

lifephoenix.eu



Perfluorinated compounds
HOlistic ENvironmental
Interinstitutional eXperience

*Strumenti innovativi per la governance
integrata della contaminazione da
sostanze perfluoroalchiliche*

LEZIONI APPRESE DAL PROGETTO LIFE PHOENIX

Prevenire, Garantire, Promuovere

Progetto LIFE PHOENIX

Un approccio integrato per la gestione
efficace dei rischi di inquinamento delle acque
da contaminanti emergenti



Strumenti innovativi per la governance integrata della contaminazione da sostanze perfluoroalchiliche

LEZIONI APPRESE DAL PROGETTO LIFE PHOENIX

Curatore scientifico: Gisella Pitter (Azienda Zero)

Editing e publishing: Roberto Di Gennaro (e2B Consulting)

Hanno contribuito alla realizzazione di questo volume:

Marco Bonato (UNIPD), Matteo Chinellato (Azienda Zero), Francesca Corrà (UNIPD), Franco Corti (UNIPD-CRIEP), Francesca Daprà (ARPAV), Paola Favaretto (Regione Veneto), Claudia Ferrario (IRSA-CNR), Vanessa Groppi (Regione Veneto), Laura Guidolin (UNIPD), Roberto Lava (ARPAV), Massimo Mazzola (ARPAV), Francesco Pintus (UNIPD-CRIEP), Gisella Pitter (Azienda Zero), Stefano Polesello (IRSA-CNR), Nadia Raccanello (Azienda Zero), Francesca Russo (Regione Veneto), Gianfranco Santovito (UNIPD), Laura Tagliapietra (Regione Veneto), Laura Tallandini (UNIPD), Sara Valsecchi (IRSA-CNR), Francesca Zanon (ARPAV)

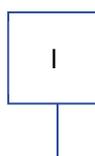
Copyright © 2021

ENTE COORDINATORE



WITH THE CONTRIBUTION OF THE LIFE FINANCIAL
INSTRUMENT OF THE EUROPEAN UNION
LIFE16ENV/IT/000488 - LIFE PHOENIX

PARTNER ASSOCIATI



Indice

1. LO SCENARIO: L'INQUINAMENTO DA PFAS IN VENETO
2. OBIETTIVI SPECIFICI E PARTNERSHIP DEL PROGETTO LIFE PHOENIX
3. AZIONI E RISULTATI DEL PROGETTO:
 - 3.1. SPERIMENTAZIONE DI UN MODELLO DI *GOVERNANCE* PER LA VALUTAZIONE E GESTIONE DI PROBLEMATICHE AMBIENTALI CON POSSIBILE IMPATTO SULLA SALUTE UMANA
 - 3.2. PRODUZIONE E VALIDAZIONE DI UN MODELLO NUMERICO DI FLUSSO E DI TRASPORTO
 - 3.3. INDAGINI SUL DESTINO DEI COMPOSTI PFAS NEI DIVERSI COMPARTI AMBIENTALI, INCLUSE LE MATRICI ALIMENTARI
 - 3.4. SISTEMI BIOLOGICI ED ECOTOSSICOLOGICI DI ALLARME PRECOCE (*EARLY WARNING*): BIOMARCATORI CELLULARI DI STRESS IN UN BIOINDICATORE DEL SUOLO IN AREE INQUINATE DA PFAS
 - 3.5. SPERIMENTAZIONE DI METODI INNOVATIVI PER LA DEPURAZIONE DELLE ACQUE: RESINE A SCAMBIO IONICO PER L'ACQUA POTABILE E FITODEPURAZIONE PER LE ACQUE IRRIGUE
 - 3.6. VALUTAZIONE DELL'IMPATTO SOCIO-ECONOMICO DELLA CONTAMINAZIONE DA PFAS
4. BENEFICI APPORTATI DAL PROGETTO AL SISTEMA REGIONALE E PROSPETTIVE DI SVILUPPO

SEZIONE 1

Lo scenario: l'inquinamento da PFAS in Veneto

Il rilascio diretto o indiretto di sostanze chimiche nell'ambiente acquatico può comportare rischi per la salute umana, danni agli organismi viventi e agli ecosistemi acquatici e compromissione degli usi legittimi dell'acqua. Recentemente l'emissione dei cosiddetti contaminanti organici "emergenti" è diventata una questione ambientale prioritaria. I contaminanti emergenti sono utilizzati in grandi quantità nella vita quotidiana, come componenti di farmaci umani e veterinari, prodotti per la cura personale, pesticidi, tensioattivi e impermeabilizzanti. I contaminanti emergenti non sono necessariamente composti chimici nuovi, ma generalmente non sono né regolamentati dalla legislazione né monitorati nell'ambiente.

