύπανσης, με συστηματικές αναλύσεις για την περίοδο 2018–2023 και με νεότερη εκστρατεία το 2024 που περιέλαβε και τα πρόσθετα πιεζομετρικά σημεία. Η περιοδική δημοσίευση των εκθέσεων στην θεματική σελίδα της ARPAV ενισχύει την τεκμηρίωση και επιτρέπει τη σύγκριση των τάσεων μεταξύ ετών (ARPAV, 2019· ARPAV, 2025).

4.1.1 Γεωγραφικά χαρακτηριστικά περιοχής

Η μελέτη περίπτωσης εντάσσεται στην Περιφέρεια Βένετο της βόρειας Ιταλίας και επικεντρώνεται κυρίως στις επαρχίες Vicenza, Verona και Padova, όπου έχει τεκμηριωθεί ένα από τα σημαντικότερα επεισόδια ρύπανσης από PFAS στην Ευρώπη. Το κύριο υπόγειο νέφος ρύπανσης εκτιμάται ότι καταλαμβάνει έκταση περίπου 190 km² και επηρεάζει τόσο δημόσια υδραγωγεία όσο και ιδιωτικά πηγάδια στις τρεις επαρχίες (Pitter et al., 2020· Biggeri et al., 2024). Η περιοχή με την μεγαλύτερη υγειονομική έκθεση γνωστή ως Κόκκινη Ζώνη (Area Rossa) περιελάμβανε αρχικά 21 δήμους με περίπου 126.000 κατοίκους και το 2018 επεκτάθηκε περαιτέρω με την προσθήκη 9 δήμων ακόμα.

Ως προς την γεωμορφολογία της, η περιοχή βρίσκεται στην πεδινή ζώνη του Βένετο, στο ευρύτερο προσχωσιγενές σύστημα της πεδιάδας του Πάδου, νοτιοανατολικά του Προαλπικού

μετώπου. Χαρακτηρίζεται από αλλουβιακούς υδροφορείς, έντονη αγροτική και βιομηχανική δραστηριότητα και ισχυρή υδρογεωλογική διασύνδεση μεταξύ των υπόγειων και επιφανειακών υδάτων. Το υδρογραφικό δίκτυο της περιοχής συνδέεται με λεκάνες απορροής που καταλήγουν στην λιμνοθάλασσα της Βενετίας, γεγονός που καθιστά ιδιαίτερα σημαντική την παρακολούθηση των PFAS τόσο στα υπόγεια όσο και στα επιφανειακά νερά (ARPAV, 2017· ARPAV, 2019).

Όσον αφορά την υδρογραφική διάρθρωση, κεντρικό ρόλο έχουν οι λεκάνες Fratta–Gorzone και Bacchiglione, στις οποίες συγκλίνουν οι κύριες επιφανειακές ροές της ζώνης μελέτης. Οι λεκάνες αυτές συνδέονται με τους μεγάλους ποταμούς Adige και Brenta, αλλά και με κανάλια που παροχετεύουν προς τη λεκάνη της λιμνοθάλασσας της Βενετίας. Η περιφερειακή παρακολούθηση των επιφανειακών υδάτων για την χρονική περίοδο 2013–2018 τεκμηριώνει ότι οι υψηλότερες επιβαρύνσεις στα επιφανειακά ύδατα εντοπίζονται στα συστήματα Fratta–Gorzone και Bacchiglione (ARPAV, 2019).

Η υδρογεωλογία της περιοχής μεταβάλλεται κατά την μετάβαση από την ζώνη της υψηλής πεδιάδας προς την μέση και χαμηλή πεδιάδα. Η υψηλή πεδιάδα χαρακτηρίζεται από χονδρόκοκκα υλικά υψηλής διαπερατότητας ενώ η μέση και χαμηλή πεδιάδα χαρακτηρίζεται από λεπτόκοκκα υλικά τα οποία δυσκολεύουν την διέλευση του νερού. Το μέγεθος και η διαπερατότητα των υλικών επηρεάζει τόσο την κίνηση των υπόγειων νερών όσο και την μεταφορά των PFAS και την σύνδεσή τους με επιφανειακά νερά. Σύμφωνα με την παρακολούθηση της ARPAV, το υπόγειο νέφος ρύπανσης συνδέεται κυρίως με την περιοχή Trissino–Montecchio Maggiore και παρουσιάζει εξάπλωση προς ανατολικές και νότιες κατευθύνσεις, προς Creazzo–Vicenza και Sarego–Lonigo (ARPAV, 2025).

Η βασική ζώνη προέλευσης εντοπίζεται στην επαρχία Vicenza κυρίως στους δήμους Trissino και Montecchio Maggiore. Η εξάπλωση του υπόγειου νέφους ρύπανσης τεκμηριώνεται διαχρονικά σε τρία μέτωπα μέγιστων συγκεντρώσεων: (i) πλησίον της πηγής δηλαδή τους δήμους Trissino και Montecchio, (ii) ανατολικά προς τις περιοχές Creazzo και Vicenza, και (iii) νότια προς τις περιοχές Sarego και Lonigo. Η σύνοψη 2018–2023 του δικτύου παρακολούθησης RS-PFAS (54 σημεία, ~1.650 δείγματα) επιβεβαιώνει σταθερά αυτό το χωρικό πρότυπο και δείχνει πως η ρύπανση δεν περιορίζεται μόνο στη περιοχή προέλευσης αλλά απαιτείται παρακολούθηση της εξέλιξής της στον υπόγειο υδροφόρο (ARPAV, 2025).

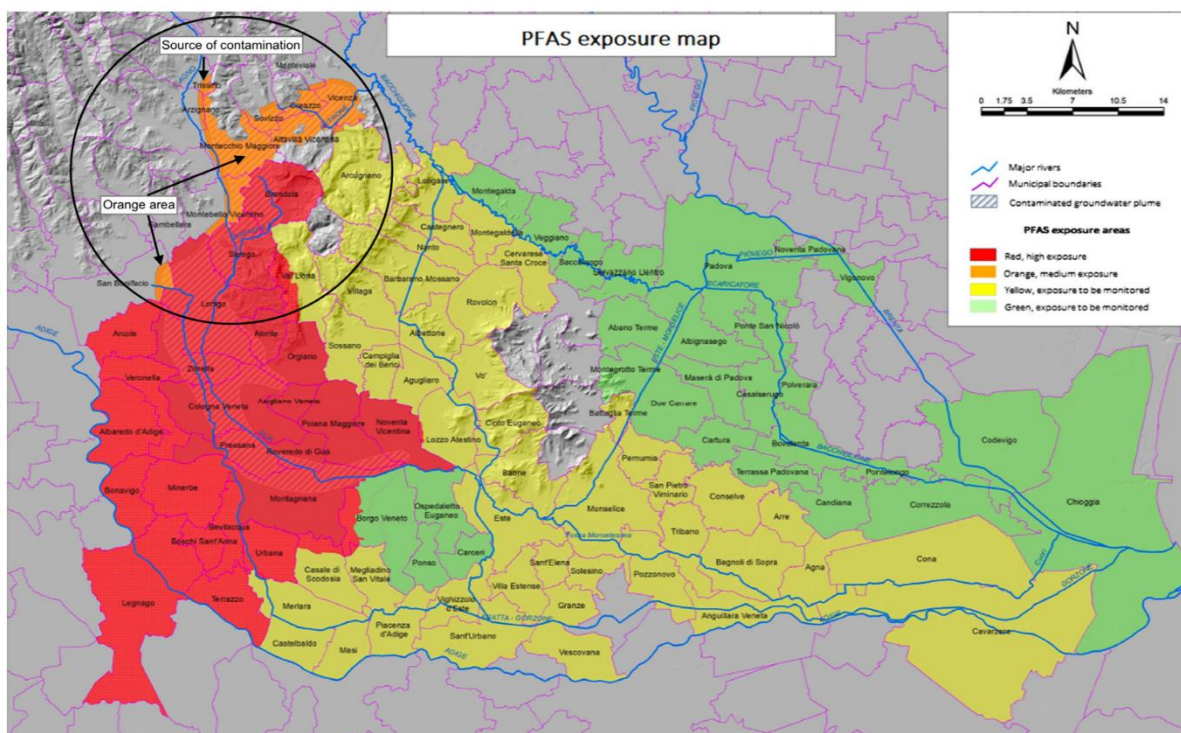
Η επιφανειακή παρακολούθηση της περιόδου 2013–2017 δείχνει ότι τα PFAS στις λεκάνες Bacchiglione και Fratta–Gorzone δεν προέρχονται μόνο από μία πηγή. Η ARPAV αναγνωρίζει

ως σημαντικούς παράγοντες το σύστημα απορροής A.Ri.C.A., αλλά και την επικοινωνία μεταξύ υπόγειων και επιφανειακών νερών. Αυτό σημαίνει ότι PFAS που υπάρχουν στη ρυπασμένη υπόγεια ζώνη μπορούν, σε ορισμένες περιοχές, να μεταφέρονται και προς το επιφανειακό υδρογραφικό δίκτυο. Παράλληλα, η παρουσία βιομηχανικών περιοχών, καναλιών, αντλιοστασίων, αρδευόμενων εκτάσεων και υδροληψιών κάνει τη μεταφορά των PFAS πιο σύνθετη. Για τον λόγο αυτό, η ρύπανση στα επιφανειακά νερά των λεκανών αυτών πρέπει να ερμηνεύεται ως αποτέλεσμα συνδυασμού σημειακών εκροών και ανταλλαγών μεταξύ υπόγειων και επιφανειακών υδάτων (ARPAV, 2017· ARPAV, 2019).

4.2 Παρουσία PFAS σε υδάτινα συστήματα

4.2.1 Υπόγεια νερά

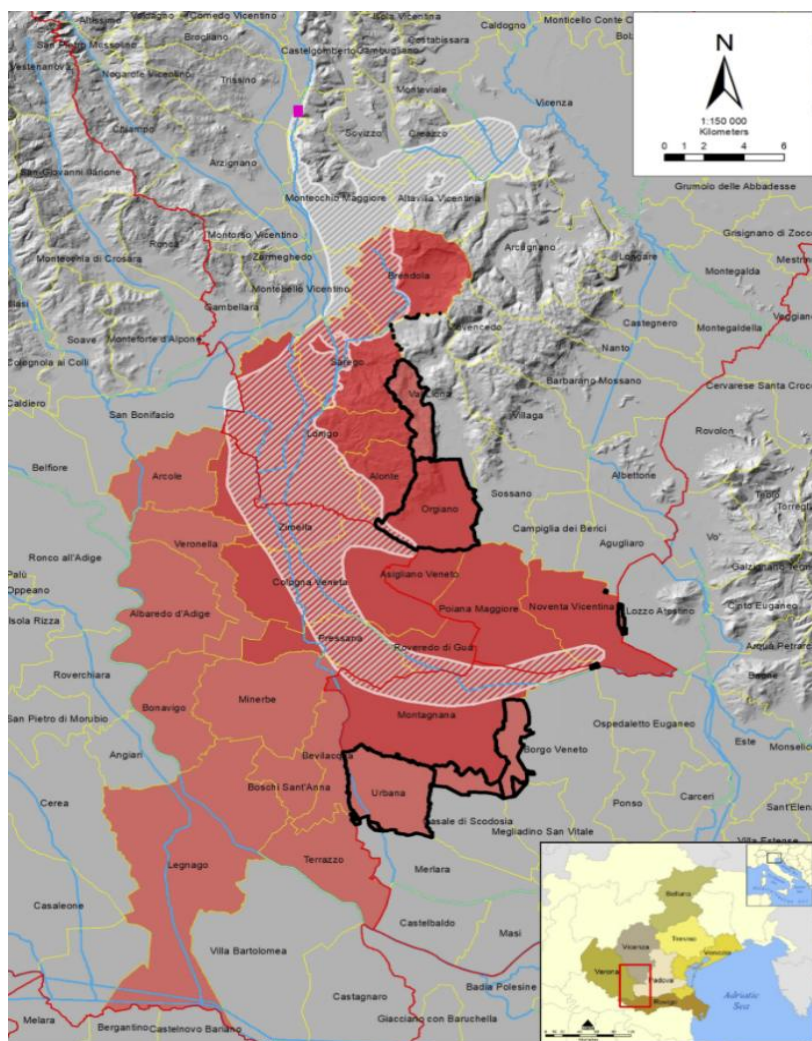
Πρόσφατη πρωτογενής βιβλιογραφία και επίσημα δεδομένα δείχνουν ότι το υπόγειο υδατικό σύστημα της Περιφέρειας Βένετο περιέχει σημαντικές συγκεντρώσεις PFAS. Οι υψηλές τιμές σχετίζονται με την ιστορική λειτουργία του εργοστασίου παραγωγής φθοροχημικών Miteni (Trissino) και την κατάληξη των απορροών του στους υπόγειους υδροφορείς της περιοχής (Batzella et al., 2022). Μετά την ανακάλυψη της ρύπανσης το 2013, η υπηρεσία προστασίας περιβάλλοντος ARPAV ανέπτυξε πρόγραμμα παρακολούθησης που μετρούσε 12 PFAS: PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFOA, PFOS, PFNA, PFDeA, PFUnA και PFDoA.



Εικόνα 1: Χάρτης έκθεσης σε PFAS στην Περιφέρεια Βένετο, με διάκριση των περιοχών σε Κόκκινη, Πορτοκαλί, Κίτρινη και Πράσινη Ζώνη. Πηγή: Menegatto et al. (2023), προσαρμογή από Regione Veneto.

Το δίκτυο παρακολούθησης αφορά δημόσιες γεωτρήσεις και ιδιωτικά πηγάδια. Τα επίσημα δεδομένα ανοικτών δεδομένων της ARPAV (2013-2025) περιέχουν συγκεντρώσεις PFAS σε ng/L για όλα τα δείγματα νερού που συλλέγονται σε επαρχίες, δήμους και ημερομηνίες, επιβεβαιώνοντας ότι η υπηρεσία συλλέγει συστηματικά δεδομένα για τις κύριες ενώσεις PFAS στην περιοχή (Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav), 2019). Παρακάτω θα γίνει μια προσπάθεια ομαδοποίησης και ερμηνείας τους με βάση το τελευταίο αρχείο το οποίο είναι διαθέσιμο στον ιστότοπο τους.

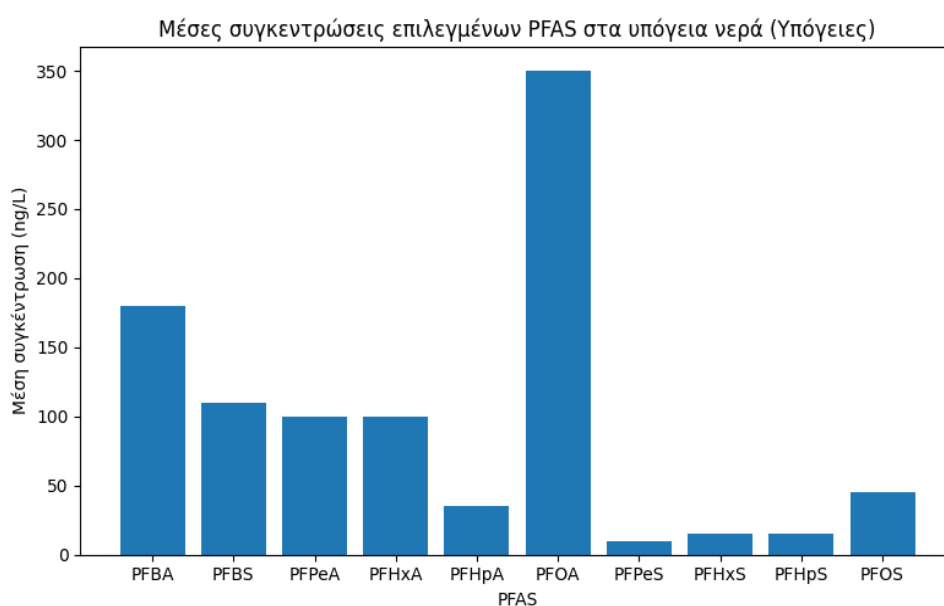
Τα δεδομένα που αναλύθηκαν προέρχονται από το αρχείο των 21.006 δειγματοληψιών νερού στην περιφέρεια Βένετο (περίοδος 2013-2025) και περιλαμβάνουν πληροφορίες για τον τύπο νερού (υπόγειο, επιφανειακό, πηγές), τη γεωγραφική θέση και τις συγκεντρώσεις πολλών ενώσεων PFAS. Οι δειγματοληψίες καταμετρήθηκαν κυρίως στα υπόγεια νερά (12 475 δείγματα), ενώ τα επιφανειακά νερά αντιπροσώπευαν 8 197 δείγματα και οι πηγές μόλις 334. Η βαρύτητα που δίνεται στις υπόγειες γεωτρήσεις αντανάκλα την ανησυχία για τον υδροφόρο που επιβαρύνθηκε από τις εκροές του εργοστασίου Miteni σε περιοχή έκτασης περίπου 190 km² η οποία χαρακτηρίστηκε ως «Κόκκινη Ζώνη».



Εικόνα 2: Χάρτης της περιοχής που έχει ρυπανθεί από PFAS στην Περιφέρεια Βένετο. Σημείωση: Κόκκινη Περιοχή: δήμοι που τροφοδοτούνταν από υδρευτικά έργα/δίκτυα επιβαρυνόμενα με PFAS. Κόκκινη Περιοχή Α (σκουρό κόκκινο): δήμοι της Κόκκινης Περιοχής που βρίσκονται πάνω στο υπόγειο νέφος ρύπανσης. Κόκκινη Περιοχή Β (ανοιχτό κόκκινο): δήμοι της Κόκκινης Περιοχής που βρίσκονται εκτός του υπόγειου νέφους ρύπανσης. Διακεκομμένη λευκή περιοχή: υπόγειο νέφος ρύπανσης. Ροζ κουκκίδα: θέση του χημικού εργοστασίου από το οποίο προήλθε η ρύπανση των υπόγειων υδάτων. Κίτρινες γραμμές: όρια δήμων. Κόκκινες γραμμές: όρια επαρχιών. Μπλε γραμμές: ποταμοί. Παχιά μαύρη γραμμή: όρια των νέων περιοχών που εντάχθηκαν στην Κόκκινη Περιοχή το 2018, δηλαδή 9 επιπλέον δήμοι, ορισμένοι από τους οποίους εντάχθηκαν μόνο μερικώς. Το πλαίσιο στην κάτω δεξιά γωνία δείχνει τη θέση της απεικονιζόμενης περιοχής στην Περιφέρεια Βένετο, στη βορειοανατολική Ιταλία. Πηγή: Pitter et al. (2020).

Στο γράφημα 1 αποτυπώνονται οι μέσες συγκεντρώσεις επιλεγμένων PFAS στα υπόγεια νερά των τριών επαρχιών για το έτος 2013. Παρατηρείται πως το PFOA παρουσιάζει την μεγαλύτερη συγκέντρωση στα υπόγεια νερά με μεγάλη διαφορά από τις υπόλοιπες ενώσεις και αποτέλεσε την κυρίαρχη ένωση στην αρχική φάση της ρύπανσης. Στη συνέχεια ακολουθούν οι

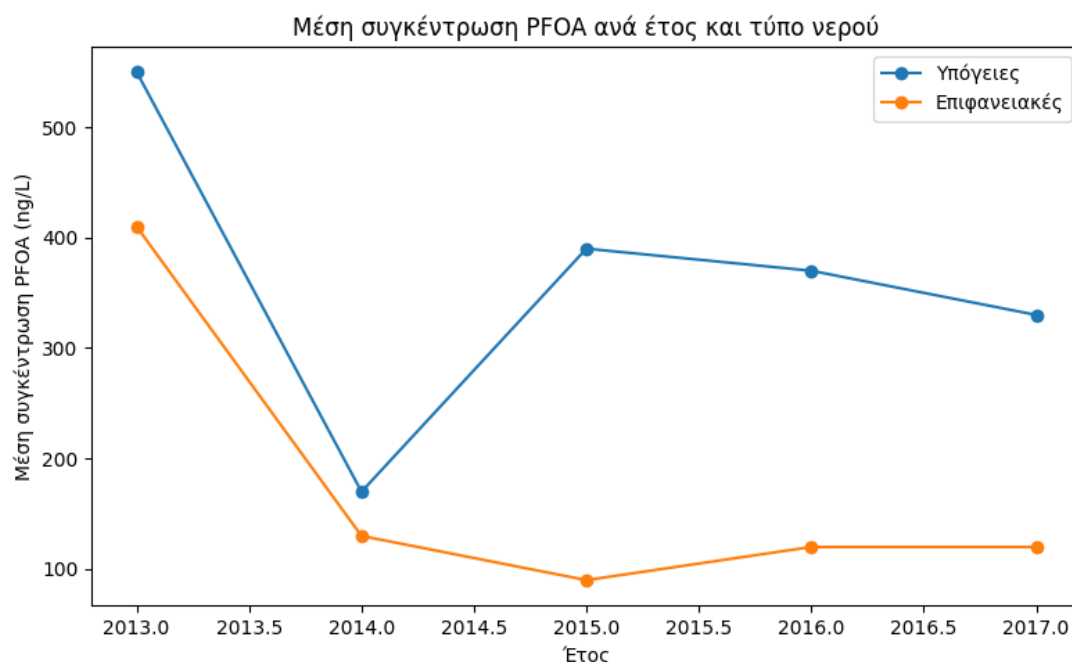
βραχείας αλυσίδας ενώσεις PFBS και PFBA καθώς και οι PFPeA και PFHxA. Όλες οι υπόλοιπες ενώσεις εμφανίζουν πολύ χαμηλότερες μέσες συγκεντρώσεις. Οι μέσες συγκεντρώσεις μας δείχνουν ότι η ρύπανση δεν περιορίστηκε μόνο στα PFOA αλλά αφορούσε μίγμα PFAS που περιελάμβανε και αρκετές ενώσεις βραχείας αλυσίδας. Η κυριαρχία των ενώσεων PFOA, PFBS, PFBA, PFPeA και PFHxA συμφωνεί με την βιβλιογραφία. Συγκεκριμένα οι Bertanza et al. (2020) εξέτασαν πραγματική περίπτωση ρύπανσης υπόγειων νερών από PFAS στην Περιφέρεια Βένετο σε περιοχή έκτασης 200 km². Ιδιαίτερα σημαντικό είναι ότι στο αντλούμενο υπόγειο νερό της μονάδας επεξεργασίας καταγράφηκαν υψηλές συγκεντρώσεις PFOA, καθώς και παρουσία PFBA, PFPeA, PFHxA και PFBS. Συγκεκριμένα, οι μέσες συγκεντρώσεις κατά την περίοδο παρακολούθησης βρέθηκαν για το PFOA 490 ng/L, για το PFBA 165 ng/L, για το PFPeA και το PFHxA 100 ng/L και για το PFBS 140 ng/L οι οποίες στην συνέχεια μειώθηκαν μετά την εφαρμογή φίλτρων κοκκώδους ενεργού άνθρακα. Οι τιμές αυτές επιβεβαιώνουν τη γενική εικόνα ότι η ρύπανση των υπόγειων νερών στο Βένετο χαρακτηριζόταν από υψηλή επιβάρυνση σε PFOA και ταυτόχρονη παρουσία πολλαπλών PFAS βραχύτερης αλυσίδας.



Γράφημα 1. Μέσες συγκεντρώσεις επιλεγμένων PFAS στα υπόγεια νερά

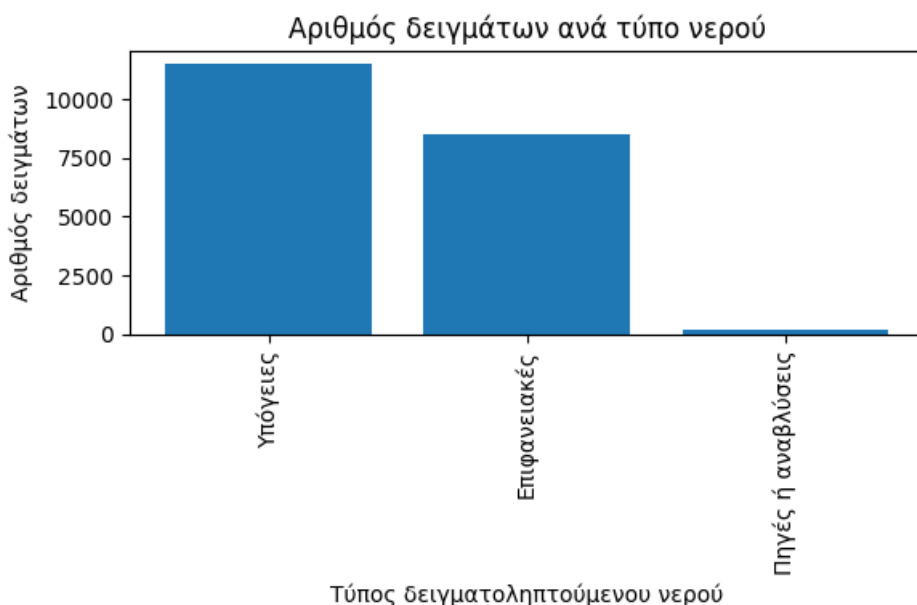
Η ανάλυση της μέσης συγκεντρώσεως PFOA ανά έτος και τύπο νερού η οποία παρουσιάζεται στο γράφημα 2 δείχνει ότι στα υπόγεια νερά οι υψηλότερες τιμές παρατηρήθηκαν το 2013 (≈ 542 ng/L) και μειώθηκαν σημαντικά το 2014, αντανακλώντας την εγκατάσταση συστημάτων κοκκώδους ενεργού άνθρακα (GAC) στους υδατοπαραγωγούς το καλοκαίρι του 2013. Παρά την πτωτική τάση, οι μέσες συγκεντρώσεις PFOA στις γεωτρήσεις παρέμειναν κατά πολύ υψηλότερες από το όριο 0,1 $\mu\text{g/L}$ που θέτει η ευρωπαϊκή Οδηγία για το πόσιμο νερό (0,1

μg/L = 100 ng/L), γεγονός που υπογραμμίζει τη βραδεία αποκατάσταση του υδροφορέα. Οι επιφανειακές λήψεις παρουσιάζουν χαμηλότερα επίπεδα PFOA (≈ 135 ng/L το 2013) και μικρότερες διακυμάνσεις, ενώ σε πηγές παρατηρήθηκαν ακραίες τιμές που ανεβάζουν το μέσο όρο (2.384 ng/L το 2015) αλλά αντικατοπτρίζουν λίγες τοπικά ρυπασμένες αναβλύσεις.