Tra i contaminanti emergenti un particolare interesse è attualmente focalizzato sui Persistent Mobile Organic Contaminants (PMOC), composti altamente polari in grado di muoversi e persistere all'interno del ciclo dell'acqua e nelle acque grezze utilizzate per la produzione di acqua potabile e l'irrigazione. Poiché si degradano molto lentamente, sono molto mobili in mezzo acquoso e la matrice di accumulo preferenziale è l'acqua (compresa quella contenuta nei tessuti biologici), il rilascio di PMOC nell'ambiente può portare ad un'esposizione a lungo termine della popolazione con conseguenti effetti negativi sulla salute, che in molti casi non possono essere adeguatamente valutati perché mancano dati di monitoraggio e conoscenze sulle proprietà eco-tossicologiche.

Tra i PMOC, le sostanze perfluoroalchiliche e polifluoroalchiliche (PFAS) hanno destato grande preoccupazione negli ultimi anni a causa delle loro peculiari proprietà di persistenza e mobilità nell'ambiente, del loro uso diffuso e dei loro sospetti effetti sulla salute. I PFAS comprendono più di 5.000 sostanze chimiche organiche di origine antropica che sono state utilizzate dalla fine degli anni '40 in un'ampia varietà di prodotti commerciali e applicazioni industriali grazie alle loro proprietà tensioattive e impermeabilizzanti. I PFAS sono contaminanti ambientali persistenti, resistenti alla biodegradazione, alla foto-ossidazione, alla fotolisi diretta e all'idrolisi (OECD, 2018). I PFAS sono anche capaci di bioaccumulo e biomagnificazione e alcuni congeneri hanno un'emivita molto lunga nel siero umano che va da 2,7 a 5,3 anni (Li et al., 2018). Le fonti di esposizione a PFAS per l'uomo possono includere il cibo, l'acqua potabile, la polvere domestica, l'aria e il latte materno per i neonati (EFSA, 2020). L'esposizione a PFAS è stata associata a una serie di effetti avversi sulla salute, tra cui immunotossicità, epatotossicità, alterazioni metaboliche e riproduttive e cancro ai testicoli e ai reni (EFSA, 2020; IARC, 2016).

Il primo progetto europeo che ha identificato la presenza di PFAS nelle acque e nei sedimenti dei fiumi europei è stato PERFORCE (Perfluorinated organic compound in the European environment, EU Research Program FP6-POLICIES, 2006). Gli esiti di PERFORCE hanno fatto emergere il problema ambientale creato dai PFAS e sono stati il punto di partenza per indagini più approfondite condotte in Italia dall'Istituto per la Ricerca sulle Acque del Centro Nazionale delle Ricerche (IRSA-CNR) che hanno portato alla scoperta della contaminazione da PFAS nella Regione Veneto.

Nel 2011 il Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare ha commissionato all'IRSA-CNR uno studio sulla contaminazione da PFAS nei principali bacini idrografici italiani (Valsecchi et al., 2015). I risultati di questo studio hanno rivelato che le acque superficiali e

sotterranee in un'ampia area della Regione Veneto, nel nord-est dell'Italia, erano contaminate da PFAS la cui presenza è stata riscontrata anche in campioni di acqua potabile. I risultati dello studio sono stati comunicati alla Regione nella tarda primavera 2013. Nel luglio 2013 l'Agenzia per la Prevenzione e Protezione Ambientale della Regione Veneto (ARPAV) ha istituito un piano di monitoraggio ambientale, tuttora in corso, per determinare l'estensione e il livello di contaminazione delle acque sotterranee e potabili, per identificare la fonte della contaminazione e per tracciarne l'evoluzione nello spazio e nel tempo. Uno stabilimento produttivo situato nel comune di Trissino (VI), attivo nella produzione di PFAS dalla fine degli anni '60, è stato individuato come fonte di contaminazione. Studi specifici hanno dimostrato l'estesa propagazione dei PFAS attraverso la falda freatica e la rete idrografica superficiale, a causa della stretta interconnessione tra i corpi idrici superficiali e sotterranei. Complessivamente la contaminazione si è estesa su un'area di 930 km² situata all'interno del bacino idrografico Brenta-Bacchiglione e interessa tre diverse province (Vicenza, Padova e Verona). Per decenni, il pennacchio di contaminazione delle acque sotterranee si è propagato da Trissino fino a 18 km in direzione est e fino a 35 km in direzione sud-sud-est, raggiungendo un'estensione totale stimata di 190 km². I Comuni totalmente o parzialmente serviti da acquedotti contaminati sono trenta e contano complessivamente circa 140.000 abitanti potenzialmente esposti ad alte dosi di PFAS attraverso l'acqua potabile (Pitter et al., 2020).

Durante la fase di emergenza sono stati rilevati diversi PFAS con range di concentrazione da 10 a 25000 ng/L lungo l'asse del pennacchio di contaminazione della falda. Tra luglio e agosto 2013, gli impianti di potabilizzazione degli acquedotti sono stati dotati di filtri a carbone attivo granulare (GAC), portando ad una brusca riduzione delle concentrazioni di PFAS nell'acqua potabile distribuita dagli acquedotti pubblici, e l'efficacia del trattamento delle acque è progressivamente migliorato al punto che entro il 2018 i PFAS risultavano non rilevabili nella maggior parte dei campioni. Una descrizione più approfondita della gestione di questo disastro ambientale dal punto di vista della salute pubblica può essere trovata in una specifica pubblicazione (WHO, 2017).

La gestione della contaminazione ha posto una serie di sfide alle autorità pubbliche. Innanzitutto, nel 2013, quando è stato scoperto l'inquinamento, i PFAS erano sostanze non regolamentate, prive di soglie legali di concentrazione nelle diverse matrici, compresa l'acqua potabile. Inoltre, le conoscenze sul destino ambientale dei PFAS e sulla loro migrazione nelle derrate alimentari erano molto limitate. Altre difficoltà derivavano dall'assenza di standard analitici e metodi validati per la determinazione dei PFAS nelle varie matrici. Non da ultimo, la natura complessa e sfaccettata della contaminazione e dei rischi ad essa associati imponeva la necessità di un processo valutativo e decisionale interdisciplinare basato su dati e informazioni condivise, che non era mai stato sperimentato prima nella Regione Veneto e che richiedeva un grande sforzo per essere messo in atto.

Il progetto LIFE PHOENIX è stato concepito nel contesto sopra menzionato per aiutare a superare le numerose difficoltà che le Autorità della Regione Veneto stavano affrontando. L'obiettivo principale di LIFE PHOENIX era dimostrare come un modello di *governance* basato su una rete inter-istituzionale permanente, supportata da strumenti innovativi di informazione, analisi e previsione, possa funzionare per la prevenzione e la mitigazione dei danni causati dai PMOC, con l'obiettivo finale di migliorare la salute della popolazione, preservare l'ambiente, evitare conseguenze socioeconomiche negative e risparmiare denaro pubblico.

SEZIONE 2

Obiettivi specifici e partnership del progetto LIFE PHOENIX

Il progetto LIFE PHOENIX ha perseguito i seguenti obiettivi specifici:

- Costituire una struttura inter-istituzionale incaricata di valutare e gestire i rischi ambientali con possibili impatti sulla salute umana
- Sviluppare strumenti a supporto della valutazione del rischio, come linee guida, sistemi informativi, strumenti di previsione
- Aumentare la consapevolezza sui rischi legati alla contaminazione delle risorse idriche e sulle misure di prevenzione, sia tra i portatori di interessi che tra i cittadini
- Sperimentare tecnologie innovative per la depurazione dell'acqua potabile e dell'acqua di irrigazione
- Promuovere la trasferibilità ad altri contesti del modello di *governance* e dei suoi strumenti.

LIFE PHOENIX è stato coordinato dalla Direzione Prevenzione, Sicurezza Alimentare, Veterinaria della Regione del Veneto. La Regione del Veneto, secondo la legge italiana, è un'amministrazione pubblica con impegni istituzionali riguardanti la definizione e l'attuazione di politiche in molti campi, compresa la competenza sull'organizzazione dei servizi sanitari. Tra le varie strutture regionali, la Direzione Prevenzione, Sicurezza Alimentare, Veterinaria è responsabile del governo delle politiche di sanità pubblica, comprese quelle riguardanti il settore Ambiente e Salute, attraverso la pianificazione, la direzione, il controllo e il coordinamento del Servizio Sanitario Regionale.