Γράφημα 2: Μέση συγκέντρωση PFOA ανά έτος και τύπο νερού

Η πτωτική αυτή τάση συμφωνεί με την βιβλιογραφία: οι δημόσιες αρχές ανέφεραν ότι μετά την εγκατάσταση φίλτρων GAC οι συγκεντρώσεις PFAS στο πόσιμο νερό μειώθηκαν κάτω από τα όρια ανίχνευσης έως το 2018 (Batzella et al., 2022), ενώ η βιοπαρακολούθηση έδειξε ότι οι κάτοικοι παρουσίασαν μείωση 62 % στα επίπεδα PFOA του αίματος στα έτη μετά την απομάκρυνση της πηγής έκθεσης (Batzella et al., 2024). Παρ' όλα αυτά, εργαστηριακές έρευνες σε ιδιωτικά πηγάδια το 2021-2022 μέτρησαν συνολικές συγκεντρώσεις PFAS 2.428 - 2.593 ng/L, αποκαλύπτοντας παραμονή υψηλών φορτίων σε ορισμένα σημεία (Tucci et al., 2025).



Γράφημα 3: Αριθμός δειγμάτων ανά τύπο νερού

Η περιγραφική στατιστική περίληψη των δέκα κύριων PFAS στις υπόγειες λήψεις δείχνει ότι η PFOA παραμένει η κυρίαρχη ένωση, με μέση τιμή 348 ng/L και μέγιστη 18.367 ng/L, ακολουθούν η PFBA (177 ng/L, μέγιστη 11.900 ng/L) και η PFBS (109 ng/L, μέγιστη 9.315 ng/L). Τα βραχείας αλυσίδας οξέα PFPeA, PFHxA και PFHpA παρουσιάζουν παρόμοιους μέσους όρους (≈ 90 ng/L), ενώ οι σουλφονικές μορφές PFPeS, PFHxS και PFHpS καταγράφουν πολύ χαμηλότερες μέσες συγκεντρώσεις (<13 ng/L). Ο μέσος όρος για την PFOS φτάνει τα 45 ng/L. Η υπεροχή της PFOA, PFBA και PFBS σε σχέση με άλλα PFAS συμφωνεί με τα αποτελέσματα των αρχικών μελετών της ARPAV που σημείωναν ότι αυτές οι ενώσεις εμφανίζονταν σε υψηλότερες συγκεντρώσεις στις δημοτικές γεωτρήσεις (Biggeri et al., 2024).

Η χρήση των διαγραμμάτων αυτών επιτρέπει να υποστηριχθεί με σαφήνεια ότι η ρύπανση των υπόγειων νερών της Κόκκινης Ζώνης χαρακτηρίζεται από (α) έντονη χωρική και χρονική διαφοροποίηση, (β) υψηλές συγκεντρώσεις PFOA και άλλων βραχείας αλυσίδας PFAS, και (γ) μεν πτωτική αλλά ακόμη υπερβαίνουσα τα θεσμικά όρια τάση μετά την εγκατάσταση φίλτρων GAC.

Η οικολογική μελέτη θνησιμότητας συνοψίζει επίσης τα αποτελέσματα χημικών αναλύσεων του 2013. Σύμφωνα με αυτήν, τα δείγματα νερού εμφάνισαν μέσες συγκεντρώσεις PFOA 319 ng/L, PFBA 123 ng/L, PFBS 91 ng/L, PFPeA 70 ng/L, PFHxA 52 ng/L, PFOS 18 ng/L και PFHpA 14 ng/L, ενώ το PFHxS ήταν κάτω από 10 ng/L. Τα ευρήματα αυτά επιβεβαιώνουν ότι τουλάχιστον επτά PFAS σε επίπεδα δεκάδων ή εκατοντάδων ng/L ήταν παρόντα στα υπόγεια

ύδατα της περιοχής στην αρχή της κρίσης (Biggeri et al., 2024). Ενώ, μια μελέτη του 2025 που εξέτασε δύο δείγματα υπόγειου νερού από ρυπασμένο πηγάδι στο Βένετο, ανέλυσε εννέα PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS) και οι συγκεκριμένες συγκεντρώσεις κυμαίνονταν από 7 έως 1.175 ng/L, με άθροισμα PFAS 2.428 ng/L (Σεπ 2021) και 2.593 ng/L (Μαρ 2022). Η μελέτη επισημαίνει ότι τα πιο άφθονα PFAS ήταν το PFOA, το PFBA και το PFBS, με το PFOA να φτάνει έως 1.175 ng/L. Αυτά τα στοιχεία υποδεικνύουν ότι, ακόμη και μετά την εγκατάσταση φίλτρων ενεργού άνθρακα στα δημόσια υδρευτικά δίκτυα, ορισμένα ιδιωτικά πηγάδια παρέμειναν ισχυρά ρυπασμένα (Tucci et al., 2025).

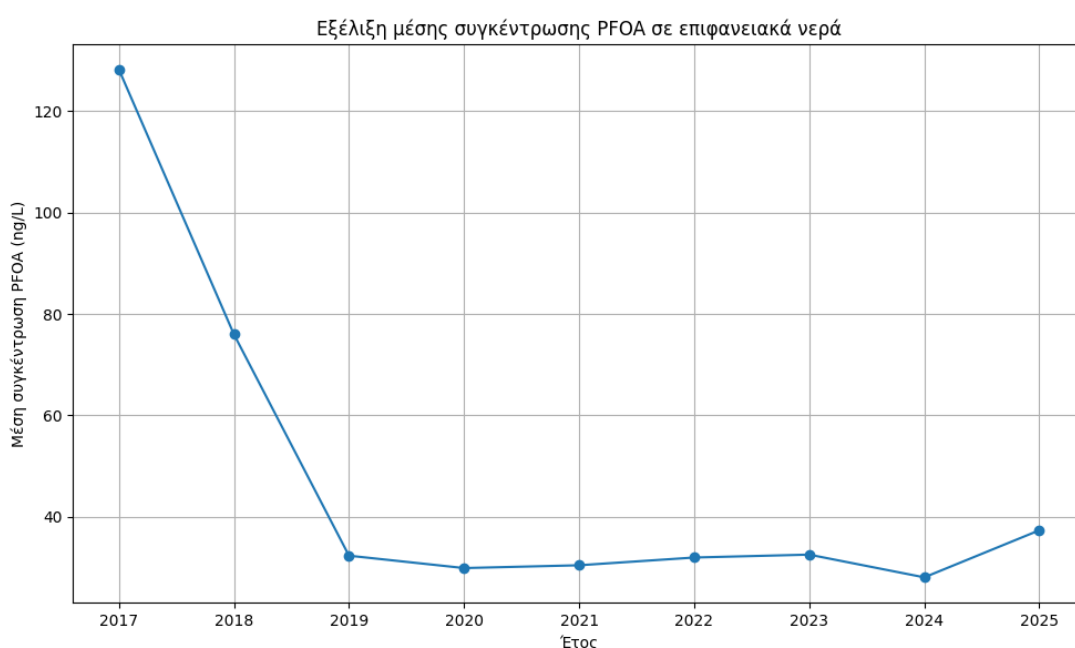
4.2.2 Επιφανειακά νερά

Το 2013 η υπηρεσία προστασίας περιβάλλοντος της Περιφέρειας Βένετο (ARPAV) εντόπισε για πρώτη φορά την παρουσία PFAS σε επιφανειακά ύδατα, δίνοντας έμφαση στην περιοχή των ποταμών Agno-Fratta-Gorzone, όπου η συνολική συγκέντρωση PFAS στα υπόγεια υδροφόρα στρώματα ξεπερνούσε τα 30 000 ng/L (Russo - Regione & Fuscoletti, 2015). Στο πλαίσιο του προγράμματος παρακολούθησης (2013-2018), η ARPAV ανέλυσε 205 σημεία ποταμών και 15 λιμνών και βελτίωσε το όριο ανίχνευσης για το PFOS στα 0,2 ng/L. Η εικόνα που αναδύεται από τα επιφανειακά δείγματα είναι ανησυχητική, καθώς τα PFOS δεν αποτελούσαν σποραδική παρουσία αλλά συστηματική επιβάρυνση σε ολόκληρο το υδρογραφικό δίκτυο. Ιδιαίτερα αποκαλυπτικές είναι οι επανειλημμένες υπερβάσεις του ορίου PFOA στους Bacchiglione και Fratta-Gorzone ποταμούς. Το γεγονός ότι αφορούν δύο αποδέκτες που τροφοδοτούν αστικές και αγροτικές ζώνες υποδηλώνει ότι η ρύπανση δεν ήταν ποιοτικό «ατύχημα» αλλά αποτέλεσμα δομικής, χρόνιας εισροής μέσω του συλλεκτήρα A.Ri.C.A. (ARPAV, 2019). Σύμφωνα με την ίδια έκθεση, ο ποταμός Po μετέφερε στη θάλασσα περίπου 800 kg PFAS ετησίως, ενώ το σύστημα Fratta-Gorzone συνεισέφερε φορτίο μεγαλύτερο των 100 kg/έτος. Τα δεδομένα αυτά επιβεβαιώνουν την ευρεία παρουσία PFAS σε πολλά επιφανειακά υδάτινα σώματα της περιοχής.

Πρωτογενείς μελέτες σε ιχθυολογικά μοντέλα παρείχαν μετρήσεις συγκέντρωσης για συγκεκριμένα ρεύματα. Σε μελέτη του 2022 σε τρία σημεία της επαρχίας Βιτσέντσα, το ρεύμα Torrente Leogra (στα βόρεια του ρυπασμένου χώρου) είχε συγκεντρώσεις PFAS κάτω από το όριο ανίχνευσης, ενώ το ρέμα Roggia Moneghina παρουσίασε χαμηλή επιβάρυνση με PFOS 95,5 ng/L. Αντίθετα, ο ποταμός Retrone – ο οποίος δέχεται αστικά λύματα και βρίσκεται στην άμεση ζώνη επιρροής της βιομηχανίας – εμφάνισε συγκεντρώσεις PFOA 582,6 ng/L και PFOS 95,5 ng/L (Piva et al., 2022). Μια νεότερη μελέτη του 2025 που κατατάσσει 4 ρέματα βάσει των δεδομένων της ARPAV ταξινομήσε το Roggia Moneghina ως «περιοχή ελέγχου» με συνολικές συγκεντρώσεις PFAS <10 ng/L, τον Fosso Brenta ως «χαμηλά ρυπασμένο» (10–500 ng/L), τον Scolo Togna ως «μεσαία ρυπασμένο» (500–1 000 ng/L) και τον Torrente Poscola ως «υψηλά ρυπασμένο», όπου το άθροισμα των PFAS ξεπερνούσε τα 1.000 ng/L (Pacchini et al., 2025), αυτές οι κατηγορίες αποτυπώνουν την μεγάλη χωρική ετερογένεια των επιφανειακών υδάτων της περιοχής.

Η κοινοβουλευτική ερώτηση E-001305/2017 του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου τόνιζε ότι οι κυρίαρχες ενώσεις σε όλα τα νερά που αναλύθηκαν ήταν το PFOS και το PFOA (Ευρωπαϊκό

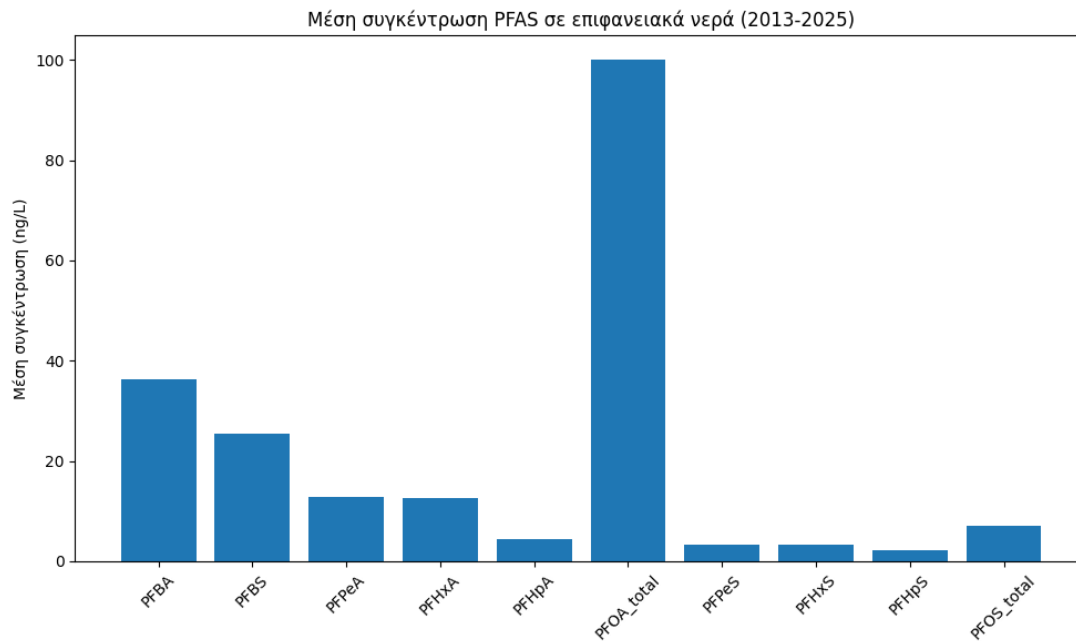
κοινοβούλιο, 2017), επιβεβαιώνοντας ότι οι δύο αυτές ενώσεις ήταν οι πιο διαδεδομένες και επιμένοντες στους ποταμούς του Βένετο. Η έκθεση Life Phoenix για την ρύπανση του Agno-Fratta-Gorzone ανέφερε ότι τα υπόγεια νερά της λεκάνης παρουσίαζαν συνολικά PFAS πάνω από 30.000 ng/L (Russo - Regione & Fuscoletti, 2015), γεγονός που εξηγεί τον έντονο εμπλουτισμό των επιφανειακών υδάτων μέσω υπόγειας τροφοδοσίας. Η ανοιχτή βάση δεδομένων της ARPAV (2013-2025) επιβεβαιώνει ότι οι ίδιες ενώσεις – PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFHxS, PFHpS και PFOS – εξακολουθούν να ανιχνεύονται συστηματικά στα επιφανειακά νερά της περιοχής (Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav), 2019).



Γράφημα 4: Εξέλιξη μέσης συγκέντρωσης PFOA (γραμμικό ισομερές) στο χρόνο

Πραγματοποιήθηκε ανάλυση 8.184 εγγραφών επιφανειακών δειγμάτων από το συγκεκριμένο σύνολο δεδομένων για να αποτυπωθεί η έκταση της ρύπανσης. Οι μέσες συγκεντρώσεις οι οποίες παρουσιάζονται στο γράφημα 5 (ng/L) ήταν περίπου 36,3 για την PFBA, 25,4 για την PFBS, 12,9 για την PFPeA, 12,7 για την PFHxA, 4,4 για την PFHpA, 100 για το άθροισμα ισομερών PFOA, 3,4 για την PFHxS, 2,3 για την PFHpS και 7,2 για το άθροισμα ισομερών PFOS, ενώ οι διάμεσες τιμές κυμαίνονταν γύρω από το όριο ανίχνευσης (2,5 ng/L για τις περισσότερες ενώσεις). Οι μέγιστες μετρηθείσες τιμές, ωστόσο, ήταν εντυπωσιακά υψηλές: PFBA 11 971 ng/L, PFBS 2 685 ng/L, PFOA 2 650 ng/L, PFHxS 2 025 ng/L και PFOS 4 195 ng/L. Τα ευρήματα αυτά συνάδουν με τις κατηγορίες ρύπανσης της ARPAV, καθώς δείχνουν ότι, μολονότι οι μέσες συγκεντρώσεις παραμένουν σχετικά χαμηλές, υπάρχουν σημεία

όπου οι τιμές ξεπερνούν κατά πολύ τα 1.000 ng/L, όπως στην περίπτωση του Torrente Poscola (Pacchini et al., 2025). Συγκρινόμενες με τις επιμέρους μελέτες, οι μέγιστες τιμές του συνόλου δεδομένων είναι υψηλότερες από τις μετρήσεις των 582,6 ng/L PFOA και 95,5 ng/L PFOS που αναφέρθηκαν στον ποταμό Retrone (Piva et al., 2022), γεγονός που υποδηλώνει την ύπαρξη ακόμη πιο ρυπασμένων σημείων στην ευρύτερη περιοχή.



Γράφημα 5: Μέση συγκέντρωση PFAS σε επιφανειακά ύδατα

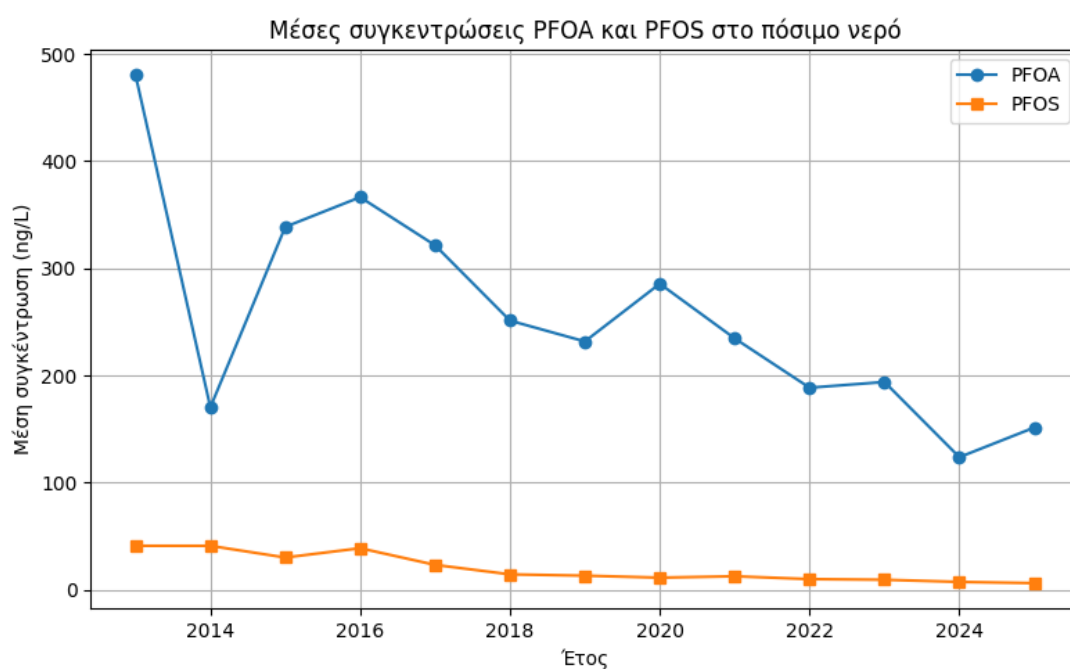
4.2.3 Πόσιμο νερό

Τα πρώτα στοιχεία από τη βιβλιογραφία αναφέρουν υψηλές συγκεντρώσεις PFAS σε πόσιμο νερό. Μελέτη σε 152 δείγματα (Ιούλιος–Αύγουστος 2013) κατέγραψε ότι το PFOA είχε διάμεσο συγκέντρωση 546 ng/L, το PFBA 173 ng/L, το PFBS 183 ng/L, το PFPeA 100 ng/L, το PFHxA 79,5 ng/L, το PFHpA 56 ng/L, το PFOS 29,3 ng/L και το PFHxS 66 ng/L (Pitter et al., 2020). Άλλη μελέτη, η οποία αξιολόγησε 66 σημεία πόσιμου νερού στην «κόκκινη περιοχή», ανέφερε ότι τον Σεπτέμβριο 2013 οι μέσες συγκεντρώσεις ήταν περίπου 319 ng/L για το PFOA, 123 ng/L για το PFBA, 91 ng/L για το PFBS, 70 ng/L για το PFPeA, 52 ng/L για το PFHxA και 18 ng/L για το PFOS (Biggeri et al., 2024). Μέχρι το 2017 οι συγκεντρώσεις είχαν μειωθεί αλλά παρέμεναν ανιχνεύσιμες, ενώ μετά την εγκατάσταση φίλτρων ενεργού άνθρακα οι μετρήσεις από το 2018 και εξής ήταν κάτω από το όριο ανίχνευσης (5 ng/L) (Biggeri et al., 2024). Η Greenpeace Ιταλίας πραγματοποίησε ανεξάρτητη έρευνα το 2024-2025 σε 260 δείγματα από όλη τη χώρα και διαπίστωσε ότι το 79 % των δειγμάτων περιείχαν τουλάχιστον ένα δείγμα PFAS, στο Βένετο ανιχνεύθηκαν PFAS σε 19 από τα 20 δείγματα πόσιμου νερού (Ungherese, 2025).

Πίνακας 3: Μέσες συγκεντρώσεις PFOA/PFOS ανά έτος στο πόσιμο νερό

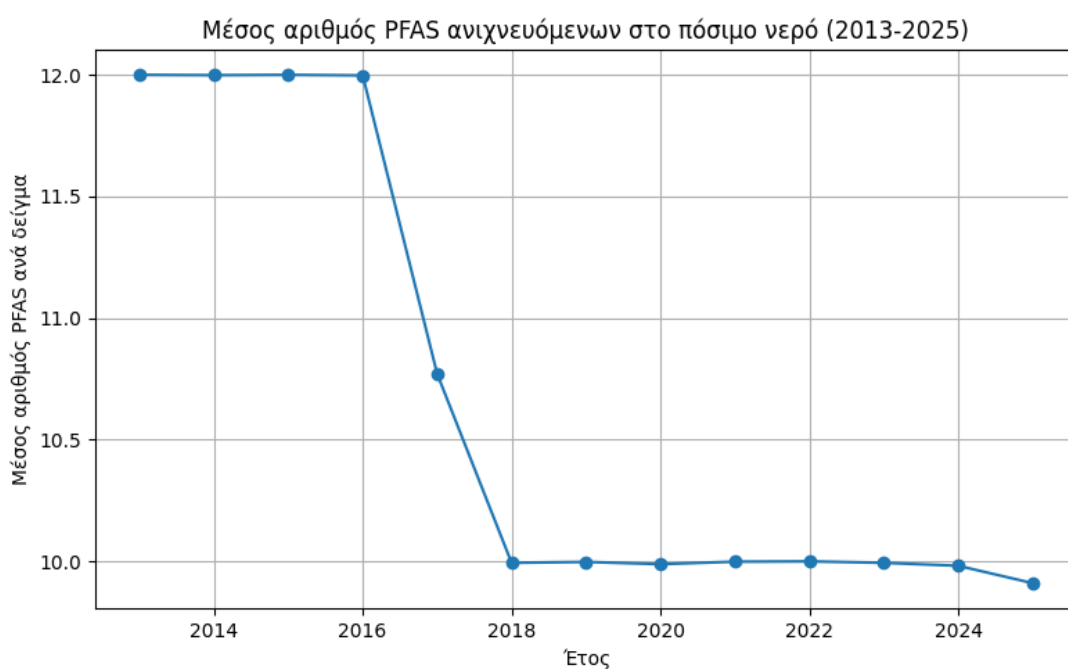
Έτος	Μέση συγκέντρωση PFOA (ng/L)	Μέση συγκέντρωση PFOS (ng/L)
2013	480.6	41.1
2014	170.4	41.1
2015	338.7	30.2
2016	366.4	38.8
2017	321.5	23.3
2018	251.2	14.5
2019	231.8	13.2
2020	285.7	11.4
2021	234.7	12.7
2022	188.6	10.0
2023	194.0	9.4
2024	123.8	7.4
2025	151.4	6.3

Η ανάλυση των δεδομένων της Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav), (2019) επιβεβαιώνει τις τάσεις που αναφέρουν οι παραπάνω μελέτες. Από το 2013 έως το 2016 όλα τα προαναφερθέντα PFAS (PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFOA, PFOS, PFNA, PFDA, PFUnDA και PFDoDA) ανιχνεύθηκαν σχεδόν σε όλα τα δείγματα πόσιμου νερού του δικτύου, με μέσο αριθμό δώδεκα ενώσεων ανά δείγμα. Οι μέσες τιμές αθροιστικών PFAS ανά έτος ανέρχονταν σε περίπου 982 ng/L το 2013 και 979 ng/L το 2016, ενώ οι μέγιστες τιμές ξεπερνούσαν τα 5.000 ng/L. Το PFOA παρουσίαζε τη μεγαλύτερη συνεισφορά [Βλ. Γράφημα 6]: το 2013 καταγράφηκε μέση τιμή 480 ng/L, με μέγιστη τιμή 3.630 ng/L και διάμεσο 7,5 ng/L, το PFOS παρουσίαζε αντίστοιχα μέση τιμή 73 ng/L και μέγιστη 1.920 ng/L. Το PFBA, το PFBS και το PFPeA εμφάνιζαν μέσες τιμές αντίστοιχα 123 ng/L, 129 ng/L και 67 ng/L, ενώ τα PFHxA, PFHxS και PFHpA είχαν μέσες συγκεντρώσεις από 66 έως 84 ng/L. Επίσης ανιχνεύθηκαν PFNA, PFDA, PFUnDA και PFDoDA με μέσες τιμές από 5 έως 7 ng/L. Οι τιμές αυτές είναι συγκρίσιμες με εκείνες που αναφέρονται στις κλινικές μελέτες του 2013 των Biggeri et al. (2024).



Γράφημα 6: Μέσες συγκεντρώσεις PFOA και PFOS στο πόσιμο νερό (2013-2025)

Μετά το 2016 παρατηρείται σταδιακή αποκλιμάκωση της ρύπανσης (γράφημα 6). Η μέση συγκέντρωση PFOA μειώθηκε από 366 ng/L το 2016 σε 252 ng/L το 2018 και σε 124 ng/L το 2024, με παρόμοια μείωση για το PFOS (από 107 ng/L το 2016 σε 18 ng/L το 2024). Η συνολική μέση συγκέντρωση όλων των PFAS υποχώρησε από 657 ng/L το 2017 σε 211 ng/L το 2024 και ο μέσος αριθμός ανιχνευόμενων ενώσεων ανά δείγμα μειώθηκε από δέκα σε περίπου εννέα. Η μείωση είναι ακόμη πιο εμφανής το 2025, όταν τα περισσότερα δείγματα παρουσιάζουν πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις· ωστόσο εξακολουθούν να ανιχνεύονται PFAS σε πολλούς δήμους, κυρίως PFBA, PFBS, PFPeA και PFHxA. Αυτή η επίμονη παρουσία αντανακλά την δυσκολία απομάκρυνσης των PFAS βραχείας αλυσίδας από το νερό, ενώ οι ενώσεις μακράς αλυσίδας (PFOA, PFOS, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA) έχουν μειωθεί εντονότερα. Τα αποτελέσματα επιβεβαιώνουν ότι οι εν λόγω ενώσεις εξακολουθούν να υπάρχουν στο δίκτυο πόσιμου νερού παρά την εγκατάσταση φίλτρων, αλλά οι συγκεντρώσεις τους μειώνονται με την πάροδο του χρόνου, ευθυγραμμιζόμενες με τις αναφορές ότι από το 2018 οι περισσότερες μετρήσεις είναι κάτω από το όριο ανίχνευσης.



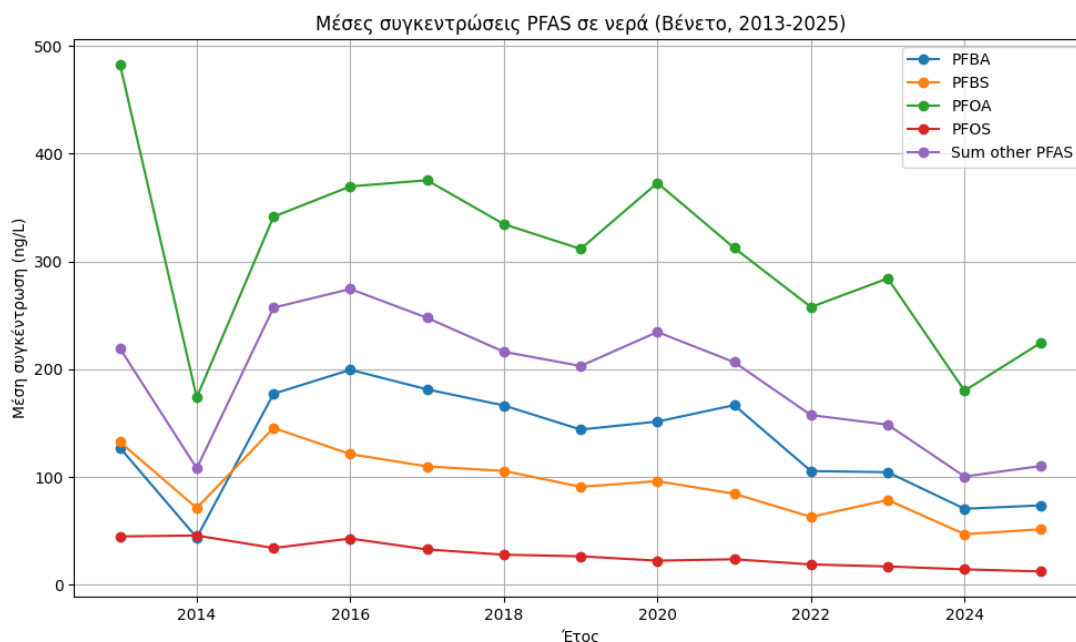
Γράφημα 7: Μέση τιμή PFAS που ανιχνεύθηκαν στο πόσιμο νερό (2013-2025)

4.2.4 Υγρά απόβλητα

Η βιομηχανική ρύπανση από PFAS στην περιοχή Βένετο αναδείχθηκε κυρίως εξαιτίας της μονάδας παραγωγής φθοριωμένων ουσιών Miteni στο Τρισσίνο, η οποία απέρριπτε τα υγρά απόβλητά της στον δημοτικό βιολογικό καθαρισμό. Ο καθαρισμός αυτός αναμειγνυόταν με λύματα από τέσσερις άλλες δημοτικές μονάδες και κατέληγε στον συλλεκτήρα A.Ri.C.A., έναν αγωγό που διοχετεύει τα επεξεργασμένα απόβλητα στον ποταμό Fratta–Gorzone. Λόγω αυτής της ανάμιξης, το αποτύπωμα των εκροών του εργοστασίου δεν μπορεί να διακριθεί από τις άλλες πηγές όμως η χημική σύνθεση των PFAS στα υγρά απόβλητα του εργοστασίου ταυτιζόταν με τη σύνθεση του συλλεκτήρα, γεγονός που κατέδειξε ότι το δίκτυο αυτό αποτελεί τον κυριότερο αγωγό εισόδου των PFAS στο ποτάμιο σύστημα (Biggeri et al., 2024).

Τα δεδομένα δειγματοληψίας που παρείχε η Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav), (2019) αφορούν κυρίως πηγές, υπόγεια και επιφανειακά νερά και όχι απευθείας υγρά απόβλητα, ωστόσο δείχνουν την επίπτωση των εκροών στο υδατικό περιβάλλον. Υπολογίστηκε η μέση συγκέντρωση (ng/L) ανά έτος για βασικούς PFAS (PFBA, PFBS, PFOA, PFOS και το άθροισμα άλλων PFAS) για την περίοδο 2013-2025. Τα αποτελέσματα, παρουσιάζουν πτωτική τάση με την πάροδο του χρόνου. Πιο συγκεκριμένα, οι μέσες συγκεντρώσεις PFBA έπεσαν από ~127 ng/L το 2013 σε ~74 ng/L το 2025. Το PFBS μειώθηκε από ~133 ng/L σε ~52 ng/L την ίδια περίοδο. Ενώ, το PFOA μειώθηκε από 483 ng/L το 2013 σε ~225 ng/L το 2025, με σημαντική μείωση μετά το 2020. Το PFOS μειώθηκε από ~45 ng/L

σε ~12 ng/L στην ίδια περίοδο, ενώ το άθροισμα των άλλων PFAS (PFPeA, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFNA, PFDA) μειώθηκε από ~219 ng/L σε ~110 ng/L [Βλ. Γράφημα 8].



Γράφημα 8: Διάγραμμα μέσης συγκέντρωσης PFAS (2013-2025)

Οι μέσοι όροι στις υπόγειες και επιφανειακές πηγές είναι γενικά μικρότεροι από τις συγκεντρώσεις στα λύματα, αλλά παραμένουν αρκετά υψηλοί ώστε να επιβεβαιώνουν τη συνεχιζόμενη επιβάρυνση του περιβάλλοντος. Στην αρχή της περιόδου (2013-2014) ορισμένες μέσες τιμές PFOA υπερέβαιναν τα 100 ng/L που προβλέπει το πρόσφατο ευρωπαϊκό όριο για επιφανειακά νερά, ενώ από το 2024–2025 οι μέσες συγκεντρώσεις βρίσκονται κάτω από τα περισσότερα τοπικά όρια (π.χ. 150 ng/L για PFOA, 30 ng/L για PFOS).

Πίνακας 4: Μέσες συγκεντρώσεις επιλεγμένων PFAS ανά έτος στα υπόγεια ύδατα

Έτος	PFBA (ng/L)	PFBS (ng/L)	PFOA (ng/L)	PFOS (ng/L)	Άθροισμα άλλων PFAS (ng/L)
2013	127.22	132.56	483.09	44.91	219.35
2014	43.78	71.20	173.91	45.76	108.13
2015	177.29	145.56	341.63	34.13	257.20
2016	199.54	121.29	369.74	42.92	274.58
2017	181.40	109.88	375.46	32.83	247.76
2018	166.44	105.71	334.72	27.92	216.28

2019	144.09	90.94	311.73	26.46	203.09
2020	151.49	96.20	372.98	22.40	234.62
2021	166.73	84.52	312.65	23.71	206.63
2022	105.58	63.02	257.76	18.91	157.52
2023	104.49	78.78	284.37	17.02	148.61
2024	70.57	46.95	180.13	14.35	100.52
2025	73.72	51.59	224.92	12.36	110.32

Η βιβλιογραφία δείχνει ότι οι εκροές των υγρών αποβλήτων του συλλεκτήρα A.Ri.C.A περιείχαν σημαντικές συγκεντρώσεις PFAS μέχρι το τέλος της δεκαετίας 2010 (A.Ri.C.A Consortium, 2017). Οι συγκεντρώσεις PFBA, PFBS, PFOS και της συνισταμένης των άλλων PFAS υπερέβαιναν συστηματικά τα προσωρινά όρια. Οι διάμεσες συγκεντρώσεις που δημοσιεύει ο A.Ri.C.A για το 2017-2024 δείχνουν αξιοσημείωτη μείωση αλλά παραμένουν πάνω από τις αυστηρότερες οριακές τιμές, ειδικά για τα PFBS και PFOA. Έτσι, η πτωτική τάση που παρατηρείται στα δεδομένα δειγματοληψίας νερού (2013-2025) συμφωνεί με τις τάσεις αυτές, αν και οι μέσες συγκεντρώσεις στα υπόγεια και επιφανειακά νερά είναι χαμηλότερες από τις εκροές, υποδηλώνοντας αραίωση και φυσικές διαδικασίες που μειώνουν τις τιμές κατά τη μεταφορά.

4.3 Δείκτες υγείας πληθυσμού και επιδημιολογικά ευρήματα

Η περιοχή της Περιφέρειας Βένετο στην Ιταλία αναγνώρισε σοβαρή ρύπανση από υπερφθοριωμένες και πολυφθοριωμένες αλκυλιωμένες ουσίες (PFAS) το 2013, όταν ελέγχθηκε το πόσιμο νερό και εντοπίστηκαν υψηλές συγκεντρώσεις κυρίως παραγόμενες από το εργοστάσιο Miteni στην πόλη Τρισσίνο. Η ρύπανση κάλυψε τρεις επαρχίες (Βιτσέντζα, Πάντοβα και Βερόνα) και ο περιφερειακός οργανισμός καθόρισε ζώνες έκθεσης: την κόκκινη περιοχή με τη μεγαλύτερη μόλυνση, την πορτοκαλί με μέτρια ρύπανση, την κίτρινη με χαμηλή ρύπανση και τη πράσινη περιοχή εκτός ρύπανσης. Περίπου 125.000 κάτοικοι εκτιμάται ότι εκτέθηκαν σε νερό με PFAS για δεκαετίες (Biggeri et al., 2024).

Σύμφωνα με τους γενικούς δείκτες υγείας της Περιφέρειας Βένετο, το προσδόκιμο ζωής το 2023 ανήλθε στα 83,8 έτη και τα 62,3 έτη υγιούς ζωής, τιμές που κατατάσσουν τη Βένετο και την Τοσκάνη στην κορυφή της Ιταλίας (Italian National Institute of Statistics, 2023). Η έκθεση «Benessere equo Sostenibilità dei Territori» αναφέρει ότι το 2023 η αποτρέψιμη θνησιμότητα στην Περιφέρεια ήταν 16,2 θάνατοι ανά 10.000 κατοίκους -η δεύτερη καλύτερη τιμή στην Ιταλία- και η βρεφική θνησιμότητα κυμάνθηκε από 1,1 έως 3,4 θανάτους ανά 1000 γεννήσεις ανάλογα με την επαρχία (Italian National Institute of Statistics, 2024). Η ίδια έκθεση σημειώνει ότι τα νευροεκφυλιστικά νοσήματα και οι όγκοι αποτελούν τις κυριότερες αιτίες θανάτου, ενώ η θνητότητα από καρκίνο στην επαρχία Ροβίγκο ήταν 14,4 ανά 10.000 κατοίκους, χαμηλότερη από άλλες επαρχίες (Italian National Institute of Statistics, 2024).

Η επιδημιολογική έρευνα για τον πληθυσμό που εκτέθηκε σε PFAS περιλαμβάνει μια μακροχρόνια μελέτη θνησιμότητας για το διάστημα 1985-2018. Σε αυτή τη μελέτη, η κόκκινη περιοχή (με τη μεγαλύτερη ρύπανση) παρουσίασε 51.621 θανάτους ενώ αναμένονταν 47.731, οδηγώντας σε λόγο τυποποιημένης θνησιμότητας (SMR) σε επιπλέον 3.890 θανάτους. Η μεγαλύτερη υπερβάλλουσα θνησιμότητα παρατηρήθηκε στα καρδιαγγειακά νοσήματα (ιδιαίτερα στη στεφανιαία νόσο, στη μυοκαρδιακή νέκρωση και στις ασθένειες του κυκλοφορικού), στον διαβήτη, στις ηπατικές και πεπτικές παθήσεις και σε ορισμένες κακοήθειες όπως ο καρκίνος νεφρού, μαστού, πνεύμονα και όρχεων (Biggeri et al., 2024). Η ανάλυση κατά υποπεριοχή έδειξε ότι η περιοχή Α (με μέγιστη ρύπανση των υπόγειων υδάτων) είχε τον μεγαλύτερο αριθμό υπερβάλλοντων θανάτων και ότι τα άτομα που γεννήθηκαν μετά το 1940 είχαν μεγαλύτερη αύξηση κινδύνου σε σύγκριση με παλαιότερες γενιές (Biggeri et al., 2024).

Πριν από αυτή τη μελέτη, μια οικολογική ανάλυση για την περίοδο 1980-2013 συνέκρινε τις θνητότητες σε κοινότητες με ρυπασμένο πόσιμο νερό έναντι καθαρών κοινοτήτων στο Βένετο.

Η διόρθωση της μελέτης ανέφερε ότι μεταξύ των ανδρών παρατηρήθηκαν αυξημένοι σχετικοί κίνδυνοι θνησιμότητας για όλες τις αιτίες (RR = 1,10), για τον διαβήτη (1,21), την εγκεφαλοαγγειακή νόσο (1,34), το έμφραγμα του μυοκαρδίου (1,22) και τη νόσο Alzheimer (1,33) (Mastrantonio et al., 2023). Οι αυξήσεις ήταν λιγότερο έντονες στις γυναίκες. Παράλληλα, μια επιστολή-ανασκόπηση κατέγραψε συσσωρευμένες περιπτώσεις καρκίνου όρχεων και ζήτησε επιτήρηση της υγείας των εκτεθειμένων κατοίκων (Saugo et al., 2024).

Οι μελέτες βιοπαρακολούθησης έδειξαν ότι οι κάτοικοι της κόκκινης περιοχής είχαν από τις υψηλότερες συγκεντρώσεις PFAS παγκοσμίως. Σε μια διατομεακή μελέτη σε εφήβους και νεαρούς ενήλικες, τα τρία κυριότερα PFAS στον ορό ήταν το PFOA (διάμεσος 19,3 ng/mL), το PFHxS (1,9 ng/mL) και το PFOS (2,6 ng/mL), με το φύλο, τον τόπο κατοικίας, τη διάρκεια κατοίκησης και τον αριθμό γεννήσεων να εξηγούν 23-43 % της διακύμανσης των συγκεντρώσεων (Pitter et al., 2020). Οι συγκεντρώσεις PFOA ήταν πολλαπλάσιες των γενικών πληθυσμών, υποδηλώνοντας παρατεταμένη έκθεση μέσω πόσιμου νερού (Pitter et al., 2020).

Σε μελέτη ενηλίκων που κατανάλωναν ρυπασμένο πόσιμο νερό, εννέα από τα δώδεκα εξετασθέντα PFAS βρέθηκαν σε σημαντικά υψηλότερες συγκεντρώσεις σε σύγκριση με τον πληθυσμό ελέγχου. Τα υψηλότερα επίπεδα σχετίστηκαν με το φύλο, τα έτη διαμονής στην περιοχή και την κατανάλωση ιδιοπαραγόμενων τροφίμων. Αντίθετα, οι γενετικές παραλλαγές του μεταφορέα οργανικών ανιόντων OATP1A2 (γονίδιο SLCO1A2), που διευκολύνει τη μεταφορά μορίων διαμέσου των κυτταρικών μεμβρανών, δεν συσχετίστηκαν με τις συγκεντρώσεις PFAS στο αίμα (Ingelido et al., 2018).

Μια προοπτική μελέτη με δύο μετρήσεις αίματος εντός τετραετίας διαπίστωσε ότι οι συγκεντρώσεις PFOA, PFOS και PFHxS μειώθηκαν κατά 62,1 %, 24,4 % και 35,4 % αντίστοιχα, και ότι η μείωση αυτών των PFAS συσχετίστηκε γραμμικά με μειώσεις της ολικής χοληστερόλης, της LDL και της HDL (Batzella et al., 2024). Επιπλέον, το διδακτορικό έργο της Batzella (2022) εκτίμησε τον χρόνο ημιζωής του PFOA σε νεαρούς ενήλικες στην περιοχή· η μέση αρχική συγκέντρωση ήταν 49 ng/mL, η μείωση στο διάστημα παρακολούθησης 62,45 % και ο μέσος χρόνος ημιζωής 2,36 έτη (2,04 έτη στις γυναίκες, 2,83 έτη στους άνδρες), ενώ η απομάκρυνση ήταν ταχύτερη σε άτομα που δεν κατανάλωναν αλκοόλ ή δεν κάπνιζαν.

Το επάγγελμα και οι συνήθειες διατροφής επηρέασαν σημαντικά τις συγκεντρώσεις PFAS. Έρευνα σε αγρότες και κατοίκους διαπίστωσε ότι οι αγρότες που κατανάλωναν νερό από δικές τους γεωτρήσεις και τρόφιμα από τα χωράφια τους είχαν τις υψηλότερες συγκεντρώσεις (διάμεσος PFOA $\approx$ 40 ng/g), και ότι σημαντικοί παράγοντες ήταν ο τόπος κατοικίας, το φύλο, η

κατανάλωση ιδιοπαραγόμενων τροφίμων και τα έτη διαμονής (Ingelido et al., 2020). Επίσης, οι άνδρες πρώην εργάτες που εργάζονταν σε εργοστάσιο παραγωγής PFAS και άλλων χημικών ($n = 232$) παρουσίασαν πολύ υψηλές συγκεντρώσεις (PFOA 80,8 ng/mL) και οι αναλύσεις μιγμάτων έδειξαν ότι αυξήσεις στο μείγμα PFAS σχετίζονταν με αυξημένα επίπεδα ολικής χοληστερόλης και LDL (+8,41 mg/dL και +8,02 mg/dL για κάθε τεταρτημόριο αύξησης) και ελαφρά αύξηση της συστολικής πίεσης αίματος (+3,21 mmHg). τα PFNA και PFHxS συνέβαλαν περισσότερο στην αύξηση της χοληστερόλης ενώ το PFOA και το PFOS στη πίεση (Batzella et al., 2022). Σε μεγαλύτερο δείγμα 34.633 ενηλίκων με ιστορικό έκθεσης, αναλύσεις μιγμάτων έδειξαν ότι κάθε αύξηση ενός τεταρτημορίου στο μίγμα PFAS συνδεόταν με αύξηση της ολικής χοληστερόλης κατά 4,09 mg/dL, της HDL κατά 1,13 mg/dL και της LDL κατά 3,14 mg/dL, με τα PFOS και PFNA να έχουν τη μεγαλύτερη συνεισφορά, αν και το PFOA ήταν το κυρίαρχο έκθετο (Batzella, Jeddi, et al., 2022). Μια άλλη διατομεακή μελέτη σε 9.475 παιδιά και εφήβους διαπίστωσε ότι υψηλότερα επίπεδα PFOA, PFOS, PFHxS και PFNA συσχετίζονταν με υψηλότερη ολική και LDL χοληστερόλη, ενώ το PFOS συσχετίστηκε με χαμηλότερο δείκτη μάζας σώματος (BMI), ωστόσο δεν παρατηρήθηκαν συσχετίσεις με την αρτηριακή πίεση (Canova et al., 2021).

Οι επιπτώσεις της έκθεσης σε PFAS επεκτείνονται σε αναπαραγωγικούς δείκτες. Σε ανάλυση 105.114 γεννήσεων, όπου συγκρίθηκε περιοχή με τεκμηριωμένη ρύπανση από PFAS με μη ρυπασμένη περιοχή αναφοράς, καταγράφηκε υψηλότερη συχνότητα σοβαρής “μικρού για την ηλικία κύησης” (*Severe SGA: συνήθως οριζόμενο ως βάρος γέννησης κάτω από το αναμενόμενο για την ηλικία κύησης/το φύλο*) στα νεογνά της επιβαρυνμένης περιοχής (3,44 % έναντι 2,67 %), με προσαρμοσμένο λόγο πιθανοτήτων 1,27 (95 % CI 1,16-1,39), υποδηλώνοντας ότι τα PFAS μπορεί να επηρεάζουν την ενδομήτρια ανάπτυξη (Manea et al., 2020). Επιπλέον, τα νοικοκυριά της πορτοκαλί ζώνης, που δεν καλύπτονταν από το πρόγραμμα επίσημης βιοπαράκολουθησης, ανέφεραν συναισθήματα αβεβαιότητας, έλλειψης υποστήριξης και «υγειονομικού αποκλεισμού», λόγω της άνισης αντιμετώπισης μεταξύ ζωνών, γεγονός που επέτεινε τις ψυχοκοινωνικές επιπτώσεις (Marialuisa Menegatto & Zamperini, 2023). Ακόμα, στον κοινωνικοψυχολογικό τομέα, εθνογραφική μελέτη σε 32 γονείς περιέγραψε τρεις φάσεις της εμπειρίας: σοκ μετά την ανακάλυψη της ρύπανσης, αναπροσαρμογή της καθημερινότητας και μακρόχρονη συνύπαρξη με τα PFAS. Οι γονείς βιώνουν συνεχή αβεβαιότητα και αναφέρουν ότι αισθάνονται «απώλεια αθωότητας» και περιβαλλοντική προσαρμογή (Menegatto et al., 2022).

Μελέτη για την έναρξη της εμμηνόπαυσης εξέτασε 2.321 γυναίκες. Στην διατομεακή ανάλυση διαπιστώθηκε ότι αυξήσεις 1 ln-μονάδας στις συγκεντρώσεις PFOA, PFOS και PFHxS

σχετίζονταν με αυξημένη πιθανότητα εμφάνισης (OR = 1,31 για PFOA, 1,51 για PFOS και 1,42 για PFHxS). Οι αναδρομικές αναλύσεις με ανακατασκευασμένες συγκεντρώσεις έδειξαν ασθενέστερες θετικές συσχετίσεις, ενώ η προοπτική παρακολούθηση δεν βρήκε συσχέτιση, υποδεικνύοντας πιθανή αντίστροφη αιτιότητα (Berti et al., 2024).

Νέα μελέτη εξερεύνησε τις εμπειρίες των κατοίκων απέναντι στο πρόγραμμα ανθρωπο-βιοπαράκολούθησης (HBM). Η μελέτη 84 κατοίκων της «κόκκινης ζώνης» έδειξε μέτρια ικανοποίηση από το HBM (μέση τιμή = 2,53 σε κλίμακα 1–4) και μέση ποιότητα ζωής 3,48/5. Οι ανησυχίες για τους κινδύνους από τα PFAS συσχετίστηκαν αρνητικά με την ποιότητα ζωής ($r = -0,25$) και με την ικανοποίηση από το HBM ($r = -0,27$). Οι άνδρες ήταν πιο ικανοποιημένοι (2,71) και ανέφεραν καλύτερη ποιότητα ζωής (3,62) από τις γυναίκες (2,36 και 3,35 αντίστοιχα), ενώ οι γυναίκες και οι γονείς είχαν μεγαλύτερη ανησυχία για τους κινδύνους. Μοντέλο παλινδρόμησης έδειξε ότι η ικανοποίηση από το HBM μετριάζει τη σχέση μεταξύ ανησυχίας και ποιότητας ζωής, εξηγώντας 17,4 % της διακύμανσης (Menegatto et al., 2025).

Ακόμα μια μελέτη της περιόδου κύησης σε 319 έγκυες γυναίκες εξέτασε τις συγκεντρώσεις PFAS και τα λιπίδια αίματος σε διαφορετικά τρίμηνα. Στο πρώτο τρίμηνο οι γεωμετρικοί μέσοι των PFAS ήταν 14,78 ng/mL για το PFOA, 2,67 ng/mL για το PFOS και 1,89 ng/mL για το PFHxS. Το PFOS συσχετίστηκε θετικά με τη συνολική χοληστερόλη, ενώ το PFHxS με την HDL. Στο τρίτο τρίμηνο, το PFOA και το PFHxS συσχετίστηκαν αρνητικά με τη συνολική χοληστερόλη και την LDL, δείχνοντας ότι οι συσχετίσεις μπορεί να αλλάζουν με το τρίμηνο (Dalla Zuanna et al., 2021).

Εκτεταμένη ανάλυση σε 15.876 νεαρούς ενήλικες βρήκε ότι 8,1 % πληρούν τα κριτήρια για μεταβολικό σύνδρομο. Το PFOS φάνηκε να έχει προστατευτικό αποτέλεσμα έναντι του συνδρόμου (λόγος πιθανοτήτων = 0,76 ανά ln-PFOS), ενώ το PFOA, το PFHxS και το PFNA δεν είχαν σημαντική σχέση. Ωστόσο, όλα τα PFAS συσχετίστηκαν θετικά με επιμέρους στοιχεία του συνδρόμου, κυρίως την αυξημένη αρτηριακή πίεση και τα τριγλυκερίδια (Zare Jeddi et al., 2021). Σε άλλη μελέτη του ίδιου δείγματος παρατηρήθηκε ότι αύξηση 1 ln-μονάδας σε κάθε PFAS αύξανε την πιθανότητα υπέρτασης (OR = 1,06 για PFOA, 1,13 για PFOS, 1,08 για PFHxS και 1,20 για PFNA) και ότι η διαφορά της συστολικής πίεσης μεταξύ χαμηλότερου και υψηλότερου δεκατημορίου έκθεσης σε PFOA ήταν 1,54 mmHg (Pitter, Zare Jeddi, et al., 2020).