Il progetto ha coinvolto i seguenti partner come beneficiari associati:

- Azienda Zero: azienda sanitaria regionale che esercita un ruolo di coordinamento e governo del servizio sanitario regionale e garantisce un supporto tecnico e amministrativo centralizzato alla Regione Veneto e alle Aziende sanitarie locali;
- l'Agenzia regionale per la prevenzione e la protezione ambientale del Veneto (ARPAV): ente pubblico istituito con la legge regionale n. 32/1996 che garantisce attività di monitoraggio ambientale, modellistica ambientale e controllo sulle sorgenti di pressione, con l'obiettivo di aiutare a identificare ed eliminare i rischi per l'uomo e l'ambiente;
- l'Istituto per la Ricerca sulle Acque del Centro Nazionale delle Ricerche (IRSA-CNR): ente pubblico istituito nel 1968 con il compito di svolgere attività di ricerca nei settori della gestione e protezione delle risorse idriche e nello sviluppo di metodologie e tecnologie per la depurazione e il trattamento delle acque reflue (urbane e industriali);
- l'Università degli Studi di Padova (UNIPD) - Dipartimento di Biologia e Dipartimento di Ingegneria Industriale: università pubblica fondata nel 1222, tra le più antiche del mondo; il suo ruolo nella società civile e nel contesto internazionale è dimostrato dalle sue numerose attività, come gli innumerevoli progetti di cooperazione e di ricerca promossi da professori e ricercatori.

SEZIONE 3

Azioni e risultati del progetto

3.1 SPERIMENTAZIONE DI UN MODELLO DI GOVERNANCE PER LA VALUTAZIONE E GESTIONE DI PROBLEMATICHE AMBIENTALI CON POSSIBILE IMPATTO SULLA SALUTE UMANA

Come già illustrato, l'obiettivo principale di LIFE PHOENIX era costruire e sperimentare una nuova organizzazione per la *governance* integrata delle problematiche relative ad ambiente e salute. Uno dei pilastri di questo modello è stata la costruzione di un sistema inter-istituzionale strutturato basato su una Commissione regionale permanente Ambiente e Salute supportata da gruppi di esperti interdisciplinari.

La Commissione Ambiente e Salute della Regione del Veneto è stata istituita con Delibera della Giunta Regionale nel 2017 e ha il compito di valutare i rischi per la salute umana legati alla contaminazione ambientale e di individuare le azioni più opportune da svolgere per controllare tali rischi e/o mitigare gli impatti. La Commissione è composta da rappresentanti di tutti gli uffici regionali e gli Enti con competenze nei settori della sanità pubblica, dell'ambiente e dell'agricoltura:

- il Direttore Generale dell'Area Sanità e Sociale
- il Direttore Generale dell'Area Tutela e Sicurezza del Territorio
- l'Avvocato Coordinatore dell'Ufficio Legale regionale
- il Direttore della Direzione Ambiente
- il Direttore della Direzione Difesa del Suolo
- il Direttore della Direzione Agroambiente, Programmazione e Gestione ittica e faunistico-venatoria
- il Direttore della Direzione Prevenzione, Sicurezza Alimentare, Veterinaria
- il Direttore dell'Unità Organizzativa Servizio idrico integrato e tutela delle acque
- il Direttore dell'Unità Organizzativa Tutela dell'Atmosfera
- il Direttore dell'Unità Organizzativa Bonifica e irrigazione
- il Direttore dell'Unità per la bonifica ambientale e il progetto Venezia
- il Direttore del Servizio epidemiologico regionale
- il Direttore Generale dell'ARPAV
- esperti di ARPAV per questioni specifiche.

Per fornire alla Commissione tutte le valutazioni e le analisi necessarie per prendere le opportune decisioni, con Delibera della Giunta Regionale del 2018 è stato istituito un Comitato Tecnico Scientifico permanente. Il Comitato Tecnico Scientifico è composto da tecnici di alto profilo provenienti da enti pubblici ed enti di ricerca (es., Istituto Superiore di Sanità, ARPAV, CNR, Università) con ruolo di supporto alla Commissione Ambiente e Salute sui seguenti temi:

- identificazione delle risorse idriche presenti e future;
- identificazione dei pericoli che costituiscono potenziali fonti di contaminazione per le risorse idriche destinate al consumo umano;
- identificazione delle misure di protezione;
- identificazione di linee guida e delle migliori tecniche disponibili;
- identificazione di tecnologie per la mitigazione dei contaminanti.