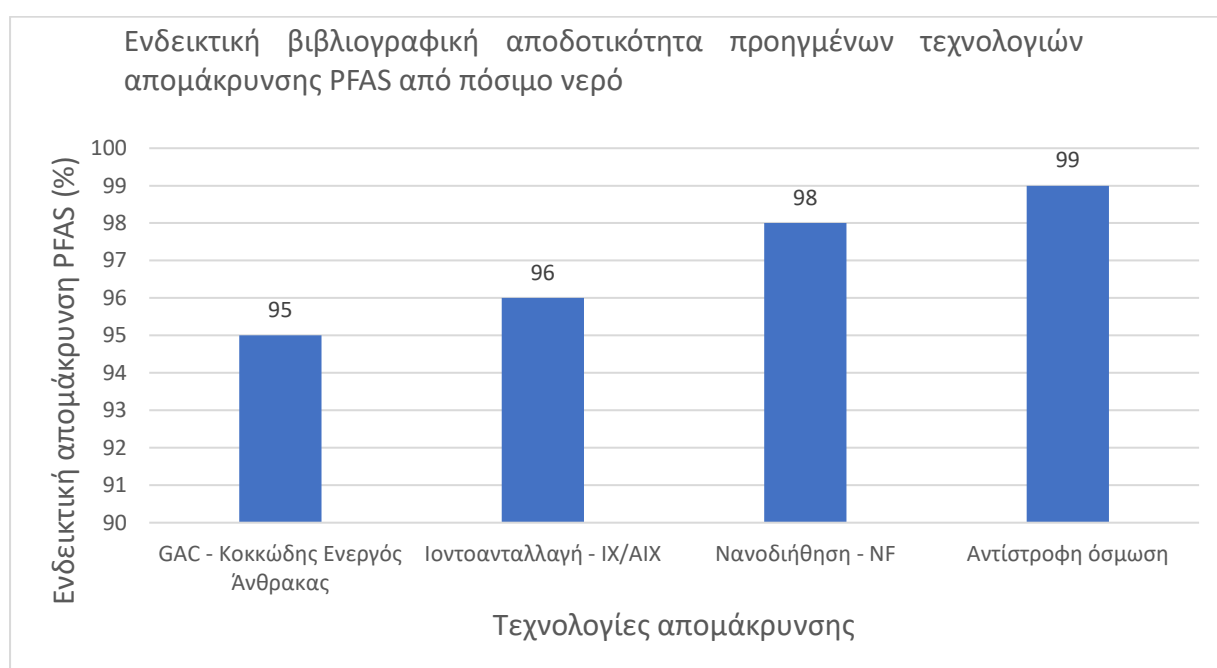
Η επίδραση των PFAS στη λειτουργία του ήπατος διερευνήθηκε σε 42.094 συμμετέχοντες. Σε άνδρες, αύξηση μιας λογαριθμικής μονάδας PFHxS συσχετίστηκε με αύξηση 1,49 % της τρανσαμινάσης ALT, ενώ το PFOA αύξησε κατά 1,03 % την ALT και κατά 0,60 % την AST. Στις γυναίκες οι αυξήσεις ήταν μικρότερες (0,84 % και 0,52 % αντίστοιχα). Η ανάλυση μίγματος έδειξε ότι αύξηση ενός τεταρτημορίου στις συγκεντρώσεις PFAS συνδέθηκε με άνοδο 3,02 % της ALT στις γυναίκες και 1,65 % στους άνδρες. Ο δείκτης μάζας σώματος (BMI) μετρίαζε την επίδραση των PFAS στις τρανσαμινάσες, υποδεικνύοντας αλληλεπίδραση με την παχυσαρκία (Rosato et al., 2024).

Μελέτη για τα επίπεδα βιταμίνης D, ασβεστίου και παραθορμόνης σε 1.174 ενήλικες έδειξε θετικές συσχετίσεις των PFOA, PFOS και PFHxS με το ασβέστιο του ορού ($\beta = 0,03, 0,06$ και $0,04$ αντίστοιχα), αλλά καμία σημαντική σχέση με τη βιταμίνη D ή την παραθορμόνη. Μόνο μια ασθενής θετική συσχέτιση βρέθηκε μεταξύ του $\ln$ -25OHD και του PFOS. Τα ευρήματα υποδηλώνουν ότι η υψηλή έκθεση μπορεί να επηρεάζει τον μεταβολισμό του ασβεστίου ανεξάρτητα από συμπληρώματα βιταμίνης D (Di Nisio et al., 2025).

4.4 Επιλογή και εφαρμοσιμότητα τεχνολογιών απομάκρυνσης για τις τοπικές συνθήκες

Στην περιφέρεια Βένετο της βόρειας Ιταλίας, η παρουσία υπερφθοροαλκυλικών και πολυφθοροαλκυλικών ενώσεων (PFAS) στα υπόγεια νερά συνδέεται με πολυετή εκροή αποβλήτων από το εργοστάσιο Miteni στην Τρισσίνο. Από τη δεκαετία του 1960 έως το 2018 το εργοστάσιο παρήγαγε PFAS, με αποτέλεσμα τη συσσώρευση ρύπανσης σε υδροφορείς και την προσβολή του δικτύου ύδρευσης. Η έκταση της ρύπανσης ανακαλύφθηκε το 2013 μετά από έρευνα του IRSA-CNR και της ARPAV, η οποία οδήγησε στη δημιουργία της «Κόκκινης Ζώνης» που περιλαμβάνει περίπου 30 δήμους και πληθυσμό σχεδόν 150.000 κατοίκων (Batzella et al., 2022). Το υπόγειο νέφος ρύπανσης υπολογίζεται ότι καλύπτει περίπου 190 km² και οι αρχικές δειγματοληψίες υπόγειων νερών κατέδειξαν πολύ υψηλές συγκεντρώσεις PFOA, PFBA, PFBS και άλλων PFAS (Batzella et al., 2022). Μετά τη δημοσιοποίηση των δεδομένων, εγκαταστάθηκαν φίλτρα κοκκώδους ενεργού άνθρακα (GAC) στο υδροδοτικό δίκτυο και μέχρι το 2018 οι συγκεντρώσεις PFAS στο πόσιμο νερό είχαν πέσει κάτω από τα όρια ανίχνευσης (Batzella et al., 2022).

Η αξιολόγηση των τεχνολογιών απομάκρυνσης PFAS από το πόσιμο νερό δεν μπορεί να βασιστεί σε μία απόλυτη τιμή απόδοσης, καθώς η αποτελεσματικότητα κάθε μεθόδου μεταβάλλεται ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του νερού και των ίδιων των ενώσεων. Παράγοντες όπως το μήκος της ανθρακικής αλυσίδας, η λειτουργική ομάδα, η αρχική συγκέντρωση των PFAS, η παρουσία φυσικής οργανικής ύλης, ο χρόνος επαφής και ο βαθμός κορεσμού του υλικού επηρεάζουν σημαντικά την τελική απομάκρυνση. Για τον λόγο αυτό, οι τιμές που παρουσιάζονται στο Γράφημα 9 χρησιμοποιούνται ως ενδεικτικές βιβλιογραφικές τιμές και όχι ως σταθερές αποδόσεις που ισχύουν σε κάθε εφαρμογή.



Γράφημα 9. Ενδεικτική βιβλιογραφική αποδοτικότητα τεχνολογιών απομάκρυνσης στο πόσιμο νερό..
Πηγή: Σύνθεση βιβλιογραφικών δεδομένων από U.S. EPA (2024), Zaggia et al. (2016) και Bertanza et al. (2020).

Οι τιμές του Γραφήματος 9 αποτελούν αντιπροσωπευτικές βιβλιογραφικές τιμές και χρησιμοποιούνται για συγκριτική απεικόνιση των βασικών τεχνολογιών απομάκρυνσης PFAS από πόσιμο νερό. Δεν αποτελούν σταθερές αποδόσεις για όλες τις εφαρμογές ούτε ειδικά ποσοστά απομάκρυνσης από την περίπτωση του Βένετο. Η πραγματική αποτελεσματικότητα κάθε τεχνολογίας εξαρτάται από το είδος του PFAS, το μήκος της ανθρακικής αλυσίδας, τη λειτουργική ομάδα, τη σύσταση του νερού, τον χρόνο επαφής, τον κορεσμό του μέσου και τις λειτουργικές συνθήκες.

Στη διεθνή βιβλιογραφία, οι τεχνολογίες που εξετάζονται συχνότερα για την επεξεργασία πόσιμου νερού επιβαρυνμένου με PFAS είναι ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας, η ιοντοανταλλαγή και οι μεμβρανικές διεργασίες, κυρίως η νανοδιήθηση και η αντίστροφη όσμωση. Η U.S. EPA αναφέρει ότι οι τεχνολογίες αυτές αποτελούν τις βασικές διαθέσιμες επιλογές για την απομάκρυνση PFAS από πόσιμο νερό, αν και καθεμία παρουσιάζει διαφορετικά πλεονεκτήματα και περιορισμούς (U.S. EPA, 2024).

Από το Γράφημα 9 φαίνεται ότι οι μεμβρανικές διεργασίες, και ιδιαίτερα η αντίστροφη όσμωση και η νανοδιήθηση, εμφανίζουν τις υψηλότερες ενδεικτικές αποδόσεις. Η υψηλή αποτελεσματικότητά τους οφείλεται κυρίως στον μηχανισμό διαχωρισμού μέσω μεμβράνης, ο οποίος επιτρέπει την απομάκρυνση μεγάλου εύρους PFAS. Ωστόσο, οι τεχνολογίες αυτές δεν καταστρέφουν τις ενώσεις, αλλά τις συγκεντρώνουν σε ένα δευτερογενές ρεύμα, το συμπύκνωμα, το οποίο απαιτεί περαιτέρω διαχείριση. Επομένως, παρότι οι RO/NF εμφανίζουν πολύ υψηλή τεχνική απόδοση, η εφαρμογή τους πρέπει να αξιολογείται και ως προς το κόστος, την ενεργειακή κατανάλωση και τη διαχείριση του παραγόμενου αποβλήτου (U.S. EPA, 2024).

Η ιοντοανταλλαγή αποτελεί επίσης ιδιαίτερα αποτελεσματική τεχνολογία για την απομάκρυνση PFAS, κυρίως όταν χρησιμοποιούνται κατάλληλες ανιοντικές ρητίνες. Η μέθοδος βασίζεται στη συγκράτηση των αρνητικά φορτισμένων ενώσεων από τη ρητίνη, ενώ η απόδοση επηρεάζεται από το είδος της ρητίνης, τη σύσταση του νερού και την παρουσία ανταγωνιστικών ιόντων. Η μελέτη των Zaggia et al. (2016), η οποία εξέτασε ρητίνες Purolite για την απομάκρυνση PFOA, PFOS, PFBA και PFBS από πόσιμο νερό, έδειξε ότι η αποτελεσματικότητα της μεθόδου σχετίζεται με τη χημική δομή της ρητίνης και τη συμπεριφορά κάθε PFAS. Για τον λόγο αυτό, η ιοντοανταλλαγή μπορεί να θεωρηθεί ιδιαίτερα σημαντική συμπληρωματική τεχνολογία, ειδικά σε περιπτώσεις όπου ο ενεργός άνθρακας εμφανίζει περιορισμούς.

Ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας αποτελεί μία από τις πιο ώριμες και πρακτικά εφαρμόσιμες τεχνολογίες για την επεξεργασία πόσιμου νερού. Η υψηλή του απόδοση σχετίζεται με την προσρόφηση των PFAS στην επιφάνεια του υλικού. Ωστόσο, η αποτελεσματικότητα του GAC δεν είναι ίδια για όλες τις ενώσεις. Τα PFAS μεγαλύτερης ανθρακικής αλυσίδας, όπως το PFOA και το PFOS, συγκρατούνται γενικά πιο αποτελεσματικά, ενώ ενώσεις βραχείας αλυσίδας, όπως PFBA και PFBS, παρουσιάζουν μεγαλύτερη κινητικότητα και μπορούν να διαφύγουν νωρίτερα από το φίλτρο. Συνεπώς, η απόδοση του GAC πρέπει να εξετάζεται όχι μόνο ως αρχικό ποσοστό απομάκρυνσης, αλλά και ως διάρκεια λειτουργίας μέχρι τον κορεσμό του υλικού.

Στην περίπτωση του Βένετο, η σύγκριση των τεχνολογιών αποκτά πρακτική σημασία, επειδή η κύρια λύση που εφαρμόστηκε στο δημόσιο δίκτυο ύδρευσης ήταν ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας. Επομένως, το Γράφημα 9 δεν πρέπει να ερμηνευθεί ως απεικόνιση τεχνολογιών που εφαρμόστηκαν όλες πλήρους κλίμακας στην περιοχή. Αντίθετα, λειτουργεί ως βιβλιογραφικό πλαίσιο σύγκρισης, μέσα από το οποίο μπορεί να αξιολογηθεί γιατί ο GAC ήταν άμεσα εφαρμόσιμη λύση, αλλά και γιατί ενδέχεται να χρειάζεται συμπληρωματική τεχνολογική υποστήριξη.

Η σημαντικότερη μελέτη για την εφαρμογή του GAC στο Βένετο είναι αυτή των Bertanza et al. (2020). Οι ερευνητές αξιολόγησαν πλήρους κλίμακας μονάδα επεξεργασίας πόσιμου νερού στο Lonigo, στην επαρχία Vicenza, η οποία εξυπηρετούσε περίπου 100.000 κατοίκους και επεξεργαζόταν υπόγειο νερό επιβαρυνόμενο με PFAS. Η ανάλυση βασίστηκε σε περίπου 17.000 αναλυτικά δεδομένα από πολυετή λειτουργία της μονάδας. Το βασικό εύρημα ήταν ότι η PFBA ήταν η πρώτη ένωση που εμφάνισε διαφυγή στην εκροή του φίλτρου, ενώ ακολούθησαν οι PFPeA, PFHxA, PFBS και PFOA. Το PFOA συγκρατήθηκε για πολύ μεγαλύτερο χρονικό διάστημα. Οι ικανότητες προσρόφησης και οι επεξεργασμένοι «όγκοι κλίνης» μέχρι την εμφάνιση διαφυγής από το φίλτρο κυμάνθηκαν από 1,71 g PFAS ανά t ενεργού άνθρακα και 7100 όγκους κλίνης για την PFBA έως 24,6 g/t και 50900 όγκους κλίνης για την PFOA (Bertanza et al., 2020). Η συνολική ικανότητα προσρόφησης ήταν περίπου 40 g PFAS ανά t άνθρακα και η σειρά διαφυγής από το φίλτρο αντανakλούσε το μήκος της ανθρακικής αλυσίδας και το πολικό άκρο της κάθε ένωσης (Bertanza et al., 2020). Τα αποτελέσματα αυτά δείχνουν ότι ο GAC είναι κατάλληλος και ώριμος για εφαρμογές πόσιμου νερού, αλλά η απόδοσή του δεν είναι ίδια για όλες τις ενώσεις. Ειδικά τα PFAS βραχείας αλυσίδας, όπως το PFBA, εμφανίζουν ταχύτερη διαφυγή και απαιτούν συχνότερη παρακολούθηση και αντικατάσταση των φίλτρων.

Το εύρημα αυτό συνδέεται άμεσα με τα χαρακτηριστικά της ρύπανσης στο Βένετο. Η ρύπανση δεν αφορούσε αποκλειστικά PFOA και PFOS, αλλά περιλάμβανε και ενώσεις βραχείας αλυσίδας, όπως PFBA, PFBS, PFPeA και PFHxA. Επομένως, η περίπτωση του Βένετο επιβεβαιώνει ότι η επιλογή τεχνολογίας δεν πρέπει να βασίζεται μόνο στη συνολική αποδοτικότητα, αλλά και στο είδος των PFAS που κυριαρχούν στο νερό. Ο GAC αποτέλεσε την κύρια εφαρμοσμένη και άμεσα διαθέσιμη λύση για το δημόσιο δίκτυο, όμως η παρουσία βραχείας αλυσίδας PFAS αναδεικνύει την ανάγκη για συνεχή παρακολούθηση, έλεγχο του breakthrough και πιθανή χρήση συμπληρωματικών τεχνολογιών.

Πέρα από τον κοκκώδη ενεργό άνθρακα, ο οποίος αποτέλεσε την κύρια εφαρμοσμένη τεχνολογία στο δημόσιο δίκτυο ύδρευσης του Βένετο, έχουν διερευνηθεί και άλλες τεχνολογίες απομάκρυνσης PFAS σε εργαστηριακό ή πιλοτικό επίπεδο. Οι τεχνολογίες αυτές δεν πρέπει να θεωρηθούν ισοδύναμες με λύσεις πλήρους κλίμακας που εφαρμόστηκαν στο δίκτυο πόσιμου νερού, αλλά παρουσιάζουν ενδιαφέρον ως πιθανές συμπληρωματικές ή μελλοντικές επιλογές. Στο πλαίσιο αυτό, εξετάζονται ενδεικτικά η φωτοηλεκτροκατάλυση, τα προσροφητικά υλικά νέας γενιάς, η βιοαποκατάσταση, η φυτοεξυγίανση και οι ιοντοανταλλακτικές ρητίνες.

Πρόσφατη εργαστηριακή μελέτη αξιολόγησε νερό από μολυσμένο πηγάδι της περιοχής που συλλέχθηκε τον Σεπτέμβριο 2021 και τον Μάρτιο 2022. Αναλύθηκαν εννέα ενώσεις (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS, PFHpS και PFOS). Οι αρχικές συγκεντρώσεις κάθε PFAS κυμαίνονταν από 7 ng/L έως 1175 ng/L, ενώ η ολική συγκέντρωση PFAS στα δείγματα ήταν 2428 ng/L και 2593 ng/L αντίστοιχα (Tucci et al., 2025). Η μελέτη δοκίμασε την επεξεργασία με φωτοηλεκτροκατάλυση (PEC) χρησιμοποιώντας πλέγματα τιτανίου και ακτινοβολία UV. Χωρίς εφαρμογή ηλεκτρικού δυναμικού (φωτοκατάλυση), οι συγκεντρώσεις PFOA μειώθηκαν κατά 99 %, ενώ οι PFBA και PFPeA μειώθηκαν κατά 87 % και 79 % αντίστοιχα, με συνολική μείωση των PFAS από 3 130 ng/L σε 523 ng/L (83 % απομάκρυνση) μετά από 600 min επεξεργασίας (Tucci et al., 2025). Ακόμα, η εδифαρμογή δυναμικού 4 V αύξησε την συνολική απόδοση σε 87 %, με απομάκρυνση 99 % για PFOA, 81 % για PFHpA και 89 % για PFHxA, αντίθετα μεγαλύτερα δυναμικά (6–8 V) μείωσαν την απόδοση (68–83 %) (Tucci et al., 2025). Η προσθήκη μικρής ποσότητας υπεροξειδίου του υδρογόνου δεν βελτίωσε την απορρύπανση (η συνολική αφαίρεση μειώθηκε από 87 % σε 82 %), ενώ η παρουσία χλωριούχου νατρίου είχε σημαντικά αρνητικό αποτέλεσμα, μειώνοντας την απομάκρυνση στο 38 % (Tucci et al., 2025). Σε πειραματική διάλυση PFOA η PEC επέτυχε απομάκρυνση 98 % με σταθερά ρυθμού $0,00633 \text{ min}^{-1}$ (Tucci et al., 2025).

Η ομάδα του CNR–ISOF και της εταιρείας Medica ανέπτυξε μία δίδυμη διαδικασία απομάκρυνσης, στην οποία λεπιδωτά νανοφύλλα οξειδίου του γραφενίου ή αναγωγμένου οξειδίου του γραφενίου αναμειγνύονται με το νερό και στη συνέχεια αφαιρούνται με μικροδιήθηση. Η τεχνική εφαρμόστηκε σε νερό Βενετίας εμπλουτισμένο με 14 PFAS και απομάκρυνε περίπου 138 μg PFAS ανά γραμμάριο υλικού μέσα σε 30 λεπτά· αυτό είναι τρεις έως πέντε φορές μεγαλύτερη απόδοση από τον συμβατικό ενεργό άνθρακα (43 μg g^{-1}). Το υλικό ανακτάται και επαναχρησιμοποιείται μέσω καθίζησης και ξεπλύματος χωρίς να εμφανίζεται μείωση στην ικανότητα απορρόφησης (Khalil et al., 2022).

Μία ακόμη τεχνολογία που αξιοποιεί τα υπολείμματα βιομηχανικών μεμβρανών είναι η παραγωγή κόκκων από ανακυκλωμένες μεμβράνες πολυσουλφόνης εμπλουτισμένους με γραφένιο (PSU-GO). Σε πειράματα πάνω σε νερό που είχε εμπλουτισθεί με PFAS οι κόκκοι PSU-GO απομάκρυναν $6,1 \mu\text{g PFOA g}^{-1}$, ενώ ο ενεργός άνθρακας απομάκρυνε $3,2 \mu\text{g g}^{-1}$ και οι κόκκοι πολυσουλφόνης χωρίς γραφένιο $1,1 \mu\text{g g}^{-1}$ (Khalil et al., 2024). Η ικανότητα απορρόφησης παρέμεινε σταθερή μετά από 500 όγκους κλίνης και, μετά από αναγέννηση με μίγμα νερού/αιθανόλης (70:30), ανακτήθηκε το 45,3 % του PFOA και η απομάκρυνση στον επόμενο κύκλο έφθασε ξανά στο 98 %. Η τεχνολογία αυτή δοκιμάζεται από τη Hera σε πιλοτικό εργαστήριο στο σταθμό πόσιμου νερού της Ferrara, με στόχο την αξιολόγηση της απόδοσης σε πραγματικό νερό (Khalil et al., 2024).

Για τη βιοαποκατάσταση, ομάδες του Καθολικού Πανεπιστημίου της Piacenza και του Πανεπιστημίου Παδούας απομόνωσαν περίπου 20 βακτηριακά είδη από εδάφη του Βένετο με υψηλή ρύπανση PFAS. Τα στελέχη, που ανήκουν στα γένη *Micrococcus*, *Rhodanobacter*, *Pseudoxanthomonas* και *Achromobacter*, χρησιμοποιούν PFAS ως μοναδική πηγή άνθρακα και παρουσίασαν ρυθμούς αποικοδόμησης $> 30 \%$ σε εργαστηριακές δοκιμές. Πρόκειται για την πρώτη φορά που απομονώνονται PFAS βιοδιασπαστικά βακτήρια από αυτή τη ζώνη, με προγραμματισμένες δοκιμές σε πραγματικές συνθήκες (Catholic University of the Sacred Heart, 2025).

Η φυτοεξυγίανση εξετάστηκε μέσω πιλοτικού υδροβιομηχανικού συστήματος με καλάμια (*Phragmites australis*) στο Lonigo του Βένετο. Στους δώδεκα μήνες λειτουργίας η μονάδα μείωσε τη μαζική ροή των PFAS (PFBA, PFOA, PFBS, PFOS) κατά 30–50 % και καταγράφηκαν συγκεντρώσεις PFAS $2,5\text{--}12,9 \text{ ng g}^{-1}$ (υγρού βάρους) στα φυτά, κυρίως στα φύλλα (Ferrario et al., 2022). Η απόδοση αυξήθηκε όταν οι εισροές είχαν υψηλότερες συγκεντρώσεις PFAS, ενώ το είδος και το μήκος αλυσίδας του PFAS δεν επηρέασαν σημαντικά την απομάκρυνση (Ferrario et al., 2022).

Η επιστημονική ομάδα της Πολυτεχνικής Σχολής του Μιλάνου εξέτασε την προσρόφηση PFAS από υφιστάμενα φίλτρα ενεργού άνθρακα και την επίδραση της οξονόλυσης στον χρόνο ζωής τους. Σε λύματα κλωστοϋφαντουργίας μέσα στο νερό, ο ενεργός άνθρακας G9 (μεσο-και μακρόπορος) αφαίρεσε 12–34 % των PFAS ενώ ο μεσοπορώδης BP2 απέσπασε 2–25 % ανάλογα με τη δοσολογία (Cantoni et al., 2022). Στα αστικά λύματα νερού διαπιστώθηκε ότι τα

υδρόφοβα PFAS (μακράς αλυσίδας) προσροφούνται πιο αποτελεσματικά, ενώ η προκατεργασία με όζον παρέτεινε τον χρόνο εξάντλησης των φίλτρων κατά 50000–100000 όγκους κλίνης, έναντι μόνο 10000–25000 όταν εφαρμόστηκε διάταξη lead-lag (Cantoni et al., 2022).

Πιλοτικές δοκιμές με ρητίνες ισχυρής ανιοντοανταλλαγής (Purolite A600E, A520E, A532E) έδειξαν ότι οι μακροπορώδεις ρητίνες όπως η A520E παρουσιάζουν πενταπλάσια ικανότητα προσρόφησης σε σχέση με τις γελατώδεις ρητίνες A600E και μεγαλύτερο αρχικό ρυθμό προσρόφησης. Για το PFBS η A520E εμφάνισε αρχικό ρυθμό $3,6 \text{ mmol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ και ισορροπία $20,2 \text{ mmol g}^{-1}$, ενώ η A600E είχε $2,1 \text{ mmol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ και $10,9 \text{ mmol g}^{-1}$ (Conte et al., 2015). Οι ρητίνες απομάκρυναν αποτελεσματικά τα PFOS και PFOA αλλά παρουσίασαν ταχεία εξάντληση για τα PFBA και PFBS όταν ο χρόνος επαφής ήταν μικρός. Το πλεονέκτημα είναι ότι οι ρητίνες αναγεννήθηκαν επί τόπου με αλατούχο διάλυμα ($\text{NH}_4\text{Cl}/\text{NH}_4\text{OH}$), καθιστώντας τις πιο οικονομικές για μακροχρόνια λειτουργία (Conte et al., 2015).

Συνολικά, οι μεμβρανικές διεργασίες και η ιοντοανταλλαγή εμφανίζουν πολύ υψηλές αποδόσεις στη βιβλιογραφία, ωστόσο η τεχνολογική απάντηση που εφαρμόστηκε άμεσα και σε πλήρη κλίμακα στο δημόσιο δίκτυο ύδρευσης του Βένετο ήταν κυρίως ο κοκκώδης ενεργός άνθρακας. Η εμπειρία του Lonigo έδειξε ότι ο GAC είναι ώριμη και πρακτικά εφαρμόσιμη λύση, αλλά παρουσιάζει περιορισμούς για PFAS βραχείας αλυσίδας, όπως το PFBA. Επομένως, η πιο ρεαλιστική προσέγγιση για την περιοχή είναι η διατήρηση του GAC ως βασικού σταδίου επεξεργασίας, με συνεχή παρακολούθηση της εμφάνισης διαφυγής από το φίλτρο και πιθανή συμπληρωματική αξιοποίηση ιοντοανταλλαγής ή μεμβρανικών διεργασιών σε σημεία υψηλής επιβάρυνσης ή αυστηρότερων απαιτήσεων ποιότητας.

4.5 Συγκριτική αποτίμηση έναντι κατευθυντηρίων ορίων/στόχων ποιότητας

Η διαχείριση των υδάτων στο Βένετο ακολουθεί τον Εθνικό Κώδικα Περιβάλλοντος (Δ. Λ. 152/2006) και το Περιφερειακό Σχέδιο Προστασίας των Υδάτων (Εθνικός Κώδικας Υδάτων, 2006). Όπου η κατάσταση είναι ήδη «εξαιρετική», οφείλει να διατηρηθεί, ενώ απαγορεύεται η οποιαδήποτε επιδείνωση της ποιότητας. Σε εξαιρετικές περιπτώσεις όπου η ανθρώπινη επίδραση ή γεωλογικοί παράγοντες καθιστούν την αποκατάσταση αδύνατη ή υπερβολικά δαπανηρή, επιτρέπεται καθορισμός λιγότερο αυστηρών στόχων, υπό τον όρο ότι δεν προκαλείται περαιτέρω υποβάθμιση και δεν παρακωλύεται η επίτευξη των στόχων σε άλλα υδατικά σώματα (Εθνικός Κώδικας Υδάτων, 2006). Για τα ύδατα συγκεκριμένης χρήσης, όπως το πόσιμο νερό, την κολύμβηση, τα ιχθυοτροφεία ή τις ζώνες μυδιών, το PTA παραπέμπει στα πρότυπα και τις τιμές ποιότητας του Δ. Λ. 152/2006. Επιβάλλεται, όμως, οι υδάτινοι πόροι που

χρησιμοποιούνται για την παραγωγή πόσιμου νερού να πληρούν τα κριτήρια του παραρτήματος 1 (σημείο Α.3.8) του Δ. Λ. 152/2006, ενώ τα ύδατα κολύμβησης πρέπει να συμμορφώνονται με το Διάταγμα Νομοθετικού Διατάγματος 116/2008 και την κοινή υπουργική απόφαση της 30 Μαρτίου 2010 (Εθνικός Κώδικας Υδάτων, 2006).