Nel corso del progetto, la Commissione Ambiente e Salute, supportata dal Comitato Tecnico Scientifico e con l'ausilio degli strumenti previsionali sviluppati nell'ambito delle azioni operative, ha preso alcune decisioni collegiali riguardanti la gestione della contaminazione da PFAS:

- ridefinizione dell'area contaminata: utilizzando gli output dell'azione "Implementazione di strumenti previsionali innovativi e integrati" è stata ridefinita la perimetrazione del pennacchio di contaminazione delle acque sotterranee e aggiornata l'area servita da risorse idropotabili contaminate;
- estensione delle attività di monitoraggio di ARPAV: a partire dall'anno 2019 il congenere PFAS cC6O₄ è stato aggiunto al monitoraggio dei corpi idrici superficiali e sotterranei, comprendendo i punti di prelievo a monte dell'area delle aree di captazione ai fini potabili (punti "POT") di contaminazione, al fine di dare compiutezza al livello di attenzione su queste sostanze.

Per supportare il lavoro della Commissione Ambiente e Salute e del Comitato Tecnico Scientifico sono stati sviluppati diversi strumenti che verranno descritti in seguito:

- Linee guida per la gestione e check-list per l'autoanalisi
- Sistema informativo integrato
- Modelli idrogeologici previsionali.

Linee guida per la gestione e check-list per l'autoanalisi

Il documento intitolato "*Linee guida per il controllo e la gestione delle problematiche relative alla contaminazione da inquinanti emergenti e la prevenzione dei rischi*" riassume l'approccio innovativo che è stato testato con successo nell'ambito del progetto LIFE PHOENIX, fornendo un percorso strutturato e strumenti metodologici per replicare questo approccio in diverse situazioni o contesti. Le linee guida sono corredate da una "*Check-list per l'autoanalisi*", uno strumento concepito per aiutare le istituzioni a valutare la propria capacità di implementare il modello di *governance* proposto e le risorse necessarie per colmare alcune lacune. La check-list per l'autoanalisi riassume, per ogni specifica azione operativa, di monitoraggio e divulgazione, quali sono le condizioni minime per poter agire secondo il modello proposto da LIFE PHOENIX e quali sono i passaggi fondamentali per garantire il buon esito dell'implementazione a livello locale/regionale.

Sistema informativo integrato

Uno dei principali prodotti di LIFE PHOENIX è un sistema informativo innovativo per l'area tematica Ambiente e Salute, progettato per facilitare e supportare il processo di analisi di rischio relativo ai rischi ambientali con un possibile impatto sulla salute umana. Questo sistema informativo è costituito da due componenti:

- un Data Warehouse (DWH) che raccoglie i dati estratti da numerose banche dati istituzionali detenute da diversi Enti
- un geo-portale online con struttura *multi-layer*, organizzato in aree tematiche, che consente l'integrazione dei diversi flussi dati e la produzione di vari tipi di reportistica, come tabelle, grafici o mappe con oggetti georeferenziati.

Il processo che ha portato dalla prima concettualizzazione del sistema informativo alla sua progettazione dettagliata e infine allo sviluppo è stato molto complesso e interdisciplinare, coinvolgendo esperti e rappresentanti di diversi Enti anche al di fuori del partenariato del progetto.

Come primo passo, il Management Board di progetto ha identificato le domande chiave a cui il sistema informativo dovrebbe essere in grado di rispondere, che possono essere riassunte come segue:

- distribuzione geografica di una variabile chimica
- distribuzione delle variabili chimiche in relazione alle fonti di pressione territoriali (es. discariche, impianti di trattamento delle acque reflue, scarichi industriali, ecc.)
- distribuzione delle variabili chimiche in relazione agli usi del territorio (agricoltura, allevamenti, prese di captazione dell'acqua, ecc.)
- variazioni stagionali di una variabile chimica
- andamento temporale di una variabile chimica.