Μετά την ανακάλυψη εκτεταμένης ρύπανσης από PFAS στη Δυτική Βενετία, η Περιφέρεια καθόρισε εξειδικευμένα όρια για τα δίκτυα ύδρευσης. Η αρχική παρέμβαση της Πολιτείας (σημείωμα του Υπουργείου Υγείας υπ' αρ. 2565/29.01.2014) πρότεινε «επίπεδα απόδοσης» 0,5 µg/L (500 ng/L) για το PFOA, 0,03 µg/L (30 ng/L) για το PFOS και 0,5 µg/L για το άθροισμα των υπολοίπων PFAS. Η Περιφέρεια υιοθέτησε αυτές τις τιμές με την απόφαση 168/2014 και τις διατήρησε για τα ιδιωτικά φρεάτια και την ύδρευση ζώων. Για τα νερά που προορίζονται για ζωοτεχνική χρήση, η απόφαση 854/2017 επιβεβαίωσε ότι ο στόχος απόδοσης παραμένει $\text{PFOA} \leq 500 \text{ ng/L}$, $\text{PFOS} \leq 30 \text{ ng/L}$ και άθροισμα «λοιπών PFAS» $\leq 500 \text{ ng/L}$ (Regione del Veneto, 2025).

Η Περιφερειακή Απόφαση (DGR) 1590/2017 όρισε πιο αυστηρές τιμές για το νερό ανθρώπινης κατανάλωσης: το άθροισμα PFOA+PFOS δεν πρέπει να υπερβαίνει τα 90 ng/L, με επιμέρους όριο για το PFOS τα 30 ng/L, ενώ το άθροισμα των υπολοίπων PFAS (PFBA, PFPeA, PFBS, PFHxA, PFHpA, PFHxS, PFNA, PFDeA, PFUnA, PFDoA) δεν πρέπει να υπερβαίνει τα 300 ng/L (Regione del Veneto, 2025). Οι τιμές αυτές ορίζονται ως «προσωρινοί στόχοι απόδοσης» και ισχύουν σε όλη την Περιφέρεια μέχρι να καθορισθούν εθνικοί παράμετροι. Στην ίδια απόφαση διευκρινίζεται ότι ο στόχος είναι η «σχεδόν μηδενική παρουσία» PFAS στο νερό και ότι τα προγράμματα παρακολούθησης θα αξιολογήσουν την επίτευξή τους (Regione del Veneto, 2025).

Για τους δήμους της λεγόμενης περιοχής μέγιστης υγειονομικής έκθεσης – την «Area Rossa» που καθορίστηκε με την DGR 2133/2016 – η DGR 1591/2017 ζήτησε ακόμη αυστηρότερα επίπεδα. Η απόφαση προβλέπει ότι οι διαχειριστές των 21 δημοτικών δικτύων (π.χ. Lonigo, Brendola, Noventa Vicentina και Cologna Veneta) οφείλουν να εφαρμόσουν εντός εξαμήνου τεχνολογίες επεξεργασίας ώστε το άθροισμα PFOA+PFOS να μην υπερβαίνει τα 40 ng/L (Agenzia Regionale per la Prevenzione e protezione Ambientale del Veneto (ARPAV), 2017). Στην πράξη αυτό σημαίνει χρήση φίλτρων ενεργού άνθρακα και άλλων τεχνολογιών για την επίτευξη τιμών κάτω από 40 ng/L, ενώ το συνολικό όριο για τα λοιπά PFAS μειώνεται στο 0,1 µg/L (100 ng/L) σύμφωνα με τις τεχνικές οδηγίες που συνοδεύουν την απόφαση.

Οι παραπάνω αποφάσεις εφαρμόζονται μέχρι να τεθούν σε εφαρμογή τα νέα εθνικά όρια που προβλέπει η νομοθεσία για το πόσιμο νερό. Η Ιταλία έχει ήδη ενσωματώσει την οδηγία (ΕΕ) 2020/2184 με το νομοθετικό διάταγμα 18/2023, όπως διορθώθηκε το 2025 από το νομοθετικό διάταγμα 102/2025. Στο παράρτημα Ι του διατάγματος ορίζονται νέες παράμετροι για τις PFAS: το όριο για τη “somma di PFAS” (άθροισμα όλων των PFAS της παραγράφου ΙΙΙ, μέρος Β) καθορίζεται στα 0,10 µg/L και το όριο για τη “somma di 4 PFAS” (άθροισμα των PFOA, PFOS, PFNA και PFHxS) καθορίζεται στα 0,02 µg/L (Προεδρικό Διάταγμα , 2025). Το ίδιο διάταγμα προβλέπει ότι οι περιφέρειες και οι τοπικές αρχές μπορούν να υιοθετούν ακόμη αυστηρότερες τιμές όπου υπάρχει ιστορική έκθεση, ενώ οι νέες παράμετροι θα εφαρμοστούν υποχρεωτικά από τις 13 Ιανουαρίου 2026 και ο έλεγχος τους θα καταστεί δεσμευτικός μέχρι τις 12 Ιανουαρίου 2027.

Επιπλέον, η Περιφέρεια του Βένετο έχει υιοθετήσει το πρόγραμμα «Obiettivo PFAS Zero», το οποίο δεν θέτει συγκεκριμένες νομικές τιμές αλλά συγκεντρώνει δράσεις όπως η εγκατάσταση φίλτρων, ο εντοπισμός βιομηχανικών πηγών και η μαζική παρακολούθηση, με στόχο την πλήρη εξάλειψη των PFAS από τις υδροδοτήσεις. Παράλληλα, οι υπηρεσίες ARPAV διενεργούν τακτικούς ελέγχους σε ιδιωτικά πηγάδια και ζώνες αρδευτικής χρήσης και εφαρμόζουν τις τιμές απόδοσης του 2014 ($\text{PFOA} \leq 500 \text{ ng/L}$, $\text{PFOS} \leq 30 \text{ ng/L}$, λοιποί $\text{PFAS} \leq 500 \text{ ng/L}$) για να καθορίσουν αν απαιτείται ενίσχυση του φιλτραρίσματος (Redazione SNPA, 2018).

Κεφάλαιο 5. Συζήτηση Αποτελεσμάτων

Η παρούσα μελέτη διερευνήσε την έκταση και τις συνέπειες της ρύπανσης από PFAS στο Βένετο της Ιταλίας. Το ερευνητικό σκέλος (Κεφάλαιο 4) παρείχε λεπτομερή ανάλυση για τις συγκεντρώσεις PFAS σε υπόγεια και επιφανειακά νερά, στο δίκτυο ύδρευσης, στα υγρά απόβλητα, καθώς και για την επίπτωση στην υγεία των κατοίκων και τα διαθέσιμα μέτρα απομάκρυνσης. Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται συνοπτικά τα κυριότερα ευρήματα, τα οποία συντίθενται ώστε να διαμορφωθεί μια συνολική εικόνα για το πρόβλημα, τις υποκείμενες αιτίες, τις επιπτώσεις και τις προοπτικές αντιμετώπισής του. Ακόμα στα επόμενα υποκεφάλαια θα γίνει μια συγκριτική αποτίμηση με μελέτες διεθνώς στον κόσμο και θα αναφερθούν και ενδεχόμενοι περιορισμοί.

5.1 Σύνθεση ευρημάτων

Όσον αφορά τα υπόγεια νερά, παρατηρήθηκε πως, η ρύπανση των υπόγειων υδροφορέων αποτελεί τον πυρήνα της κρίσης PFAS στην Περιφέρεια Βένετο. Η περιφερειακή υπηρεσία ARPAV λειτουργεί από το 2013 ένα εκτεταμένο δίκτυο παρακολούθησης (RS-PFAS) με δημόσιες γεωτρήσεις και ιδιωτικά πηγάδια. Μέχρι το 2023 περιελάμβανε 54 πιεζομετρικούς σταθμούς, ενώ το 2023 προστέθηκαν 35 νέοι πιεζομετρικοί σωλήνες στο πλαίσιο του έργου CONT_PFAS. Από τις 21.006 δειγματοληψίες της περιόδου 2013-2025, τα υπόγεια νερά αντιπροσώπευαν περίπου 12.475 δείγματα, έναντι 8.197 επιφανειακών υδάτων και μόλις 334 πηγών. Η άνιση αυτή κατανομή υπογραμμίζει την ανησυχία για τον υδροφορέα της «Κόκκινης Ζώνης» (~190 km²), ο οποίος επιβαρύνθηκε από τις εκροές του εργοστασίου φθοροχημικών Miteni στο Τρισσίνο.

Το πρόγραμμα παρακολούθησης μετρά 12 PFAS (PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFOA, PFOS, PFNA, PFDeA, PFUnA και PFDoA). Παρά την μείωση που επέφερε η εγκατάσταση φίλτρων κοκκώδους ενεργού άνθρακα (GAC), η ρύπανση στον υδροφορέα παραμένει έως και σήμερα. Το παραπάνω εύρημα αποτελεί ένδειξη ότι η ρύπανση παραμένει και η φυσική αποκατάσταση κρίνεται ανεπαρκής. Παρά τη μείωση, οι υπόγειοι υδροφορείς συνέχισαν να εμφανίζουν υψηλές μέσες τιμές PFOA (348 ng/L) και εξαιρετικά μεγάλες μέγιστες συγκεντρώσεις (έως 18.367 ng/L), ενώ σημαντικές ήταν και οι μέσες τιμές για τις PFBA (177 ng/L) και PFBS (109 ng/L). Αυτό υποδηλώνει ότι οι εν λόγω ενώσεις, ιδιαίτερα το PFOA,

διατηρούνται στον υδροφορέα για χρόνια μετά την απομάκρυνση της πηγής. Τα ιδιωτικά πηγάδια παρέμειναν ιδιαίτερα ρυπασμένα, ωστόσο μελέτες του 2021-2022 κατέγραψαν άθροισμα PFAS 2.428 ng/L και 2.593 ng/L, με το PFOA να φτάνει τα 1.175 ng/L (Tucci et al., 2025).

Όσον αφορά τα επιφανειακά ύδατα, η παρουσία PFAS σε ποταμούς και λίμνες της Περιφέρειας Βένετο εντοπίστηκε το 2013, όταν το πρόγραμμα παρακολούθησης της ARPAV ανέλυσε 205 σημεία ποταμών και 15 λιμνών. Τα αποτελέσματα έδειξαν ευρεία παρουσία PFOS, με υπερβάσεις του ετήσιου προτύπου ποιότητας 0,65 ng/L σε πολλά υδρογραφικά συστήματα, ενώ παρατηρήθηκαν έξι υπερβάσεις του ορίου PFOA (100 ng/L) στους ποταμούς Bacchiglione και Fratta-Gorzone. Η υδρολογική σύνδεση μεταξύ υπόγειων και επιφανειακών νερών είναι σημαντική, καθώς, το σύστημα Fratta-Gorzone μετέφερε στην Αδριατική πάνω από 100 kg PFAS ετησίως, ενώ ο ποταμός Po εκτιμάται ότι μετέφερε περίπου 800 kg/έτος. Η χωρική ετερογένεια είναι το κυρίαρχο χαρακτηριστικό των επιφανειακών υδάτων του Βένετο. Μερικά ρέματα παρουσιάζουν τιμές κάτω από το όριο ανίχνευσης (LOD) ενώ άλλα σημεία παρουσιάζουν εξαιρετικά υψηλές τιμές, (για παράδειγμα, > 4000 ng/L PFOS) όπως καταγράφηκε στην βάση ανοικτών δεδομένων της APRAV.

Αναφορικά με το πόσιμο νερό, ο πληθυσμός του Βένετο εκτέθηκε σε υψηλές συγκεντρώσεις PFAS μέσω του δικτύου ύδρευσης. Μετά την εγκατάσταση φίλτρων GAC στο δημόσιο δίκτυο η μείωση ήταν αισθητή, καθώς, από το 2018 οι μετρήσεις στις δημόσιες υδρεύσεις βρέθηκαν κάτω από το όριο ανίχνευσης (5 ng/L). Ωστόσο, η ανάλυση των ευρύτερων δεδομένων της ARPAV για την περίοδο 2013-2025 δείχνει ότι η περιβαλλοντική επιβάρυνση δεν είχε εξαλειφθεί πλήρως, καθώς σε επιμέρους σημεία υδροληψίας ή σε μη τελικό/μη πλήρως επεξεργασμένο νερό εξακολουθούν να καταγράφονται αυξημένες συγκεντρώσεις PFOA και PFOS. Η Greenpeace κατέγραψε PFAS σε 19 από τα 20 δείγματα πόσιμου νερού που ελήφθησαν στο Βένετο το 2024-2025. Η παραμονή των PFAS σε ιδιωτικά πηγάδια και η καταγραφή από την Greenpeace δείχνουν ότι το πρόβλημα μετατοπίστηκε, δεν εξαλείφθηκε.

Σημαντικό ρόλο στη διασπορά των PFAS φαίνεται να διαδραμάτισαν και τα υγρά απόβλητα, κυρίως μέσω των εκροών της βιομηχανικής μονάδας Miteni και της μεταφοράς τους στον συλλεκτήρα A.Ri.C.A. Πιο συγκεκριμένα, η βιομηχανική ρύπανση των PFAS προήλθε κυρίως από τη μονάδα παραγωγής φθοριωμένων ουσιών Miteni, η οποία απέρριπτε τα υγρά απόβλητά της στον δημοτικό βιολογικό καθαρισμό. Ο βιολογικός αναμειγνυόταν με λύματα τεσσάρων άλλων δημοτικών μονάδων και διοχετευόταν στον συλλεκτήρα A.Ri.C.A., καταλήγοντας στον ποταμό Fratta-Gorzone. Η χημική σύσταση των PFAS στα υγρά απόβλητα της Miteni ήταν

αντίστοιχη με εκείνη που καταγραφόταν στις εκροές του συλλεκτήρα A.Ri.C.A. Το παραπάνω αποδεικνύει ότι ο αγωγός αυτός αποτέλεσε έναν από τους κύριους φορείς εισαγωγής PFAS στο ποτάμιο σύστημα, γεγονός που αντικατοπτρίζει την παρατεταμένη απουσία ελέγχου στις βιομηχανικές εκροές της περιοχής.

Ωστόσο, τα PFAS είχαν και σημαντικό αντίκτυπο στην υγεία, καθώς, η ρύπανση από αυτές τις ουσίες, έχει σημαντικές επιπτώσεις στην υγεία των κατοίκων. Η περιοχή χωρίστηκε σε ζώνες (κόκκινη, πορτοκαλί, κίτρινη και πράσινη) και περίπου 125.000 κάτοικοι εκτιμάται ότι εκτέθηκαν επί δεκαετίες σε ρυπασμένο νερό. Παρά τη συνολική καλή εικόνα υγείας της περιφέρειας (προσδόκιμο ζωής 83,8 έτη, αποτρέψιμη θνησιμότητα 16,2/10.000 κατοίκους), οι επιδημιολογικές μελέτες επισημαίνουν σοβαρούς κινδύνους. Η μακροχρόνια μελέτη θνησιμότητας 1985-2018 κατέγραψε 3.890 υπερβάλλοντες θανάτους στην κόκκινη περιοχή, κυρίως από καρδιαγγειακές νόσους, διαβήτη, ηπατικές/πεπτικές παθήσεις και ορισμένες κακοήθειες (νεφρού, μαστού, πνεύμονα, όρχεων) (Biggeri et al., 2024). Οικολογική ανάλυση για την περίοδο 1980-2013 ανέφερε αυξημένο σχετικό κίνδυνο θνησιμότητας στους άνδρες για όλες τις αιτίες (1,10), για τον διαβήτη (1,21), την εγκεφαλοαγγειακή νόσο (1,34) και τη νόσο Alzheimer (1,33) Mastrantonio et al., 2023).

Άλλες μελέτες κατέδειξαν συσχετίσεις με αναπαραγωγικούς δείκτες: αυξημένη πιθανότητα σοβαρής καθυστέρησης ενδομήτριας ανάπτυξης (Severe SGA) με λόγο πιθανοτήτων 1,27 στην επιβαρυσμένη περιοχή, πιθανή πρόωρη εμμηνόπαυση σε γυναίκες με υψηλή έκθεση (OR = 1,31–1,51) (Manea et al., 2020), αλλά και ψυχοκοινωνικές επιπτώσεις, όπως αβεβαιότητα και αίσθημα «υγειονομικού αποκλεισμού» στις κοινότητες της πορτοκαλί ζώνης (Marialuisa Menegatto & Zamperini, 2023). Η προοπτική μελέτη Batzella (2024) έδειξε ότι οι συγκεντρώσεις PFOA, PFOS και PFHxS στον ορό μειώθηκαν κατά 62,1 %, 24,4 % και 35,4 % αντίστοιχα μέσα σε τετραετία, συνοδευόμενες από μείωση των λιπιδίων αίματος. Ο μέσος χρόνος ημιζωής του PFOA υπολογίσθηκε σε 2,36 έτη (2,04 έτη στις γυναίκες, 2,83 έτη στους άνδρες. Το σύνολο των επιδημιολογικών δεδομένων σχηματίζει μια ανησυχητική εικόνα για τις επιπτώσεις στην υγεία του πληθυσμού που διαβιεί στην κόκκινη ζώνη καθώς ο πληθυσμός εμφανίζει ταυτόχρονα λιπιδαιμικές, καρδιαγγειακές, ηπατικές και αναπαραγωγικές διαταραχές. Επιπλέον, σημαντικό κενό αποτελεί το ότι δεν έχει μελετηθεί προοπτικά η γενιά η οποία εκτέθηκε είτε ενδομήτρια είτε κατά την παιδική ηλικία.

Τα μέτρα απομάκρυνσης των PFAS, που εφαρμόστηκαν ή προτάθηκαν για τη Βένετο περιλαμβάνουν συμβατικές και καινοτόμες τεχνολογίες. Η βασική τεχνολογία που εφαρμόστηκε άμεσα στο δίκτυο ύδρευσης ήταν η προσρόφηση σε κοκκώδη ενεργό άνθρακα (GAC). Η εφαρμογή αυτής της τεχνολογίας παρουσίασε καλή απόδοση όσον αφορά τις ενώσεις μακράς αλυσίδας όπως το PFOA ενώ για ενώσεις βραχείας αλυσίδας όπως η PFBA και η PFBS παρουσίασε περιορισμένη προσροφητική ικανότητα. Παράλληλα, στην περιοχή εφαρμόστηκαν καινοτόμες μέθοδοι, μεταξύ των οποίων η φωτοηλεκτροκατάλυση (PEC), υλικά γραφενίου, ισχυρές ρητίνες ιοντοανταλλαγής, βιοαποκατάσταση μέσω εξειδικευμένων βακτηριακών στελεχών και φυτοεξυγίανση με *Phragmites australis*. Τα αποτελέσματα σε εργαστηριακό και πιλοτικό επίπεδο είναι ενθαρρυντικά ωστόσο καμία από αυτές τις τεχνολογίες δεν έχει εφαρμοστεί πρακτικά σε κλίμακα δικτύου, μια διαδικασία η οποία απαιτεί επενδύσεις, συντονισμό και χρόνο.

Το ρυθμιστικό πλαίσιο του Βένετο εξελίχθηκε σταδιακά ακολουθώντας την επιστημονική και κοινωνική πίεση που προέκυψε από την κρίση. Τα αρχικά όρια που υιοθέτησε η Περιφέρεια ήταν ιδιαίτερα υψηλά (500 ng/L για το PFOA, 30 ng/L για το PFOS και 500 ng/L για το άθροισμα των υπολοίπων PFAS) γεγονός που υποδηλώνει την αρχική υποτίμηση του κινδύνου από τις αρχές. Με την πάροδο του χρόνου, η συσσώρευση επιδημιολογικών δεδομένων από τον πληθυσμό του Βένετο οδήγησε σε πολιτική πίεση και ως αποτέλεσμα στη σταδιακή θέσπιση αυστηρότερων ορίων (από τα 90 ng/L το 2017 στα 40 ng/L για την «Κόκκινη Ζώνη» και τελικά στα 20 ng/L με το Νομοθετικό Διάταγμα 102/2025). Η σταδιακή θέσπιση αυστηρότερων ορίων ήταν μια θετική εξέλιξη ωστόσο τα όρια τέθηκαν με σημαντική χρονική καθυστέρηση ενώ ο πληθυσμός συνέχισε να εκτίθεται για χρόνια. Τα δημόσια δίκτυα ύδρευσης συμμορφώθηκαν σταδιακά, όμως σε ιδιωτικά πηγάδια συνέχισε να καταγράφονται υψηλές συγκεντρώσεις PFAS ακόμα και μετά το 2020 (Tucci et al., 2025), γεγονός που υποδεικνύει ότι η εποπτεία δεν κάλυψε ισότιμα όλες τις πηγές υδροληψίας.

5.2 Συγκριτική αξιολόγηση με διεθνείς μελέτες

Σε διεθνές επίπεδο, η ρύπανση από PFAS παρουσιάζει μεγάλη χωρική διαφοροποίηση, με ορισμένες περιοχές να εμφανίζουν χαμηλότερες συγκεντρώσεις από το Βένετο και άλλες να καταγράφουν ακόμη υψηλότερες τιμές. Πιο συγκεκριμένα, μια πρόσφατη ανασκόπηση για την παγκόσμια κατανομή PFAS στα υπόγεια νερά συνέλεξε δεδομένα από Ευρώπη, ΗΠΑ, Ασία και Αυστραλία. Σύμφωνα με την ανασκόπηση των Brindha & Cao (2025), σε διεθνές επίπεδο οι συγκεντρώσεις PFOA στα υπόγεια νερά κυμάνθηκαν από τιμές κάτω από το όριο ποσοτικοποίησης έως 6.570 µg/L (ΗΠΑ), ενώ για το PFOS αναφέρθηκε μέγιστη τιμή 68.900 µg/L (Βέλγιο). Οι τιμές αυτές αντιστοιχούν σε μέγιστες καταγραφές ειδικά ρυπασμένων θέσεων και δεν πρέπει να ερμηνεύονται ως τυπικά επίπεδα υπόγειων νερών. Η μελέτη παρατηρεί ότι οι αναπτυγμένες χώρες (Ευρώπη, ΗΠΑ) παρουσιάζουν ρύπανση από πρωτογενείς πηγές (βιομηχανίες PFAS, χώρους εκπαίδευσης πυροσβεστών), ενώ σε πολλές χώρες της Ασίας η ρύπανση προέρχεται κυρίως από δευτερογενείς πηγές (απορρίμματα, υγρά απόβλητα, διάθεση λυμάτων) (Brindha & Cao, 2025). Επίσης επισημαίνεται ότι στην Ευρωπαϊκή Ένωση τα υπόγεια νερά παρέχουν το 65 % της κατανάλωσης πόσιμου νερού, ενώ σε ορισμένες χώρες της Αφρικής και στην Μπαγκλαντές πάνω από 70 % της ύδρευσης εξαρτάται από τα υπόγεια ύδατα (Brindha & Cao, 2025). Αξίζει να αναφερθεί το “Forever Pollution Project”, μια διαπανεπιστημιακή έρευνα που χαρτογράφησε περισσότερες από 20.000 τοποθεσίες υπόγειας ρύπανσης στην Ευρώπη (Brindha & Cao, 2025). Η καταγραφή αυτή δείχνει ότι η ρύπανση δεν περιορίζεται σε μεμονωμένα περιστατικά όπως το Βένετο αλλά αποτελεί ευρεία ευρωπαϊκή πραγματικότητα. Σε πολλές περιοχές των ΗΠΑ έχουν αναφερθεί τιμές PFOA εκατοντάδων µg/L, ενώ οι μέγιστες καταγραφές σε στρατιωτικές εγκαταστάσεις φθάνουν σε τιμές της τάξης των δεκάδων mg/L (Brindha & Cao, 2025).

Σε σχέση με τις διεθνείς μελέτες, οι συγκεντρώσεις PFOA και άλλων PFAS στα υπόγεια νερά του Βένετο (μέση τιμή PFOA ≈ 348 ng/L) θεωρούνται μεσαίες: είναι υψηλότερες από τα περισσότερα ευρωπαϊκά πεδία όπου τα PFAS βρίσκονται σε επίπεδα δεκάδων ng/L, αλλά πολύ χαμηλότερες από τις ακραίες τιμές σε βιομηχανικές εστίες των ΗΠΑ (έως και mg/L). Η ιταλική περίπτωση διαφέρει επίσης λόγω της σημειακής έκλυσης από ένα εργοστάσιο και της μακρόχρονης χρήσης του υδροφορέα για ύδρευση. Παρά την εγκατάσταση GAC, οι συγκεντρώσεις παραμένουν πάνω από τα αυστηρά ευρωπαϊκά όρια, γεγονός που υποδηλώνει αργή υδρογεωλογική αποκατάσταση και μεγάλη αποθηκευτική ικανότητα του υδροφορέα.

Αναφορικά με τα επιφανειακά ύδατα, η διεθνής βιβλιογραφία καταδεικνύει ότι οι συγκεντρώσεις PFAS σε επιφανειακά νερά διαφέρουν σημαντικά μεταξύ ηπείρων. Ανασκόπηση του 2025 αναφέρει ότι στις Ηνωμένες Πολιτείες με υψηλή πυκνότητα βιομηχανικών και στρατιωτικών εγκαταστάσεων οι συγκεντρώσεις PFAS σε ορισμένες λίμνες και ποτάμια φθάνουν έως ~10 mg/L (Alsadik et al., 2025). Στον Καναδά οι τιμές είναι πολύ χαμηλότερες (0,0001–0,01 mg/L) ενώ σε ορισμένες χώρες της Δυτικής Ευρώπης (Ισπανία, Βέλγιο, Ολλανδία) οι συγκεντρώσεις σε επιφανειακά νερά υπερβαίνουν το 1 mg/L, με την Βελγική περίπτωση να φτάνει τα 2 mg/L (Alsadik et al., 2025). Στην Κίνα έχουν καταγραφεί επίπεδα έως 5 mg/L σε ποτάμια κοντά σε βιομηχανικές ζώνες και ακόμα επισημαίνεται ότι παρά τη σταδιακή απαγόρευση των μακροαλυσσιδικών PFAS, οι βραχείας αλυσίδας PFBA και PFBS αποτελούν σήμερα περισσότερο από το 50 % των ανιχνευόμενων PFAS σε αρκετές μελέτες (Alsadik et al., 2025). Έρευνα που καταμέτρησε πάνω από 45 000 δείγματα επιφανειακού και υπόγειου νερού σε έξι ηπείρους διαπίστωσε ότι μεγάλο ποσοστό των δειγμάτων υπερβαίνει τα εθνικά όρια ποιότητας, ανάλογα με τη χώρα και την πηγή ρύπανσης (Ackerman Grunfeld et al., 2024). Στην Αφρική οι διαθέσιμες μελέτες είναι περιορισμένες καθώς, σε πρόσφατη έρευνα από την Νότιο Αφρική, οι μέσες συγκεντρώσεις PFAS σε ποταμούς και λίμνες κυμαίνονταν από <LOD έως 740 ng/L και ο δείκτης επικινδυνότητας υπερέβη τα ασφαλή όρια στην επαρχία Northern Cape (Rapoo et al., 2025).