Partendo da tali domande chiave, il Management Board ha individuato le banche dati esistenti da interrogare per fornire risposte e ha contattato gli Enti detentori di tali banche dati per valutare l'effettiva disponibilità di informazioni di interesse e la disponibilità degli Enti a fornire tali informazioni con regolarità. Successivamente è stata svolta un'accurata analisi in stretta collaborazione con gli Enti detentori per definire in dettaglio le caratteristiche dei diversi flussi dati, le variabili da estrarre e caricare nel sistema informativo, la periodicità del trasferimento dei dati e le procedure per verificarne la completezza e l'accuratezza.

Attualmente, il DWH include:

- *layer* geografico di base
- *shapefile* poligonale dei Comuni
- *shapefile* poligonale dei bacini idrografici
- *shapefile* poligonale dei distretti irrigui
- flusso dati georeferenziato delle fonti di pressione (impianti produttivi, inceneritori, discariche, impianti di trattamento delle acque reflue, aziende agricole, ecc.), comprendente informazioni su tipologia di attività, autorizzazioni ambientali, punti di scarico delle acque reflue
- flusso dati georeferenziato delle prese di captazione delle acque irrigue, comprese le informazioni sul relativo distretto di irrigazione
- dati sulla dimensione della popolazione per Comune e sui Gestori degli acquedotti (popolazione e Comuni serviti)
- flusso dati georeferenziato delle prese di captazione idro-potabile e degli impianti di potabilizzazione
- flusso dati delle analisi ufficiali effettuate su diverse matrici ambientali (suolo, fanghi, acque superficiali, acque sotterranee, acque reflue, percolato, acqua potabile) inclusi i punti di campionamento georeferenziati
- dati aggregati derivanti dal monitoraggio biologico sulle concentrazioni sieriche di PFAS nella popolazione residente nell'area contaminata, per Comune di residenza.

Parallelamente, il Management Board di progetto e gli sviluppatori hanno collaborato per progettare il sistema di *reporting* statistico. Si è ritenuto essenziale che il sistema fosse in grado di produrre vari tipi di report, sia predefiniti che personalizzabili attraverso interrogazione libera del sistema da parte degli utenti. La Figura 1 mostra un esempio tratto dalla reportistica predefinita già disponibile sul portale web.

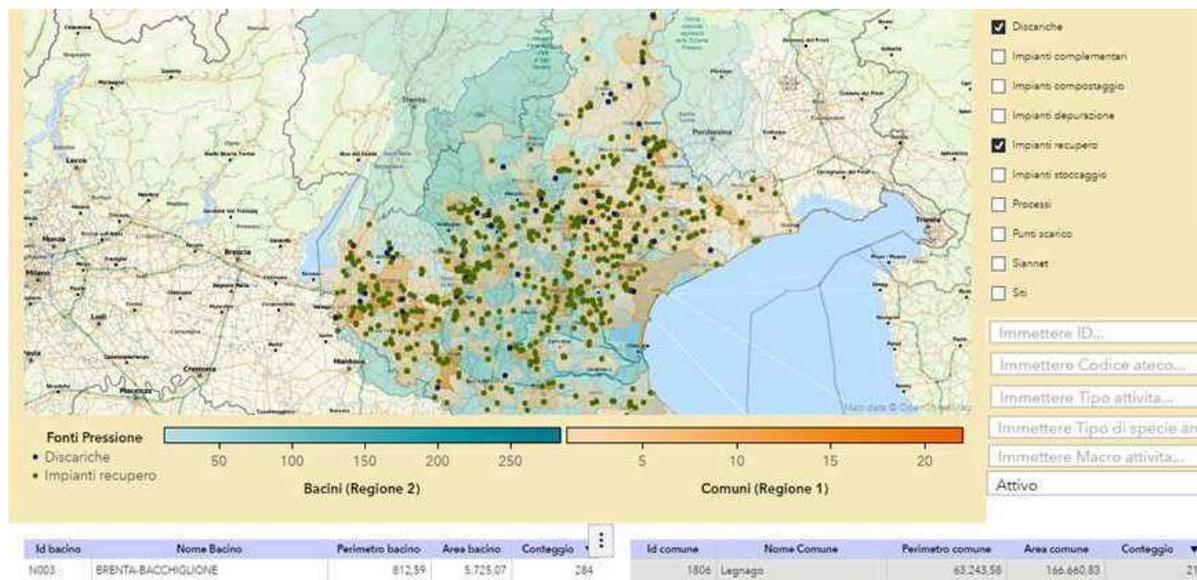


Figura 1. Esempio di interfaccia utente del sistema informativo e statistico: alcune tipologie di fonti di pressione (discariche e impianti di recupero di rifiuti) sono geo-localizzate sulla mappa della Regione Veneto in rapporto ai bacini idrografici e ai Comuni.