Έτσι, είναι χρήσιμο να λεχθεί, πως οι μέσες συγκεντρώσεις PFAS στα επιφανειακά νερά του Βένετο κυμαίνονται στην τάξη 10–100 ng/L, τιμές που είναι χαμηλότερες από πολλά βαριά ρυπασμένα συστήματα στις ΗΠΑ και στην Κίνα (mg/L) αλλά υψηλότερες από «παρθένους» αποδέκτες στον Καναδά. Εντούτοις, οι μέγιστες τιμές στο Βένετο (>2 µg/L για PFOA και >4 µg/L για PFOS) υπερβαίνουν τα όρια ποιότητας του νέου ευρωπαϊκού κανονισμού (100 ng/L για το άθροισμα 20 PFAS), ενώ ορισμένα ρέματα ταξινομούνται ως «μέτρια» ή «υψηλά ρυπασμένα». Η χωρική ετερογένεια που παρατηρείται στα ιταλικά δεδομένα (ακραίες τιμές σε λίγες θέσεις) αντικατοπτρίζει παρόμοια πρότυπα μελέτες από άλλες περιοχές, όπου οι τιμές κορυφώνονται κοντά σε βιομηχανικές πηγές ή σε σταθμούς πυρόσβεσης.

Όσον αφορά το πόσιμο νερό, η εθνική μελέτη της USGS (2016-2021) στις ΗΠΑ ανέλυσε 716 δείγματα νερού (269 ιδιωτικά πηγάδια και 447 δημόσια δίκτυα). Στο 45 % των δειγμάτων ανιχνεύθηκε τουλάχιστον μία ένωση PFAS, με πιο συχνά τις PFBS, PFHxS και PFOA (Schlea, 2023). Οι προτεινόμενες νέες οριακές τιμές της EPA (4 ng/L για PFOA και PFOS) υπερβαίνονταν στο 63 % των ιδιωτικών πηγαδιών και στο 44–77 % των δημόσιων δικτύων όταν τα PFAS

ήταν παρόντα. Η μελέτη υπολόγισε ότι 4,6 % των δειγμάτων υπερέβαινε τον «δείκτη επικινδυνότητας» που βασίζεται στο άθροισμα PFBS, PFNA, PFHxS και GenX (Schlea, 2023). Στην Ευρώπη, η έρευνα σε μια περιοχή της Γαλλίας, σε 47 δείγματα επιφανειακού και πόσιμου νερού ανέφερε ότι 67 % των δειγμάτων πόσιμου νερού υπερέβαινε το όριο των 100 ng/L για το άθροισμα 20 PFAS, με τις συνολικές συγκεντρώσεις να φτάνουν τα 700 ng/L (Teymoorian et al., 2025). Σε αντίθεση με τη Νότια Αφρική που οι μέσες συγκεντρώσεις PFAS σε πόσιμο νερό κυμαίνονταν έως 109 ng/L (Eastern Cape) και έως 740 ng/L (Northern Cape), με το 8:2 φθοροτελομερές σουλφονικό άλας και το PFBA να κυριαρχούν (Rapoo et al., 2025).

Οι τιμές στο πόσιμο νερό του Βένετο το 2013–2017 ήταν από τις υψηλότερες που έχουν καταγραφεί στην Ευρώπη, συγκρίσιμες με ορισμένες περιοχές των ΗΠΑ και πολύ υψηλότερες από τις μέσες τιμές στη Γαλλία ή τη Νότιο Αφρική. Το γεγονός ότι οι συγκεντρώσεις μειώθηκαν σημαντικά μετά την εγκατάσταση GAC δείχνει ότι οι τεχνολογίες προσρόφησης μπορούν να μειώσουν τις συγκεντρώσεις PFAS κάτω από τα ανώτατα όρια. Ωστόσο, η σύγκριση με τη μελέτη USGS επισημαίνει ότι ακόμη και πολύ χαμηλότερες συγκεντρώσεις (λίγα ng/L) θεωρούνται πλέον μη αποδεκτές στις ΗΠΑ, όπου η EPA προτείνει όριο 4 ng/L και περίπου οι μισές μετρήσεις το υπερβαίνουν (Schlea, 2023). Η διαφορά αυτή αναδεικνύει τον αυστηρότερο χαρακτήρα των αμερικανικών προτύπων σε σχέση με τα ιταλικά/ευρωπαϊκά όρια των 100 ng/L.

Αναφορικά με τα υγρά απόβλητα και την επεξεργασία των λυμάτων, βρέθηκε ότι σε εννέα αμερικανικούς βιολογικούς καθαρισμούς διερευνήθηκαν 40 PFAS σε λύματα διαφορετικής κλίμακας. Οι συνολικές συγκεντρώσεις PFCAs ήταν πάντα μεγαλύτερες από τις PFSAs, γεγονός που αποδόθηκε στη μετατροπή πρόδρομων ενώσεων στην ενεργό ιλύ. Η συγκέντρωση των PFAS στην εκροή συχνά υπερέβαινε εκείνη της εισροής, λόγω του σχηματισμού βραχειών αλυσίδων όπως PFPeA και PFHxA από τους πρόδρομους (TOP assay) (Kim et al., 2024). Το φορτίο PFAS που απορρίπτεται από έναν καθαρισμό κυμαίνεται από 340 έως 9.645 g/έτος, με τις πέντε κύριες ενώσεις (PFOA, PFOS, PFNA, PFBS, PFHxS) να ανιχνεύονται σε ποσοστό 100 % στα δείγματα εκροής. Η μελέτη διαπίστωσε ότι οι συμβατικές και προχωρημένες διεργασίες κατεργασίας δεν απομάκρυναν αποτελεσματικά τις τελικές PFAS, απαιτώντας νέες τεχνολογίες (Kim et al., 2024). Σε χώρες όπως η Κίνα, έχουν εντοπιστεί υψηλές συγκεντρώσεις 6:2 FtTAoS (πρόδρομος) και PFOS σε εισροές και εκροές δημοτικών σταθμών, ενώ βραχείας αλυσίδας PFBA/PFBS βρίσκονται κυρίως στην εκροή λόγω μετατροπής (Alsadik et al., 2025).

Η μείωση των συγκεντρώσεων PFAS στον συλλεκτήρα A.Ri.C.A. υποδηλώνει σχετική αποτελεσματικότητα των μέτρων περιορισμού των εκπομπών και διακοπής της παραγωγικής δραστηριότητας στο Βένετο. Ωστόσο, οι τιμές παραμένουν πολλαπλάσιες των διεθνών ορίων και παρόμοιες με τις εκροές πολλών αμερικανικών και κινεζικών βιολογικών καθαρισμών. Η σύγκριση με την αμερικανική μελέτη αποκαλύπτει ότι οι συμβατικές διεργασίες (πρωτοβάθμια, ενεργός ιλύς, απολύμανση) δεν αρκούν για την απομάκρυνση PFAS, αντίθετα, μπορεί να μετατρέπουν προδρόμους σε βραχεία PFCAs. Το ίδιο μοτίβο έχει παρατηρηθεί σε κινέζικες και καναδικές εγκαταστάσεις, γεγονός που υποστηρίζει την ανάγκη υιοθέτησης πιο αποτελεσματικών τεχνολογιών απορρύπανσης.

Ωστόσο, όσον αφορά τους δείκτες υγείας του πληθυσμού και τα επιδημιολογικά ευρήματα, η παγκόσμια βιβλιογραφία αναφέρει επίσης αυξημένα επίπεδα PFAS στο αίμα και συσχετίσεις με μεταβολικές, αναπαραγωγικές και αναπτυξιακές διαταραχές. Ανασκόπηση του 2025 βρήκε ότι οι μέσες συγκεντρώσεις PFOA και PFOS στο αίμα ποικίλλουν σημαντικά: στην Κίνα έχουν καταγραφεί έως 191 ng/mL για PFOA και 14 ng/mL για PFOS, ενώ σε αφρικανικές χώρες οι αντίστοιχες διάμεσες τιμές είναι 0,12 ng/mL και 0,53 ng/mL (Dehghani et al., 2025). Η ίδια ανασκόπηση επισημαίνει ότι η έκθεση σε PFAS συνδέεται με ανεπιθύμητες εκβάσεις κύησης, χαμηλό βάρος γέννησης, νευροαναπτυξιακές διαταραχές (ADHD, μειωμένο IQ) και διαταραχές των αναπαραγωγικών ορμονών. Σε παιδιατρικούς πληθυσμούς, τα υψηλά επίπεδα PFAS έχουν συσχετιστεί με αυξημένο κίνδυνο υπέρτασης και μεταβολικού συνδρόμου (Dehghani et al., 2025). Η αμερικανική υγειονομική υπηρεσία (ATSDR) συνοψίζει ότι η έκθεση σε PFAS σχετίζεται με αυξημένη χοληστερόλη, ελαττωμένο βάρος γέννησης, μειωμένη ανοσοαπόκριση στα εμβόλια και αυξημένο κίνδυνο καρκίνου νεφρού και όρχεων (Schlea, 2023). Τα ευρήματα αυτά συνάδουν με τις επιδημιολογικές παρατηρήσεις στο Βένετο, όπου καταγράφηκαν αυξημένες νοσηρότητες σε αντίστοιχα συστήματα.

Οι συγκεντρώσεις PFAS στο αίμα των κατοίκων του Βένετο είναι μεταξύ των υψηλότερων διεθνώς, συγκρίσιμες μόνο με ορισμένες κοινότητες των ΗΠΑ και της Κίνας. Ενώ οι γενικές τάσεις των επιδημιολογικών μελετών (αύξηση χοληστερόλης, επηρεασμένη ενδομήτρια ανάπτυξη) είναι κοινές σε όλα τα γεωγραφικά πλαίσια, η ιταλική περίπτωση αναδεικνύει την ιδιαίτερη ευπάθεια πληθυσμών που εκτίθενται μέσω πόσιμου νερού για δεκαετίες. Παράλληλα, σε άλλες περιοχές της Ευρώπης και της Αφρικής οι συγκεντρώσεις στο αίμα είναι πολύ χαμηλότερες, γεγονός που υποδεικνύει ότι η λήψη μέτρων (π.χ. απαγόρευση παραγωγής PFOS/PFOA) μπορεί να μειώσει την ανθρώπινη έκθεση.

Αναφορικά με τις τεχνολογίες απομάκρυνσης των PFAS από τα υδάτινα διαλλείματα, μια πρόσφατη διεθνής ανασκόπηση για τη βιωσιμότητα των τεχνολογιών απομάκρυνσης PFAS καταγράφει ότι οι πιο διαδεδομένες μέθοδοι είναι η προσρόφηση με ιοντοανταλλακτικές ρητίνες (IX) και κοκκώδη ενεργό άνθρακα (GAC) (Rahman et al., 2024). Η ανασκόπηση επισημαίνει ότι η αναγέννηση και διάθεση των υλικών αυτών αποτελεί σημαντική περιβαλλοντική πρόκληση και τονίζει την ανάγκη αξιολόγησης της βιωσιμότητας αυτών των τεχνολογιών (οικονομικό, περιβαλλοντικό, κοινωνικό κόστος). Οι μεμβρανικές διεργασίες (νανοδιήθηση και αντίστροφη όσμωση) πετυχαίνουν υψηλές απομακρύνσεις αλλά περιορίζονται από το υψηλό ενεργειακό κόστος και την ανάγκη προεπεξεργασίας, για αυτό, ως εναλλακτικές διεργασίες αναφέρονται τα προηγμένα οξειδωτικά συστήματα (π.χ. ενεργοποιημένο υπερθειικό, ηλεκτροχημική οξείδωση, plasma), ο αφρισμός (foam fractionation) και ο συνδυασμός αυτών (Rahman et al., 2024). Πειράματα σε αμερικανικούς καθαρισμούς δείχνουν ότι οι συμβατικές διεργασίες δεν απομακρύνουν αποτελεσματικά PFAS, οι προχωρημένες διεργασίες όπως οξονόλυση ή ενεργός άνθρακας παρέτειναν τον χρόνο ζωής των φίλτρων αλλά δεν απέτρεψαν τη διέλευση βραχείων αλυσίδων (Kim et al., 2024).

Το Βένετο έχει δοκιμάσει καινοτόμες τεχνολογίες όπως η PEC και τα γραφενικά υλικά, τα οποία δεν έχουν ακόμη εφαρμοστεί ευρέως διεθνώς. Οι αποδόσεις της PEC (99 % για PFOA) είναι ενθαρρυντικές αλλά αφορούν εργαστηριακή κλίμακα. Οι κλασικές τεχνολογίες GAC και IX, που εφαρμόζονται τόσο στο Βένετο όσο και διεθνώς, παρουσιάζουν παρόμοια προβλήματα: τα PFAS βραχείας αλυσίδας περνούν ταχύτερα και απαιτούν συχνή αναγέννηση. Οι διεθνείς μελέτες τονίζουν την ανάγκη ολοκληρωμένης αξιολόγησης βιωσιμότητας, στοιχείο που μέχρι στιγμής λείπει από τις τοπικές εφαρμογές. Η ανάπτυξη ανακυκλωμένων υλικών (PSU-GO) και η φυτοεξυγίανση στο Βένετο αποτελούν ενδιαφέρουσες προσεγγίσεις, ωστόσο χρειάζονται επιπλέον διεθνείς μελέτες για την επαλήθευση της αποτελεσματικότητας και της κλίμακας.

Αξίζει να αναφερθεί και το ρυθμιστικό πλαίσιο το οποίο ισχύει ανά τον κόσμο. Πιο ειδικά, σε παγκόσμιο επίπεδο οι κανονισμοί εστιάζουν κυρίως στις «γνωστές» PFAS (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS, PFBS, HFPO-DA), ενώ πληθώρα νέων ενώσεων δεν ρυθμίζεται ακόμη (Ackerman Grunfeld et al., 2024). Η διαθεσιμότητα εθνικών δεδομένων παρουσιάζει μεγάλες διαφοροποιήσεις: στην Ευρώπη έχει καταγραφεί μεγάλος αριθμός μολυσμένων σημείων (23.000), ενώ σε πολλές χώρες της Αφρικής και της Ασίας τα δεδομένα λείπουν. Πέραν της νομοθεσίας, οι διεθνείς ανασκοπήσεις τονίζουν την ανάγκη για συστηματική παρακολούθηση

και εκτεταμένες αξιολογήσεις κινδύνου ώστε να υποστηριχθούν οι πολιτικές για πλήρη κατάργηση των PFAS. Η ευρωπαϊκή Οδηγία για το πόσιμο νερό θέτει ανώτατη τιμή 500 ng/L για το άθροισμα όλων των PFAS και 100 ng/L για το άθροισμα 20 επιλεγμένων PFAS ενώ, η Αυστραλία έχει καθορίσει τιμή 560 ng/L για το PFOA και 70 ng/L για το άθροισμα PFOS+PFHxS. Από την άλλη, η Ιαπωνία έχει όριο <50 ng/L, ενώ οι ΗΠΑ προτείνουν εξαιρετικά χαμηλά όρια: 4 ng/L για το PFOA και το PFOS και χρήση «δείκτη κινδύνου» για συνδυασμένες PFAS και ο Καναδάς θέτει όριο 30 ng/L για το άθροισμα των PFAS (Ackerman Grunfeld et al., 2024). Η канаδική προσέγγιση είναι σήμερα η πιο αυστηρή σε διεθνές επίπεδο, αν και τα νέα αμερικανικά πρότυπα είναι παρόμοια.

Το ρυθμιστικό πλαίσιο της Ιταλίας έχει εξελιχθεί προοδευτικά από υψηλά «επίπεδα απόδοσης» (500 ng/L) σε πολύ αυστηρά όρια (20 ng/L για τα τέσσερα σημαντικότερα PFAS). Παρά τις αυστηρές τιμές της «Κόκκινης Ζώνης», τα νέα αμερικανικά και канаδικά όρια είναι ακόμη χαμηλότερα (4 ng/L και 30 ng/L αντίστοιχα), υποδεικνύοντας ότι η διεθνής τάση είναι προς μηδενική ανοχή PFAS. Συγκριτικά, πολλά κράτη της Ασίας και της Αφρικής δεν διαθέτουν καθορισμένα όρια ή τα όρια είναι πολύ υψηλότερα λόγω έλλειψης υποδομής και πολιτικής πίεσης. Η απόκλιση αυτή τονίζει την ανάγκη παγκόσμιας εναρμόνισης και μεταφοράς τεχνογνωσίας.

5.3 Περιορισμοί

Η παρούσα διπλωματική εργασία βασίστηκε κυρίως στη σύνθεση επίσημων δεδομένων της ARPAV και στη δημοσιευμένη βιβλιογραφία, χωρίς πρωτογενείς δειγματοληψίες ή εργαστηριακές αναλύσεις. Αυτό σημαίνει ότι δεν ελέγχθηκε σχεδιασμός, η συχνότητα ή οι συνθήκες των μετρήσεων, αλλά αξιοποιήθηκαν ό,τι ήταν ήδη διαθέσιμα από τις αρχές και τις μελέτες που έχουν γίνει στο Βένετο.

Ως προς την κάλυψη των δεδομένων, το δίκτυο παρακολούθησης των υπόγειων υδάτων (RS-PFAS) λειτουργεί από το 2013 και επεκτάθηκε το 2023 με νέους πιεζομετρικούς σταθμούς και συνολικά οι δειγματοληψίες δεν είναι ομοιόμορφες στον χώρο και στον χρόνο, ενώ υπάρχει και ανισομερής κατανομή ανάμεσα σε τύπους νερών (περισσότερα δείγματα υπόγειων, λιγότερα από πηγές/επιφανειακά). Αυτό δυσκολεύει τις «ίδιες» συγκρίσεις ανά έτη και ανά υδατικό σώμα. Επιπλέον, το βασικό πρόγραμμα παρακολούθησης επικεντρώνεται σε 12 κύριες ενώσεις

PFAS, οπότε πιθανές άλλες αναδυόμενες ενώσεις ή πρόδρομοι μπορεί να μην αποτυπώνονται πλήρως.

Υπάρχουν επίσης μεθοδολογικές διαφοροποιήσεις: η ARPAV εφαρμόζει πρότυπα LC-MS/MS (π.χ. ISO 25101) και, με την πάροδο του χρόνου, βελτιώθηκαν τα όρια ανίχνευσης (χαμηλότερο LOD για PFOS κ.ά.). Οι αλλαγές αυτές είναι θετικές για την ποιότητα των μετρήσεων, αλλά δυσκολεύουν την αυστηρά συγκρίσιμη αποτύπωση τάσεων μεταξύ διαφορετικών περιόδων.

Σε ό,τι αφορά τα λύματα, τα διαθέσιμα στοιχεία είναι κυρίως έμμεσα. Η ανάμιξη των εκροών στον συλλεκτήρα A.Ri.C.A. με λύματα από πολλούς δήμους καθιστά δύσκολη την καθαρή «απόδοση» των συγκεντρώσεων σε μία μόνο πηγή, παρότι η χημική «υπογραφή» συχνά δείχνει τον ρόλο της βιομηχανικής δραστηριότητας. Αυτό περιορίζει την ακρίβεια με την οποία μπορούμε να συνδέσουμε συγκεκριμένες μετρήσεις με συγκεκριμένες σημειακές πηγές.

Η ανάλυσή αυτή είναι σκόπιμα περιγραφική, καθώς, αξιοποιεί δείκτες και διαγράμματα για να δώσει καθαρή εικόνα των επιπέδων και των τάσεων, χωρίς περίπλοκα στατιστικά μοντέλα ή ανάλυση αβεβαιότητας. Ως εκ τούτου, τα ευρήματα διαβάζονται ενδεικτικά ως «καλύτερη διαθέσιμη εικόνα» των δεδομένων και όχι ως απόδειξη αιτιότητας. Το ίδιο ισχύει και για τα υγειονομικά ευρήματα, τα οποία βασίστηκαν σε παρατηρησιακές/οικολογικές μελέτες, άρα οι συσχετίσεις πρέπει να ερμηνεύονται με προσοχή.

Τέλος, στο πλαίσιο και τους πόρους της παρούσας εργασίας δεν περιλήφθηκαν νέες επιτόπιες δειγματοληψίες, πειράματα πεδίου για τεχνολογίες απομάκρυνσης ή υδρογεωλογική μοντελοποίηση ροής/φορτίων. Κατά συνέπεια, προτείνεται τα ποσοτικά και χωρικά συμπεράσματα να θεωρηθούν ως σύνθεση των επίσημων μετρήσεων και της βιβλιογραφίας για το Βένετο, με αναμενόμενη χωρική ετερογένεια και ορισμένες ακραίες τιμές κοντά σε πηγές ρύπανσης.

Κεφάλαιο 6. Συμπεράσματα

6.1 Γενικά συμπεράσματα

Η εργασία διερεύνησε τη σοβαρή ρύπανση των υδάτων από ενώσεις PFAS στην Περιφέρεια Βένετο. Η ανάλυση των δεδομένων της ARPAV για τις συγκεντρώσεις των PFAS σε υπόγεια και επιφανειακά νερά, στο δίκτυο ύδρευσης και στα υγρά απόβλητα, σε συνδυασμό με τη διαθέσιμη βιβλιογραφία, έδωσε μια ολοκληρωμένη εικόνα για το πρόβλημα και τις επιπτώσεις του. Τα PFAS είναι τεχνητές χημικές ουσίες με εξαιρετική σταθερότητα και χρησιμοποιούνται σε πλήθος βιομηχανικών προϊόντων. Λόγω αυτής της σταθερότητας χαρακτηρίζονται «αιώνιες χημικές ουσίες» και έχουν την ιδιότητα να συσσωρεύονται σε οικοσυστήματα και στον ανθρώπινο οργανισμό. Στην περιοχή του Βένετο η κύρια πηγή ρύπανσης ήταν το εργοστάσιο Miteni, το οποίο επί δεκαετίες διοχέτευε απόβλητα που περιείχαν PFAS σε ποτάμια και υπόγειους υδροφορείς, προκαλώντας τη λεγόμενη «κόκκινη ζώνη» εντατικής επιβάρυνσης.

Από τη μελέτη φαίνεται ότι τα υπόγεια νερά είναι ο πιο επιβαρυνμένος υδάτινος πόρος. Οι υδροφορείς της κόκκινης ζώνης έχουν δεχθεί πολύ υψηλές συγκεντρώσεις PFAS και η ρύπανση έχει εξαπλωθεί ανατολικά και νότια από τον τόπο προέλευσης. Παράλληλα, τα επιφανειακά ύδατα παρουσιάζουν μεγάλη χωρική διαφοροποίηση: σε ορισμένα ρέματα οι συγκεντρώσεις είναι χαμηλές, ενώ σε άλλα ποτάμια καταγράφονται ιδιαίτερα υψηλές τιμές λόγω της ανάμιξης με ρυπασμένα υπόγεια νερά και αστικά λύματα. Το δίκτυο ύδρευσης αποτέλεσε για χρόνια πηγή έκθεσης των κατοίκων, αφού στα πρώτα χρόνια της κρίσης ανιχνευόνταν πολλές ενώσεις PFAS στο πόσιμο νερό. Η εγκατάσταση φίλτρων ενεργού άνθρακα μείωσε σημαντικά τις συγκεντρώσεις στο δημόσιο δίκτυο, ωστόσο οι ουσίες μικρής αλυσίδας εξακολουθούν να διαφεύγουν και ιδιωτικά πηγάδια παραμένουν ρυπασμένα. Στα υγρά απόβλητα, ο συλλεκτήρας A.Ri.C.A. αποτέλεσε τη βασική δίοδο μεταφοράς PFAS στο ποτάμιο σύστημα, γεγονός που δείχνει ότι η βιομηχανική δραστηριότητα ήταν ο κύριος φορέας του προβλήματος.

Η επιμονή των PFAS στην υδρόσφαιρα συνεπάγεται και σοβαρές επιπτώσεις για την υγεία. Τα PFAS είναι ενδοκρινικοί διαταράκτες και η έκθεση μέσω του πόσιμου νερού θεωρείται βασικός δρόμος πρόσληψης. Η σύγχρονη έρευνα έχει συνδέσει την έκθεση σε αυτές τις ουσίες με δυσλειτουργίες του ανοσοποιητικού, του ενδοκρινικού και του μεταβολικού συστήματος, διαταραχές της αναπαραγωγής και αυξημένο κίνδυνο καρκίνου. Επίσης, έχουν αναφερθεί αυξημένα χοληστερίνη, υπέρταση, θυρεοειδικές διαταραχές και διαβήτης. Αυτά τα ευρήματα εξηγούν γιατί στο Βένετο παρατηρήθηκαν αυξημένες νοσηρότητες και υψηλές συγκεντρώσεις

PFAS στο αίμα των κατοίκων, ιδίως όσων κατανάλωναν για χρόνια ρυπασμένο νερό. Η ρύπανση δεν επηρεάζει μόνο τη σωματική υγεία, αλλά οι εκθέσεις καταγράφουν ψυχολογικό άγχος και αίσθημα «υγειονομικού αποκλεισμού» στους κατοίκους της κόκκινης ζώνης, καθώς φοβούνται για την ασφάλεια του νερού και τη μετάδοση των ουσιών στα παιδιά.

Σε διεθνές επίπεδο, η περίπτωση του Βένετο είναι μια από τις σοβαρότερες, αλλά ανάλογα επεισόδια έχουν καταγραφεί στις ΗΠΑ, στη Σουηδία και στην Ολλανδία. Η σύγκριση με άλλες περιοχές δείχνει ότι οι συγκεντρώσεις PFAS στο αίμα των κατοίκων του Βένετο είναι από τις υψηλότερες παγκοσμίως. Σε πολλές χώρες η παρουσία PFAS στο πόσιμο νερό είναι χαμηλότερη, γεγονός που σχετίζεται με την απαγόρευση συγκεκριμένων ουσιών και με την έγκαιρη εφαρμογή τεχνολογιών καθαρισμού. Παρ' όλα αυτά, τα PFAS έχουν βρεθεί σε ποτάμια και υδροφόρους σε όλο τον κόσμο, και ο αυξανόμενος αριθμός «νέων» ενώσεων δυσχεραίνει τον πλήρη έλεγχο. Το ρυθμιστικό πλαίσιο διαφέρει σημαντικά ανά τον κόσμο. Η Ευρωπαϊκή Ένωση προβλέπει όριο 100 ng/L για το άθροισμα 20 PFAS και 500 ng/L για το σύνολο όλων των PFAS στο πόσιμο νερό, με εφαρμογή από το 2026, ενώ οι ΗΠΑ προτείνουν ακόμη πιο αυστηρά όρια (π.χ. 4 ng/L για PFOS και PFOA), και ο Καναδάς θέτει 30 ng/L για το άθροισμα 25 PFAS. Αυτές οι διαφορές δείχνουν την ανάγκη για παγκόσμια εναρμόνιση των ορίων και για κοινούς κανόνες παρακολούθησης.

Η διερεύνηση των τεχνολογιών απομάκρυνσης δείχνει ότι δεν υπάρχει ακόμη μια πανάκεια. Η προσρόφηση σε κοκκώδη ενεργό άνθρακα (GAC) είναι αποτελεσματική για τις ενώσεις μεγάλης αλυσίδας αλλά έχει περιορισμένη ικανότητα για τα PFAS μικρής αλυσίδας, ενώ, η αναγέννηση και η διάθεση του κορεσμένου υλικού είναι τεχνικά δύσκολες και κοστίζουν ακριβά και ενέχουν κινδύνους επανελευθέρωσης. Οι ρητίνες ιοντοανταλλαγής (IX) απομακρύνουν διάφορες κατηγορίες PFAS και μπορούν να προσαρμοστούν σε μεγάλα φορτία νερού, όμως οι περισσότερες ρητίνες είναι «μιας χρήσης» και απαιτούν συχνή αντικατάσταση, με συνέπεια υψηλό κόστος και προβλήματα απόρριψης. Τα προηγμένα οξειδωτικά συστήματα, οι μεμβράνες και οι συνδυασμένες διεργασίες προσφέρουν ελπιδοφόρα αποτελέσματα, αλλά βρίσκονται ακόμη σε ερευνητικό στάδιο και δεν είναι διαθέσιμες σε μεγάλη κλίμακα. Η περίπτωση του Βένετο δείχνει ότι ο συνδυασμός συμβατικών φίλτρων με καινοτόμες τεχνολογίες πρέπει να συνοδεύεται από αξιολόγηση του περιβαλλοντικού, οικονομικού και κοινωνικού κόστους.

Τέλος, η εργασία αναγνωρίζει ορισμένους περιορισμούς. Τα αποτελέσματα βασίζονται σε δευτερογενή δεδομένα της ARPAV και της βιβλιογραφίας, δεν πραγματοποιήθηκαν πρωτογενείς

μετρήσεις, ούτε διεξήχθησαν επιτόπιες δοκιμές τεχνολογιών. Η δειγματοληψία δεν είναι χωρικά και χρονικά ομοιόμορφη, ενώ εξετάζεται περιορισμένος αριθμός ενώσεων PFAS. Παρά τα κενά αυτά, η συγκέντρωση των δεδομένων παρέχει σαφή εικόνα για την έκταση και τη δυναμική του προβλήματος.

6.2 Πρακτικές προτάσεις και μελλοντικές κατευθύνσεις

Στο Βένετο, προτεραιότητα έχει η βελτίωση της παρακολούθησης και του πηγαίου ελέγχου. Χρειάζεται συστηματική χαρτογράφηση όλων των πιθανών πηγών ρύπανσης, με διεύρυνση του δικτύου δειγματοληψιών σε υπόγεια και επιφανειακά ύδατα και ρητή ένταξη ιδιωτικών πηγαδιών, αγροτικών απορροών και βιομηχανικών εκροών ώστε να εντοπίζονται «σιωπηλοί» ρύποι. Τα δεδομένα της διπλωματικής δείχνουν ότι ακόμη και μετά την εγκατάσταση φίλτρων ενεργού άνθρακα (GAC) υπάρχουν ιδιωτικά πηγάδια με άθροισμα PFAS 2.428–2.593 ng/L, ενώ στο παρελθόν τα επίπεδα PFOA στο πόσιμο νερό κυμαίνονταν από 546 ng/L έως και δεκάδες χιλιάδες ng/L. Παράλληλα, η χρήση PFAS σε βιομηχανικές διεργασίες πρέπει να αντικαθίσταται, όπου είναι τεχνικά εφικτό, από ασφαλέστερα υλικά. Οι εγκαταστάσεις διαχείρισης αποβλήτων οφείλουν πριν τη διάθεση στον συλλεκτήρα A.Ri.C.A να εφαρμόζουν τεχνικές οξείδωσης, όπως οζονόλυση ή υπεριώδη ακτινοβολία σε συνδυασμό με υπεροξείδιο, για να αποδομούν PFAS στα λύματα. Στο ρυθμιστικό επίπεδο, παρότι η Ιταλία έχει μειώσει σταδιακά τα όρια ποιότητας από 500 ng/L σε 20 ng/L για συγκεκριμένα PFAS και από το 2025 εφαρμόζεται το νέο όριο της ΕΕ για άθροισμα 20 PFAS στα 100 ng/L, διεθνείς πρακτικές όπως στις ΗΠΑ προχωρούν πιο αυστηρά με όρια 4 ng/L για PFOA και PFOS και χρήση δείκτη κινδύνου για άλλες ουσίες. Η Περιφέρεια Βένετο χρειάζεται να ευθυγραμμιστεί με τα αυστηρότερα διεθνή πρότυπα και να θεσπίσει υποχρεωτικούς ελέγχους συμμόρφωσης για βιομηχανίες και παρόχους ύδρευσης.

Η βελτιστοποίηση των τεχνολογιών καθαρισμού νερού απαιτεί συνδυαστικές λύσεις. Τα υφιστάμενα φίλτρα GAC αφαιρούν αποτελεσματικά PFAS μακράς αλυσίδας, όμως παρουσιάζουν γρήγορη «διάσπαση» για βραχείας αλυσίδας ενώσεις όπως PFBA και PFBS. Η διεθνής βιβλιογραφία (Rosato et al., 2024); (Teymoorian et al., 2025) προτείνει ρητίνες ιοντοανταλλαγής σε σειρά μετά τον GAC: ο ενεργός άνθρακας μειώνει τις μακροαλυσίδες και το οργανικό φορτίο, ενώ η ιοντοανταλλαγή συγκρατεί τις βραχείες, πετυχαίνοντας χαμηλότερο λειτουργικό κόστος και καλύτερη συνολική απόδοση. Η κατακράτηση αφρού (foam fractionation) εκμεταλλεύεται

φυσαλίδες για την απομάκρυνση αμφιφιλικών ουσιών και έχει δείξει απομάκρυνση PFOS και PFOA σε επίπεδα ppt, με μικρότερη απόδοση στις βραχείες αλυσίδες, ωστόσο, ο προ-συνδυασμός της πριν από GAC/ιοντοανταλλαγή μειώνει το φορτίο στις προσροφητικές μονάδες, ενώ η χρήση κατιονικών επιφανειοδραστικών μπορεί να βελτιώσει την απόδοση για τις βραχείες (Piva et al., 2022). Προηγμένες οξειδωτικές ή/και αναγωγικές μέθοδοι, όπως φωτοκαταλυτικές ηλεκτροχημικές διεργασίες (PEC), UV/sulfite ή UV/H₂O₂, έχουν αναφερθεί στη διατριβή με απομάκρυνση έως 99% για το PFOA και 87% για PFBA/PFPeA και μπορούν να ενταχθούν «μετά την προσρόφηση» για να περιοριστεί η συχνότητα αναγέννησης ρητινών. Νεότερα υλικά, όπως φύλλα οξειδίου γραφενίου τροποποιημένα με τεταρτοταγές αμμώνιο (CTAC), έχουν δείξει σχεδόν πλήρη απομάκρυνση PFAS εντός μίας ώρας και υβριδικά συστήματα εμφανίζουν ικανότητα προσρόφησης 6,1 μg PFOA/g, υπερτερώντας του κλασικού GAC (Mastrantonio et al., 2023). Αν και βρίσκονται κυρίως σε εργαστηριακό στάδιο, μπορούν να δοκιμαστούν πιλοτικά στο Βένετο για την ανάπτυξη αποδοτικότερων φίλτρων. Επιπλέον, βιοδιεργασίες με μικροοργανισμούς όπως *Aeromonas* και *Shewanella* έχουν δείξει απομάκρυνση άνω του 30%, ενώ συστήματα φυτοεξυγίανσης με καλάμια μπορούν να μειώσουν το φορτίο κατά 30–50%. Δεδομένα από υδροτόπους διεθνώς καταγράφουν απομακρύνσεις 50–96%, με δύο κατασκευασμένους υδροτόπους στην Κίνα να επιτυγχάνουν 64% και 46% μείωση PFAS (Kim et al., 2024). Τέτοιες λύσεις είναι ιδιαίτερα χρήσιμες για αγροτικές ζώνες του Βένετο όπου το κόστος προηγμένων φίλτρων είναι απαγορευτικό.

Στο πεδίο της δημόσιας υγείας απαιτείται οργανωμένη ιατρική παρακολούθηση και ενημέρωση. Οι αναλύσεις αίματος στον τοπικό πληθυσμό έχουν δείξει υψηλές συγκεντρώσεις PFAS και συνδέονται με αυξημένα ποσοστά υπερλιπιδαιμίας, μεταβολικού συνδρόμου και καρδιαγγειακών νοσημάτων, συνεπώς χρειάζονται τακτικοί έλεγχοι και στοχευμένες καμπάνιες για τον περιορισμό της έκθεσης. Παράλληλα, πρέπει να υπάρξει οικονομική υποστήριξη και αποκατάσταση για τους πληγέντες, με σχήματα αποζημίωσης και επιχορηγήσεις για εγκατάσταση οικιακών φίλτρων ή για σύνδεση με ασφαλή δίκτυα ύδρευσης.

Σε παγκόσμιο επίπεδο, βασική προτεραιότητα είναι η ενοποιημένη παρακολούθηση και η δημιουργία κοινών βάσεων δεδομένων. Οι συγκεντρώσεις PFAS εμφανίζουν τεράστια διακύμανση διεθνώς, από μη ανιχνεύσιμες τιμές έως mg/L, ενώ υπάρχουν μεγάλα κενά δεδομένων σε περιοχές όπως η Αφρική και η Νότια Αμερική (Alsadik et al., 2025); (Ackerman Grunfeld et al., 2024). Ένα διεθνές δίκτυο με τυποποιημένες μεθοδολογίες δειγματοληψίας θα επιτρέψει

τον έγκαιρο εντοπισμό περιοχών υψηλού κινδύνου και την ορθολογική ιεράρχηση επενδύσεων. Συναφώς, χρειάζεται υιοθέτηση ομοιογενών κατευθυντήριων ορίων: σήμερα συνυπάρχουν προσεγγίσεις όπως 20 ng/L για έξι PFAS σε ορισμένες πολιτείες (π.χ. Μασαχουσέτη), 4 ng/L για PFOA/PFOS στις ΗΠΑ και 100 ng/L για άθροισμα 20 PFAS στην ΕΕ. (Teymoorian et al., 2025). Η εναρμόνιση προς το χαμηλότερο ρεαλιστικά επιτεύξιμο όριο θα λειτουργήσει ως καταλύτης για την τεχνολογική πρόοδο.

Οι καινοτόμες τεχνολογίες πρέπει να ενταχθούν σε λογική κυκλικής οικονομίας. Οι μεμβράνες αντίστροφης ώσμωσης ή νανοδιήθησης προσφέρουν υψηλή απόδοση αλλά δημιουργούν συμπύκνωμα που πρέπει να αντιμετωπιστεί. Ο συνδυασμός τους με GAC/ιοντοανταλλαγή και οξειδωτικές διεργασίες μειώνει το συνολικό κόστος, ενώ η επεξεργασία του συμπυκνώματος με PEC ή κατακράτηση αφρού αποτρέπει την απλή μετατόπιση του προβλήματος (Rapo et al., 2025). Τα αναλώσιμα φίλτρα GAC και οι ρητίνες δεν πρέπει να καταλήγουν σε ΧΥΤΑ, η αναγέννηση και ανάκτηση PFAS με κατάλληλους διαλύτες (π.χ. NaCl/αιθανόλη) ή θερμική καταστροφή επιτρέπουν ανακύκλωση και ασφαλή τελική διάθεση (Brindha & Cao, 2025). Προτεραιότητα αποτελεί επίσης η ανάπτυξη τεχνικών καταστροφής PFAS σε σκληρές συνθήκες, όπως η υπερκρίσιμη οξείδωση. Για περιβάλλοντα με περιορισμένους πόρους, λύσεις χαμηλού κόστους όπως τροποποιημένα υλικά γραφενίου, ιοντικές ζελατίνες και υδρόβια φυτά προσφέρουν βιώσιμες εναλλακτικές, η προσρόφηση με τροποποιημένο οξείδιο γραφενίου έχει δείξει εντυπωσιακή αποτελεσματικότητα, ενώ οι υγρότοποι επιτυγχάνουν σημαντικές μειώσεις με χαμηλό λειτουργικό κόστος (Redazione SNPA, 2018).

Τέλος, η πρόοδος προϋποθέτει διεπιστημονική έρευνα και ενεργή συμμετοχή της κοινωνίας. Χρειάζονται στοχευμένες μελέτες ανθρώπινης τοξικολογίας και επιδημιολογίας για να αποσαφηνιστούν οι μηχανισμοί δράσης των PFAS και να αναγνωριστούν ευάλωτες ομάδες πληθυσμού. Η εκπαίδευση και η συμμετοχή των πολιτών, μέσω ενημέρωσης, κοινοτικών εργαστηρίων δειγματοληψίας και προγραμμάτων παρακολούθησης, ενισχύουν την κοινωνική αποδοχή των μέτρων και συμβάλλουν στη συλλογή αξιόπιστων δεδομένων. Με αυτόν τον τρόπο, οι τεχνικές λύσεις συνδυάζονται με θεσμική ευθύνη και κοινωνική εμπλοκή, διαμορφώνοντας μια ολοκληρωμένη στρατηγική για το Βένετο και, κατ' επέκταση, για κάθε περιοχή που αντιμετωπίζει ανάλογες προκλήσεις.

Βιβλιογραφία

- Interstate Technology & Regulatory Council. (2023, September). *PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances*. Pfas-1.Itrcweb.org. <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- Ackerman Grunfeld, D., Gilbert, D., Hou, J., Jones, A. M., Lee, M. J., Kibbey, T. C. G., & O'Carroll, D. M. (2024). Underestimated burden of per- and polyfluoroalkyl substances in global surface waters and groundwaters. *Nature Geoscience*, 17(17), 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41561-024-01402-8>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2024). *PFAS Information for Clinicians*. <https://www.atsdr.cdc.gov/pfas/docs/PFAS-info-for-clinicians-508.pdf>
- Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto. (2017). *Sintesi del monitoraggio delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nelle acque superficiali dei bacini Fratta Gorzone e Bacchiglione. Luglio 2013 - settembre 2017*. ARPAV. https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acque-interne/acque-interne/pfas/sintesi_pfas_superficiali_frattagorzone_bacchiglione.pdf
- Agenzia Regionale per la Prevenzione e protezione Ambientale del Veneto (ARPAV). (2017). *Acque destinate al consumo umano. Valori PFAS in vigore dal 3 ottobre 2017*. Veneto.it. <https://www.arpa.veneto.it/arpav/pagine-generiche/acque-destinate-al-consumo-umano-valori-pfas-in-vigore-dal-3-ottobre-2017>
- Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav). (2018). *Monitoraggio delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nelle acque superficiali del Veneto*. <https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acque-interne/acque-interne/pfas>
- Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav). (2019). *Monitoraggio delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nelle acque superficiali del Veneto*. <https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acque-interne/acque-interne/pfas>
- Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto. (2019). *Monitoraggio delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nelle acque superficiali del Veneto. Periodo di riferimento: 2013–2018*. ARPAV. https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2019/04/PFAS_AcqueSup_2013_2018.pdf
- Agenzia Regionale per Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Arpav). (2024). *Monitoraggio delle sostanze per- e polifluoroalchiliche (pfas) nella rete di sorveglianza delle acque sotterranee*. https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acque-interne/acque-interne/pfas/20250102_monitoraggio_pfas_rete_sorveglianza.pdf/@@display-file/file
- Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto. (2019). *Monitoraggio delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nelle acque superficiali del Veneto. Periodo di riferimento: 2013–2018*. ARPAV. https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2019/04/PFAS_AcqueSup_2013_2018.pdf

- Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto. (2025). *Monitoraggio delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nella rete di sorveglianza delle acque sotterranee. Anno 2024*. ARPAV. https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acque-interne/acque-interne/pfas/20250102_monitoraggio_pfas_rete_sorveglianza.pdf
- Ahrens, L., & Bundschuh, M. (2014). Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(9), 1921–1929. <https://doi.org/10.1002/etc.2663>
- Alsadik, A., Akintunde, O. O., Habibi, H. R., & Achari, G. (2025). PFAS in water environments: recent progress and challenges in monitoring, toxicity, treatment technologies, and post-treatment toxicity. *ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH*, 14(1). <https://doi.org/10.1186/s40068-025-00411-9>
- ARICA Consortium. (2017). *Consorzio Arica | Dati rilevati al collettore*. Consorzioarica.it. <https://www.consorzioarica.it/dati-collettore/>
- Batzella, E. (2022). *PFAS health effect in the community exposed to PFAS in the Veneto Region* [PHD Thesis]. https://www.research.unipd.it/retrieve/5b5b9e37-4859-4700-97c8-45500b1a8cf1/Tesi_definitiva_Batzella_Erich.pdf
- Batzella, E., Fletcher, T., Pitter, G., da Re, F., Russo, F., di Nisio, A., & Canova, C. (2024). Decreases in serum PFAS are associated with decreases in serum lipids: A longitudinal study on a highly exposed population. *Science of the Total Environment*, 954, 176227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176227>
- Batzella, E., Girardi, P., Russo, F., Pitter, G., Da Re, F., Fletcher, T., & Canova, C. (2022). Perfluoroalkyl substance mixtures and cardio-metabolic outcomes in highly exposed male workers in the Veneto Region: A mixture-based approach. *Environmental Research*, 212, 113225. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113225>
- Batzella, E., Jeddi, M. Z., Pitter, G., Russo, F., Fletcher, T., & Canova, C. (2022). Associations between Mixture of Perfluoroalkyl Substances and Lipid Profile in a Highly Exposed Adult Community in the Veneto Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health/International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(19), 12421–12421. <https://doi.org/10.3390/ijerph191912421>
- Becker, A. M., Gerstmann, S., & Frank, H. (2008). Perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate in the sediment of the Roter Main River, Bayreuth, Germany. *Environmental Pollution*, 156(3), 818–820. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.05.024>
- Belkouteb, N., Franke, V., McCleaf, P., Köhler, S., & Ahrens, L. (2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*, 182, 115913. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913>
- Bertanza, G., Capoferri, G. U., Carmagnani, M., Icarelli, F., Sorlini, S., & Pedrazzani, R. (2020). Long-term investigation on the removal of perfluoroalkyl substances in a full-scale drinking

- water treatment plant in the Veneto Region, Italy. *Science of the Total Environment*, 734, 139154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139154>
- Berti, M., Cavicchio, L., Rosato, I., Fletcher, T., Pitter, G., Russo, F., Batzella, E., & Canova, C. (2024). PFAS and menopause onset: Is it just a matter of reverse causation? Cross-sectional and longitudinal analyses in highly exposed women in the Veneto Region. *Environmental Research*, 264, 120305. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120305>
- Biggeri, A., et al. (2024). All-cause, cardiovascular disease and cancer mortality in the population of a large Italian area contaminated by per- and polyfluoroalkyl substances, 1980–2018. *Environmental Health*. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/38627679/>
- Biggeri, A., Stoppa, G., Facciolo, L., Fin, G., Mancini, S., Manno, V., Minelli, G., Zamagni, F., Zamboni, M., Catelan, D., & Bucchi, L. (2024a). All-cause, cardiovascular disease and cancer mortality in the population of a large Italian area contaminated by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (1980–2018). *Environmental Health*, 23(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-024-01074-2>
- Biggeri, A., Stoppa, G., Facciolo, L., Fin, G., Mancini, S., Manno, V., Minelli, G., Zamagni, F., Zamboni, M., Catelan, D., & Bucchi, L. (2024b). All-cause, cardiovascular disease and cancer mortality in the population of a large Italian area contaminated by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (1980–2018). *Environmental Health*, 23(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-024-01074-2>
- Biggeri, A., Stoppa, G., Facciolo, L., Fin, G., Mancini, S., Manno, V., Minelli, G., Zamagni, F., Zamboni, M., Catelan, D., & Bucchi, L. (2024c). All-cause, cardiovascular disease and cancer mortality in the population of a large Italian area contaminated by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (1980–2018). *Environmental Health*, 23(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-024-01074-2>
- Bolan, N., Sarkar, B., Yan, Y., Li, Q., Wijesekara, H., Kannan, K., Tsang, D. C. W., Schauerte, M., Bosch, J., Noll, H., Ok, Y. S., Scheckel, K., Kumpiene, J., Gobindlal, K., Kah, M., Sperry, J., Kirkham, M. B., Wang, H., Tsang, Y. F., & Hou, D. (2021). Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils – To mobilize or to immobilize or to degrade? *Journal of Hazardous Materials*, 401(123892), 123892. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123892>
- Boone, J. S., Vigo, C., Boone, T., Byrne, C., Ferrario, J., Benson, R., Donohue, J., Simmons, J. E., Kolpin, D. W., Furlong, E. T., & Glassmeyer, S. T. (2019). Per- and polyfluoroalkyl substances in source and treated drinking waters of the United States. *Science of the Total Environment*, 653, 359–369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.245>
- Brendel, S., Fetter, É., Staude, C., Vierke, L., & Biegel-Engler, A. (2018). Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe*, 30(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0134-4>

- Brindha, K., & Cao, F. (2025). Global Occurrence and Distribution of PFAS in Groundwater with Emphasis on PFOA and PFOS. *Emerging Contaminants and Associated Treatment Technologies*, 145–182. https://doi.org/10.1007/978-3-031-89591-3_5
- Brusseau, M. L. (2018). Assessing the potential contributions of additional retention processes to PFAS retardation in the subsurface. *Science of the Total Environment*, 613–614, 176–185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.065>
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 513–541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Calafat, A. M., Wong, L.-Y., Kuklenyik, Z., Reidy, J. A., & Needham, L. L. (2007). Polyfluoroalkyl Chemicals in the U.S. Population: Data from the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) 2003–2004 and Comparisons with NHANES 1999–2000. *Environmental Health Perspectives*, 115(11), 1596–1602. <https://doi.org/10.1289/ehp.10598>
- Canova, C., Di Nisio, A., Barbieri, G., Russo, F., Fletcher, T., Batzella, E., Dalla Zuanna, T., & Pitter, G. (2021). PFAS Concentrations and Cardiometabolic Traits in Highly Exposed Children and Adolescents. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(24), 12881–12881. <https://doi.org/10.3390/ijerph182412881>
- Cantoni, B., Stefanoni, M., Bergna, G., Baldini, E., Antonelli, M., Depur, L., & Mornasco, F. (2022). *Adsorption on activated carbon for PFAS removal: should we act at the source or before the discharge into the environment?* <https://re.public.polimi.it/retrieve/bcfe497e-9aac-4ad6-800a-84f4dd186af9/2023%20Antonelli%20-%20ecoSTP23%20-%20PFAS%20adsorption.pdf>
- Capodaglio, A. G. (2025). Prospects of Novel Technologies for PFAS Destruction in Water and Wastewater. *Applied Sciences*, 15(17), 9311–9311. <https://doi.org/10.3390/app15179311>
- Catholic University of the Sacred Heart. (2025, June 16). *PFAS eating bacteria discovered in Veneto soil*. Phys.org. <https://phys.org/news/2025-06-pfas-bacteria-veneto-soil.html>
- CDC. (2024). *PFAS and Worker Health*. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). <https://www.cdc.gov/niosh/pfas/about/index.html>
- Chang, E. T., Adami, H.-O., Boffetta, P., Cole, P., Starr, T. B., & Mandel, J. S. (2014). A critical review of perfluorooctanoate and perfluorooctanesulfonate exposure and cancer risk in humans. *Critical Reviews in Toxicology*, 44(sup1), 1–81. <https://doi.org/10.3109/10408444.2014.905767>
- Conte, L., Falletti, L., Zaggia, A., & Milan, M. (2015). Polyfluorinated Organic Micropollutants Removal from Water by Ion Exchange and Adsorption. *CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS*, 43. <https://doi.org/10.3303/CET1543377>

- Crawford, L., Halperin, S. A., Dzierlenga, M. W., Skidmore, B., Linakis, M. W., Nakagawa, S., & Longnecker, M. P. (2023). Systematic review and meta-analysis of epidemiologic data on vaccine response in relation to exposure to five principal perfluoroalkyl substances. *Environment International*, 172, 107734. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107734>
- Dalla Zuanna, T., Savitz, D. A., Barbieri, G., Pitter, G., Zare Jeddi, M., Daprà, F., Fabricio, A. S. C., Russo, F., Fletcher, T., & Canova, C. (2021). The association between perfluoroalkyl substances and lipid profile in exposed pregnant women in the Veneto region, Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 209, 111805. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111805>
- Darlington, D. R., Barth, D. E., & McKernan, D. J. (2018). The Challenges of PFAS Remediation. *The Military Engineer*, 110(712), 58. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC5954436/>
- Daugbjerg, C., & Kay, A. (2019). Policy feedback and pathways: when change leads to endurance and continuity to change. *Policy Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s11077-019-09366-y>
- Daugbjerg, C., & Kay, A. (2020). Policy feedback and regulatory lock-in: The politics of PFAS regulation. *Policy Sciences*, 53, 677–703.
- Dehghani, M. H., Aghaei, M., Bashardoust, P., Rezvani Ghalhari, M., Nayeri, D., Malekpoor, M., Sheikhi, S., & Shi, Z. (2025). An insight into the environmental and human health impacts of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): exploring exposure pathways and their implications. *Environmental Sciences Europe*, 37(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01122-9>
- Di Nisio, A., De Toni, L., Canova, C., Berti, M., Di Falco, A., Zolin, R., Bettega, A. M., Sabovic, I., Ferlin, A., & Foresta, C. (2025). Association of perfluoroalkyl substance (PFAS) on vitamin D biomarkers in a highly exposed population of the Veneto Region in Italy. *Chemosphere*, 374, 144230. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144230>
- Dixit, F., Barbeau, B., Mostafavi, S. G., & Mohseni, M. (2021). PFAS and DOM removal using an organic scavenger and PFAS-specific resin: Trade-off between regeneration and faster kinetics. *Science of the Total Environment*, 754, 142107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142107>
- Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Berube, P., & Mohseni, M. (2021). PFAS removal by ion exchange resins: A review. *Chemosphere*, 272, 129777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129777>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2024). *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)*. [Www.epa.gov. https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas](https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas)
- EPA. (2021). *Our Current Understanding of the Human Health and Environmental Risks of PFAS* | US EPA. [US EPA. https://www.epa.gov/pfas/our-current-understanding-human-health-and-environmental-risks-pfas](https://www.epa.gov/pfas/our-current-understanding-human-health-and-environmental-risks-pfas)
- Εθνικός Κώδικας Υδάτων. (2006). PIANO DI TUTELA DELLE ACQUE. In <https://www.regione.veneto.it/documents/10709/13948564/All3%20DCR107%20del%202009/6df7250f-bfd4-458d-be48-2b730c153891#:~:text=1,stato%20di%20qualit%C3%A0%20ambientale%20%E2%80%9Celevato%E2%80%9D>.