Il sistema informativo e statistico è uno strumento avanzato di *business intelligence* destinato ad essere utilizzato da esperti appartenenti ad Enti con competenze in materia di ambiente e salute. Al fine di garantire un uso appropriato e un'adeguata protezione dei dati contenuti, l'accesso sarà consentito solo agli utenti formalmente individuati dagli Enti, sulla base di un protocollo scritto che definisca ruoli e responsabilità.

Per la costruzione del sistema informativo e statistico è stata individuata una piattaforma web basata su un'architettura ad alte prestazioni unificata, aperta e flessibile che supporta l'elaborazione dei dati in *cloud*. La piattaforma integra un Data Warehouse e strumenti per l'elaborazione di modelli predittivi e di reportistica *multi-layer*.

Modelli idro-geologici previsionali

Un'altra azione chiave del progetto ha portato allo sviluppo e alla validazione di un modello matematico predittivo alimentato con dati di monitoraggio ambientale e in grado di prevedere la diffusione del pennacchio di contaminazione degli inquinanti nello spazio e nel tempo. Questo strumento sarà fondamentale per guidare l'analisi di rischio e il processo decisionale in quanto consente di prevedere il destino ambientale dei contaminanti stimando anche il tempo da essi impiegato per raggiungere bersagli critici, come le zone di approvvigionamento idro-potabile. Il modello previsionale è descritto in dettaglio nella Sezione 3.2.

Bibliografia

- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (EFSA CONTAM Panel), Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, Del Mazo J, Grasl-Kraupp B, Hogstrand C, Hoogenboom LR, Leblanc JC, Nebbia CS, Nielsen E, Ntzani E, Petersen A, Sand S, Vleminckx C, Wallace H, Barregård L, Ceccatelli S, Cravedi JP, Halldorsson TI, Haug LS, Johansson N, Knutsen HK, Rose M, Roudot AC, Van Loveren H, Vollmer G, Mackay K, Riolo F, Schwerdtle T. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA J.* 2020 Sep 17;18(9):e06223
- International Agency for Research on Cancer (IARC). 2016. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 110. monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol110/index.php
- Li Y, Fletcher T, Mucs D, Scott K, Lindh CH, Tallving P, Jakobsson K. Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water. *Occup Environ Med.* 2018 Jan;75(1):46-51
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), 2018. Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): Summary Report on updating the OECD 2007 List of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)
- Pitter G, Da Re F, Canova C, Barbieri G, Zare Jeddì M, Daprà F, Manea F, Zolin R, Bettega AM, Stopazzolo G, Vittorii S, Zambelli L, Martuzzi M, Mantoan D, Russo F. 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. *Environ Health Perspect.* 2020 Feb;128(2):27007
- Valsecchi S, Rusconi M, Mazzoni M, Viviano G, Pagnotta R, Zaghi C, Serrini G, Polesello S. Occurrence and sources of perfluoroalkyl acids in Italian river basins. *Chemosphere.* 2015 Jun;129:126-34
- World Health Organization (WHO) Regional Office for Europe. Keeping our water clean: the case of water contamination in the Veneto Region, Italy. World Health Organization 2017. ISBN 978 92 890 5246 7

3.2 PRODUZIONE E VALIDAZIONE DI UN MODELLO NUMERICO DI FLUSSO E DI TRASPORTO

Introduzione

L'obiettivo dell'azione B 4.1 è stato di implementare, calibrare e convalidare un modello idrogeologico di flusso e trasporto a scopo previsionale. Per tale motivo diverse simulazioni di trasporto sono state effettuate per PFAS di nuova (cC6O₄ e HPFO-DA) e vecchia generazione (PFOA).

La modellizzazione numerica delle acque sotterranee è un potente strumento per studiare l'evoluzione spazio-temporale degli inquinanti, fornendo un pieno supporto alle decisioni con informazioni scientifiche e tecniche.