- European Chemicals Agency. (2019). *MSC Unanimously Agrees That HFPO-DA is a Substance of Very High Concern*. Europa.eu. <https://echa.europa.eu/fr/-/msc-unanimously-agrees-that-hfpo-da-is-a-substance-of-very-high-concern>
- European Chemicals Agency. (2024). *Perfluoroalkyl chemicals (PFAS) - ECHA*. Echa.europa.eu. <https://echa.europa.eu/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>
- European Commission. (2020). *Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Chemicals Strategy for Sustainability Towards a Toxic-Free Environment*. Europa.eu. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52020DC0667>
- European Commission. (2026). *New EU rules limit PFAS in drinking water*. https://environment.ec.europa.eu/news/new-eu-rules-limit-pfas-drinking-water-2026-01-12_en
- European Environment Agency. (2024). *PFAS pollution in European waters*. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-pollution-in-european-waters>
- European Food Safety Authority. (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal*, 18(9), 6223. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>
- European Food Safety Authority (EFSA). (2008). *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain*. European Food Safety Authority. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/653>
- European Food Safety Authority (EFSA). (2020). *PFAS in food: EFSA assesses risks and sets tolerable intake*. European Food Safety Authority. <https://www.efsa.europa.eu/en/news/pfas-food-efsa-assesses-risks-and-sets-tolerable-intake>
- European Union. (2020). Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Union*, L 435, 1–62.
- European Union. (2019). Regulation (EU) 2019/1021 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2019 on persistent organic pollutants. *Official Journal of the European Union*, L 169, 45–77.
- Ευρωπαϊκό κοινοβούλιο. (2017). *Question for written answer E-001305/2017*. Europa.eu. https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/E-8-2017-001305_EN.pdf#:~:text=agency,are%20persistent%2C%20bioaccumulative%20and%20toxic
- Fei, C., McLaughlin, J. K., Lipworth, L., & Olsen, J. (2009). Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity. *Human Reproduction*, 24(5), 1200–1205. <https://doi.org/10.1093/hum-rep/den490>

- Ferrario, C., Peruzzi, C., Cislighi, A., Polesello, S., Valsecchi, S., Lava, R., Zanon, F., Santovito, G., Barausse, A., & Bonato, M. (2022). Assessment of Reed Grasses (*Phragmites australis*) Performance in PFAS Removal from Water: A Phytoremediation Pilot Plant Study. *Water*, 14(6), 946. <https://doi.org/10.3390/w14060946>
- Gallen, C., Eaglesham, G., Drage, D., Nguyen, T. H., & Mueller, J. F. (2018). A mass estimate of perfluoroalkyl substance (PFAS) release from Australian wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 208, 975–983. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.024>
- Henry, B. J., Carlin, J. P., Hammerschmidt, J. A., Buck, R. C., Buxton, L. W., Fiedler, H., Seed, J., & Hernandez, O. (2018). A critical review of the application of polymer of low concern and regulatory criteria to fluoropolymers. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14(3), 316–334. <https://doi.org/10.1002/ieam.4035>
- Herzke, D., Olsson, E., & Posner, S. (2012). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in consumer products in Norway – A pilot study. *Chemosphere*, 88(8), 980–987. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.035>
- Houtz, E. F., & Sedlak, D. L. (2012). Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff. *Environmental Science & Technology*, 46(17), 9342–9349. <https://doi.org/10.1021/es302274g>
- Hubert, M., Peter, H., Mona Cecilie Hansen, Castro, G., Meyn, T., Asimakopoulos, A. G., & Hale, S. E. (2023). Influence of grain size, organic carbon and organic matter residue content on the sorption of per- and polyfluoroalkyl substances in aqueous film forming foam contaminated soils - Implications for remediation using soil washing. *Science of the Total Environment*, 875, 162668–162668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162668>
- Ingelido, A. M., Abballe, A., Gemma, S., Dellatte, E., Iacovella, N., De Angelis, G., Marra, V., Russo, F., Vazzoler, M., Testai, E., & De Felip, E. (2020). Serum concentrations of perfluorinated alkyl substances in farmers living in areas affected by water contamination in the Veneto Region (Northern Italy). *Environment International*, 136, 105435. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105435>
- Ingelido, A. M., Abballe, A., Gemma, S., Dellatte, E., Iacovella, N., De Angelis, G., Zampaglioni, F., Marra, V., Miniero, R., Valentini, S., Russo, F., Vazzoler, M., Testai, E., & De Felip, E. (2018). Biomonitoring of perfluorinated compounds in adults exposed to contaminated drinking water in the Veneto Region, Italy. *Environment International*, 110, 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.026>
- Interstate Technology Regulatory Council. (2023). *Chemistry, Terminology, and Acronyms – PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances*. Pfas-1.Itrcweb.org. <https://pfas-1.itrcweb.org/2-2-chemistry-terminology-and-acronyms/>
- Interstate Technology & Regulatory Council. (2023). *PFAS Technical and Regulatory Guidance Document: Environmental Fate and Transport Processes*. PFAS Team. <https://pfas-1.itrcweb.org/5-environmental-fate-and-transport-processes/>

- Interstate Technology & Regulatory Council. (2023). *PFAS Technical and Regulatory Guidance Document: Treatment Technologies*. PFAS Team. <https://pfas-1.itrcweb.org/12-treatment-technologies/>
- Italian National Institute of Statistics. (2023). *Bes 2023*. Istat. <https://www.istat.it/wp-content/uploads/2024/11/1.pdf>
- Italian National Institute of Statistics. (2024). *Il benessere equo e sostenibile dei territori veneto 2024 il benessere equo e sostenibile dei territori veneto*. https://www.istat.it/wp-content/uploads/2024/12/Veneto_BesT_2024.pdf
- ITRC, & Interstate Technology & Regulatory Council. (2020). *PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances*. Pfas-1.Itrcweb.org. <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- Janousek, R. M., Lebertz, S., & Knepper, T. P. (2019). Previously unidentified sources of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from building materials and industrial fabrics. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(11), 1936–1945. <https://doi.org/10.1039/c9em00091g>
- Javed, H., Lyu, C., Sun, R., Zhang, D., & Alvarez, P. J. J. (2020). Discerning the inefficacy of hydroxyl radicals during perfluorooctanoic acid degradation. *Chemosphere*, 247, 125883. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125883>
- Kallenborn, R., Berger, U., & Mogensen, B. (2004). *Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the nordic environment*. <https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/nordicstudyseals.pdf>
- Khaliha, S., Bianchi, A., Kovtun, A., Tunioli, F., Boschi, A., Zambianchi, M., Paci, D., Bocchi, L., Valsecchi, S., Polesello, S., Liscio, A., Bergamini, M., Brunetti, M., Luisa Navacchia, M., Palermo, V., & Melucci, M. (2022). Graphene oxide nanosheets for drinking water purification by tandem adsorption and microfiltration. *Separation and Purification Technology*, 300, 121826. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121826>
- Khaliha, S., Tunioli, F., Foti, L., Bianchi, A., Kovtun, A., Marforio, T. D., Zambianchi, M., Bettini, C., Briñas, E., Vázquez, E., Bocchi, L., Palermo, V., Calvaresi, M., Navacchia, M. L., & Melucci, M. (2024). Upcycling of plastic membrane industrial scraps and reuse as sorbent for emerging contaminants in water. *Environmental Science Water Research & Technology*, 10(5), 1097–1107. <https://doi.org/10.1039/d3ew00900a>
- Kim, J., Xin, X., Hawkins, G. L., Huang, Q., & Huang, C.-H. (2024). Occurrence, Fate, and Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Small- and Large-Scale Municipal Wastewater Treatment Facilities in the United States. *ACS ES&T Water*, 4(12), 5428–5436. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00541>
- Kim, M. H., Wang, N., McDonald, T., & Chu, K. (2012). Biodefluorination and biotransformation of fluorotelomer alcohols by two alkane-degrading *Pseudomonas* strains. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(12), 3041–3048. <https://doi.org/10.1002/bit.24561>
- Klaunig, J. E., Shinohara, M., Iwai, H., Chengelis, C. P., Kirkpatrick, J. B., Wang, Z., & Bruner, R. H. (2014). Evaluation of the Chronic Toxicity and Carcinogenicity of Perfluorohexanoic Acid

- (PFHxA) in Sprague-Dawley Rats. *Toxicologic Pathology*, 43(2), 209–220. <https://doi.org/10.1177/0192623314530532>
- Knox, S. S., Jackson, T., Javins, B., Frisbee, S. J., Shankar, A., & Ducatman, A. (2011). Implications of Early Menopause in Women Exposed to Perfluorocarbons. *The Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism*, 96(6), 1747–1753. <https://doi.org/10.1210/jc.2010-2401>
- Knutsen, H., Mæhlum, T., Haarstad, K., Slinde, G. A., & Arp, H. P. H. (2019). Leachate emissions of short- and long-chain per- and polyfluoralkyl substances (PFASs) from various Norwegian landfills. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(11), 1970–1979. <https://doi.org/10.1039/c9em00170k>
- Krafft, M. P., & Riess, J. G. (2015). Per- and polyfluorinated substances (PFASs): Environmental challenges. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 20(3), 192–212. <https://doi.org/10.1016/j.cocis.2015.07.004>
- Liu, C. J., Werner, D., & Bellona, C. (2019). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from contaminated groundwater using granular activated carbon: a pilot-scale study with breakthrough modeling. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(11), 1844–1853. <https://doi.org/10.1039/C9EW00349E>
- Lyu, Y., Brusseau, M. L., Chen, W., Yan, N., Fu, X., & Lin, X. (2018). Adsorption of PFOA at the air–water interface during transport in unsaturated porous media. *Environmental Science & Technology*, 52(14), 7745–7753. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02348>
- Manea, S., Salmaso, L., Lorenzoni, G., Mazzucato, M., Russo, F., Mantoan, D., Martuzzi, M., Fletcher, T., & Facchin, P. (2020). Exposure to PFAS and small for gestational age new-borns: A birth records study in Veneto Region (Italy). *Environmental Research*, 184, 109282. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109282>
- Marialuisa Menegatto, & Zamperini, A. (2023). Health and Psychological Concerns of Communities Affected by Per- and Poly-Fluoroalkyl Substances: The Case of Residents Living in the Orange Area of the Veneto Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(22), 7056–7056. <https://doi.org/10.3390/ijerph20227056>
- Mastrantonio, M., Bai, E., Uccelli, R., Cordiano, V., Screpanti, A., & Crosignani, P. (2023). Correction to: Drinking water contamination from perfluoroalkyl substances (PFAS): an ecological mortality study in the Veneto Region, Italy. *European Journal of Public Health*, 33(6), 1203–1203. <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckad147>
- McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindegren, K., Wiberg, K., & Ahrens, L. (2017). Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests. *Water Research*, 120, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.057>
- Menegatto, M., Bobbio, A., Freschi, G., Conti, F. C., Cola, M. C., Zamboni, M., & Zamperini, A. (2025). Participant Experiences with Human Biomonitoring in Communities Affected by

Chronic PFAS Environmental Contamination in the Veneto Region (Italy). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 22(8), 1190. <https://doi.org/10.3390/ijerph22081190>

Menegatto, M., Lezzi, S., Musolino, M., & Zamperini, A. (2022). The Psychological Impact of Per- and Poly-Fluoroalkyl Substances (PFAS) Pollution in the Veneto Region, Italy: A Qualitative Study with Parents. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(22), 14761. <https://doi.org/10.3390/ijerph192214761>

Μήτρακας, Μ. (2025). *Ποιοτικά χαρακτηριστικά και επεξεργασία νερού*. ΕΚΔΟΣΕΙΣ ΤΖΙΟΛΑ.

National Academies. (2022). *Guidance on PFAS Exposure, Testing, and Clinical Follow-Up Consensus Study Report Highlights*. <https://nap.nationalacademies.org/resource/26156/PFAS%20Guidance%20Highlights.pdf>

OECD. (2021). *Series on Risk Management No. 61 Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance*. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2021/07/reconciling-terminology-of-the-universe-of-per-and-polyfluoroalkyl-substances_a7fbcba8/e458e796-en.pdf

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2002). *Co-operation on Existing Chemicals: Hazard Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and its Salts*. In *Environmental Directorate, Pesticides, and Biotechnology*. Regulations.gov. <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPPT-2002-0043-0023>

Pacchini, S., Drago, L., Cortese, M., Vanzan, G., Piva, E., Kholdihaghighi, S., Barbarossa, A., Bardhi, A., Schumann, S., Fogliano, C., Bottacin-Busolin, A., Irato, P., Marion, A., & Gianfranco Santovito. (2025). From genes to organs: physiological responses of European chub (*Squalius cephalus*) to chronic PFAS pollution. *Frontiers in Toxicology*, 7. <https://doi.org/10.3389/ftox.2025.1654272>

Pensini, E., Dinardo, A., Lamont, K., Longstaffe, J., Elsayed, A., & Singh, A. (2019). Effect of salts and pH on the removal of perfluorooctanoic acid (PFOA) from aqueous solutions through precipitation and electroflocculation. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 46(10), 881–886. <https://doi.org/10.1139/cjce-2018-0705>

Pitter, G., Da Re, F., Canova, C., Barbieri, G., Zare Jeddi, M., Daprà, F., Manea, F., Zolin, R., Bettega, A. M., Stopazzolo, G., Vittorii, S., Zambelli, L., Martuzzi, M., Mantoan, D., & Russo, F. (2020a). Serum Levels of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in Adolescents and Young Adults Exposed to Contaminated Drinking Water in the Veneto Region, Italy: A Cross-Sectional Study Based on a Health Surveillance Program. *Environmental Health Perspectives*, 128(2), 027007. <https://doi.org/10.1289/ehp5337>

Pitter, G., Zare Jeddi, M., Barbieri, G., Gion, M., Fabricio, A. S. C., Daprà, F., Russo, F., Fletcher, T., & Canova, C. (2020). Perfluoroalkyl substances are associated with elevated blood pressure and hypertension in highly exposed young adults. *Environmental Health*, 19(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-020-00656-0>

- Piva, E., Schumann, S., Dotteschini, S., Brocca, G., Radaelli, G., Marion, A., Irato, P., Bertotto, D., & Santovito, G. (2022). Antioxidant Responses Induced by PFAS Exposure in Freshwater Fish in the Veneto Region. *Antioxidants*, 11(6), 1115–1115. <https://doi.org/10.3390/antiox11061115>
- Προεδρικό Διάταγμα. (2025). *Gazzetta ufficiale della repubblica italiana*. Gazzettaufficiale.it. <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/gu/2025/07/04/153/so/24/sg/pdf#:~:text=Somma%20di%20PFAS%20%200%2C10,competente%20autorit%C3%A0%20incaricata%20delle%20procedure>
- Rahman, M. F., Peldszus, S., & Anderson, W. B. (2014). Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review. *Water Research*, 50, 318–340. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045>
- Rahman, M., Pushan, Z. A., Aich, N., & Rowles, L. S. (2024). Balancing sustainability goals and treatment efficacy for PFAS removal from water. *Npj Clean Water*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00427-1>
- Rapoo, S. M., Thaoze-Zwane, M. L., & Okonkwo, O. J. (2025). Distribution pattern, source apportionment and health risk assessment of per and polyfluoroalkyl substances in drinking water treatment plants in South Africa. *Environmental Toxicology and Chemistry*. <https://doi.org/10.1093/etjnl/vgaf136>
- Rayne, S., & Forest, K. (2009). Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: A critical review of physicochemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment methods. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 44(12), 1145–1199. <https://doi.org/10.1080/10934520903139811>
- Redazione SNPA. (2018, February 14). *Obiettivo “Zero Pfas” in Veneto: i controlli Arpav - SNPA - Sistema nazionale protezione ambiente*. SNPA - Sistema Nazionale Protezione Ambiente. <https://www.snpambiente.it/notizie/snpa/arpa-veneto/obiettivo-zero-pfas-veneto-controlli-arpav-3/>
- Regione del Veneto. (2025). *Dettaglio Deliberazione della Giunta Regionale - Bollettino Ufficiale della Regione del Veneto*. Veneto.it; Regione del Veneto - Bollettino Ufficiale. <https://bur.regione.veneto.it/BurVServices/Pubblica/DettaglioDgr.aspx>
- Rosato, I., Batzella, E., Pitter, G., Russo, F., Da Re, F., Fletcher, T., & Canova, C. (2024). Association of perfluoroalkyl substances (PFAS) with liver function biomarkers in the highly exposed population of the veneto region. *Environmental Research*, 263, 120082. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120082>
- Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Thelakkat Kochunarayanan, P., Kalve, E., Hurst, J., S. Dasgupta, S., & Burdick, J. (2018a). A review of emerging technologies for remediation of PFASs. *Remediation Journal*, 28(2), 101–126. <https://doi.org/10.1002/rem.21553>
- Russo - Regione, F., & Fuscoletti, V. (2015). *The PFAS contamination to acquifers of central Veneto Region: assessing the risk and acting for solutions Paolo Ronco -Centro RIVE, Center for Water Resources of Veneto Diego Macchiella -VIVERACQUA scarl Massimo Carmagnani -Acque*

Veronesi scarl. https://www.lifephoenix.eu/documents/180306/0/Abstract_Veneto.pdf/3548c45d-bfb9-d545-ac30-c97bc63ad5e4

- Saikat, S., Kreis, I., Davies, B., Bridgman, S., & Kamanyire, R. (2013). The impact of PFOS on health in the general population: a review. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 15(2), 329–335. <https://doi.org/10.1039/c2em30698k>
- Saugo, M., Lovernò, E., Olivieri, A., Bertola, F., Pasinato, A., & Ducatman, A. (2024). PFOA and testis cancer in the Veneto Region (Italy). *Environmental Health*, 23(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-024-01064-4>
- Schlea, S. (2023, July 11). *USGS Releases New Study on PFAS in US Tapwater*. ASDWA. <https://www.asdwa.org/2023/07/11/usgs-releases-new-study-on-pfas-in-us-tapwater/>
- Sepulvado, J. G., Blaine, A. C., Hundal, L. S., & Higgins, C. P. (2011). Occurrence and Fate of Perfluorochemicals in Soil Following the Land Application of Municipal Biosolids. *Environmental Science & Technology*, 45(19), 8106–8112. <https://doi.org/10.1021/es103903d>
- Sinclair, G. M., Long, S. M., & Jones, O. A. H. (2020). What are the effects of PFAS exposure at environmentally relevant concentrations? *Chemosphere*, 258(127340), 127340. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127340>
- Singh, N., Askeland, M. P. J., Coggan, T. L., & Jones, O. A. H. (2025). Sorption dynamics of six per- and polyfluoroalkyl substances in estuarine sediments: The role of particle size distribution and salinity in low organic carbon sediments. *Environmental Pollution*, 386, 127254. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127254>
- Son, H., Kim, T., Yoom, H.-S., Zhao, D., & An, B. (2020). The Adsorption Selectivity of Short and Long Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) from Surface Water Using Powder-Activated Carbon. *Water*, 12(11), 3287. <https://doi.org/10.3390/w12113287>
- Steenland, K., Fletcher, T., Stein, C. R., Bartell, S. M., Darrow, L., Lopez-Espinosa, M.-J., Barry Ryan, P., & Savitz, D. A. (2020). Review: Evolution of evidence on PFOA and health following the assessments of the C8 Science Panel. *Environment International*, 145, 106125. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106125>
- Stockholm Convention. (2019). *Ninth Meeting of the Conference of the Parties to the Stockholm Convention*. Pops.int. <https://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP9/tabid/7521/Default.aspx>
- Stockholm Convention. (2019). *Listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds*. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
- Stockholm Convention. (2022). *Listing of perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds*. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
- Sun, H., Gerecke, A. C., Giger, W., & Alder, A. C. (2011). Long-chain perfluorinated chemicals in digested sewage sludges in Switzerland. *Environmental Pollution*, 159(2), 654–662. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.020>

- Sunderland, E. M., Hu, X. C., Dassuncao, C., Tokranov, A. K., Wagner, C. C., & Allen, J. G. (2019). A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 29(2), 131–147. <https://doi.org/10.1038/s41370-018-0094-1>
- Tang, C. Y., Fu, Q. S., Criddle, C. S., & Leckie, J. O. (2007). Effect of Flux (Transmembrane Pressure) and Membrane Properties on Fouling and Rejection of Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes Treating Perfluorooctane Sulfonate Containing Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 41(6), 2008–2014. <https://doi.org/10.1021/es062052f>
- Teymoorian, T., Delon, L., Munoz, G., & Sauvé, S. (2025). Target and Suspect Screening Reveal PFAS Exceeding European Union Guideline in Various Water Sources South of Lyon, France. *Environmental Science & Technology Letters*, 12(3), 327–333. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c01126>
- Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., & Mueller, J. F. (2011). Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere*, 82(1), 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.040>
- Tucci, A. P., Murgolo, S., De Ceglie, C., Mascolo, G., Carmagnani, M., Huspek, A. L., Bestetti, M., & Franz, S. (2025). Photoelectrocatalysis as an Effective Treatment for Removing Perfluoroalkyl Substances from Contaminated Groundwaters: The Real Case of the Veneto Region (Italy). *Water*, 17(18), 2790. <https://doi.org/10.3390/w17182790>
- Ungherese, G. (2025, February 20). *Greenpeace Italia*. Greenpeace Italia. <https://www.greenpeace.org/italy/storia/26119/pfas-analisi-acqua-potabile-in-tutte-le-regioni-d-italia/>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2024). *Final PFAS National Primary Drinking Water Regulation*. <https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2024). *Treatment options for removing PFAS from drinking water*. https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/pfas-npdwr_fact-sheet_treatment_4.8.24.pdf
- Venkatesan, A. K., Lee, C.-S., & Gobler, C. J. (2022). Hydroxyl-radical based advanced oxidation processes can increase perfluoroalkyl substances beyond drinking water standards: Results from a pilot study. *Science of the Total Environment*, 847, 157577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157577>
- Venkatesan, A. K., & Halden, R. U. (2013). National inventory of perfluoroalkyl substances in archived U.S. biosolids from the 2001 EPA National Sewage Sludge Survey. *Journal of Hazardous Materials*, 252-253, 413–418. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.016>
- Wang, W., Mi, X., Shi, H., Zhang, X., Zhou, Z., Li, C., & Zhu, D. (2019). Adsorption behaviour and mechanism of the PFOS substitute OBS (sodium p -perfluorooctanesulfonate) on activated carbon. *Royal Society Open Science*, 6(9), 191069. <https://doi.org/10.1098/rsos.191069>

- Washington, DC: The National Academies Press. (2022). PFAS Exposure Reduction. In *Guidance for Clinicians on Exposure Determination, PFAS Testing, and Clinical Follow-Up*. National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. <https://nap.nationalacademies.org/read/26156/chapter/6>
- Washington, J. W., Yoo, H., Ellington, J. J., Jenkins, T. M., & Libelo, E. L. (2010). Concentrations, Distribution, and Persistence of Perfluoroalkylates in Sludge-Applied Soils near Decatur, Alabama, USA. *Environmental Science & Technology*, 44(22), 8390–8396. <https://doi.org/10.1021/es1003846>
- Westreich, P., Mimna, R., Brewer, J., & Forrester, F. (2018). The removal of short-chain and long-chain perfluoroalkyl acids and sulfonates via granular activated carbons: A comparative column study. *Remediation Journal*, 29(1), 19–26. <https://doi.org/10.1002/rem.21579>
- Woodard, S., Berry, J., & Newman, B. (2017). Ion exchange resin for PFAS removal and pilot test comparison to GAC. *Remediation Journal*, 27(3), 19–27. <https://doi.org/10.1002/rem.21515>
- World Health Organization (WHO). (2025). *Volume 135: Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS)*. Who.int. <https://monographs.iarc.who.int/news-events/volume-135-perfluorooctanoic-acid-pfoa-and-perfluorooctanesulfonic-acid-pfos/>
- Zaggia, A., Conte, L., Falletti, L., Fant, M., & Chiorboli, A. (2016). Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants. *Water Research*, 91, 137–146. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.039>
- Zamboni, M., Fin, G., Scatton, N., Facciolo, L., Stoppa, G., Catelan, D., Ungherese, G., & Biggeri, A. (2021). Perfluoroalchilic food contamination in the PFAS high-risk area of the Veneto Region (Northern Italy). *Epidemiologia E Prevenzione*, 45(5), 387–394. <https://doi.org/10.19191/EP21.5.P387.105>
- Zare Jeddi, M., Dalla Zuanna, T., Barbieri, G., Fabricio, A. S. C., Daprà, F., Fletcher, T., Russo, F., Pitter, G., & Canova, C. (2021). Associations of Perfluoroalkyl Substances with Prevalence of Metabolic Syndrome in Highly Exposed Young Adult Community Residents—A Cross-Sectional Study in Veneto Region, Italy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(3), 1194. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031194>
- Zeus. (2019). *A review of differences in safety between fluoropolymers and non-polymerized forms of PFAS* | Zeus. Zeus | Polymer Extrusion & Tubing. <https://www.zeusinc.com/blog/2019/11/21/fluoropolymers-and-non-polymerized-forms-of-pfas/>
- Zhao, S., & Zhu, L. (2017). Uptake and metabolism of 10:2 fluorotelomer alcohol in soil-earthworm (*Eisenia fetida*) and soil-wheat (*Triticum aestivum* L.) systems. *Environmental Pollution*, 220, 124–131. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.030>