L'implementazione del modello ha riguardato l'alta e media pianura alluvionale interessata dalla contaminazione da PFAS in Veneto (Figura 2). La ricostruzione dell'inquinamento effettuata da ARPAV nel 2013 ha permesso di accertare l'origine dell'inquinamento - un impianto chimico - e delimitare in prima approssimazione il territorio contaminato. Le estese indagini ambientali condotte hanno evidenziato che l'inquinamento originato dall'impianto chimico ha avuto un impatto importante sulle acque sotterranee e superficiali di una vasta area del Veneto, estesa su oltre 200 km² tra Vicenza, Padova e Verona. Il massimo valore di contaminazione rilevato nelle acque sotterranee, fuori dal sito inquinato supera i 70.000 ng/L (PFAS totali).

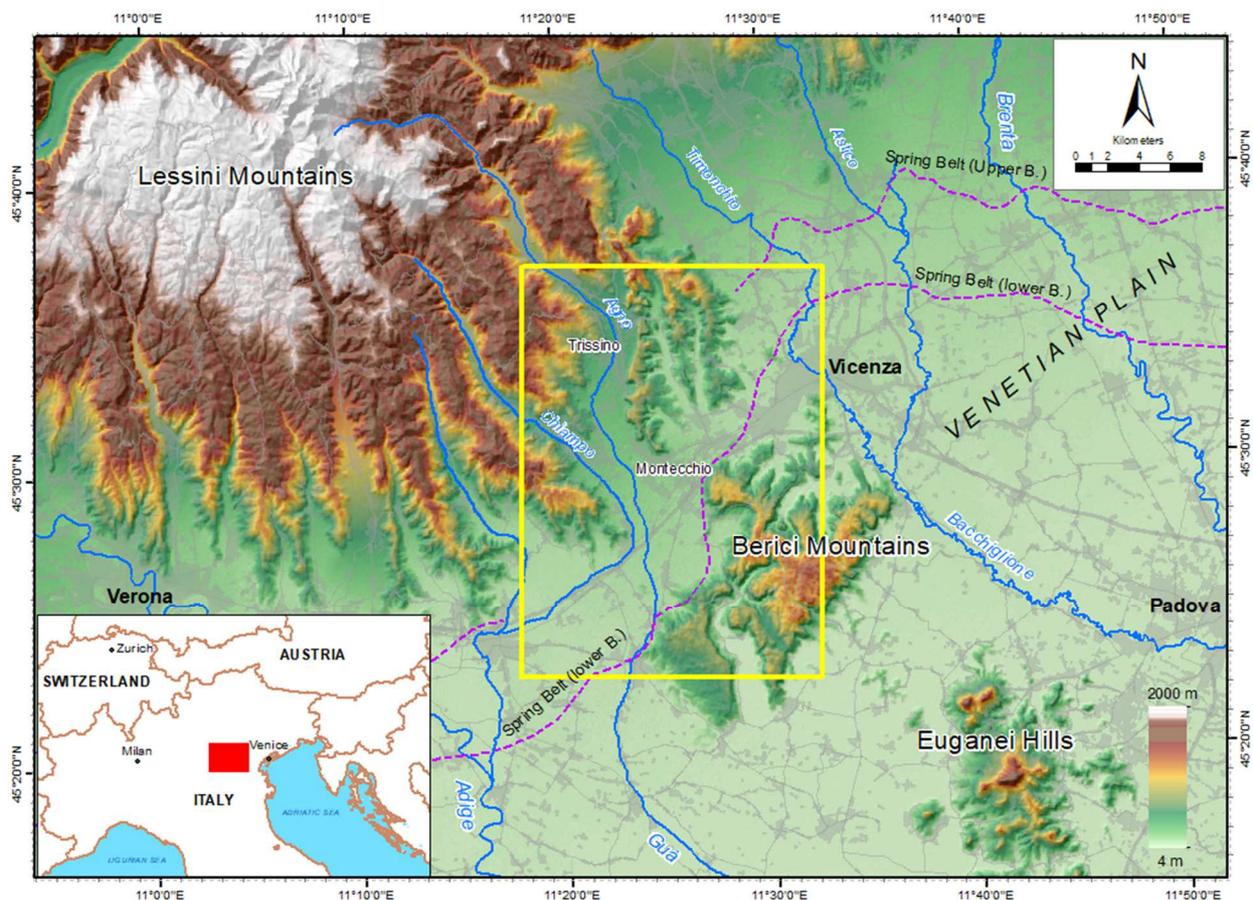


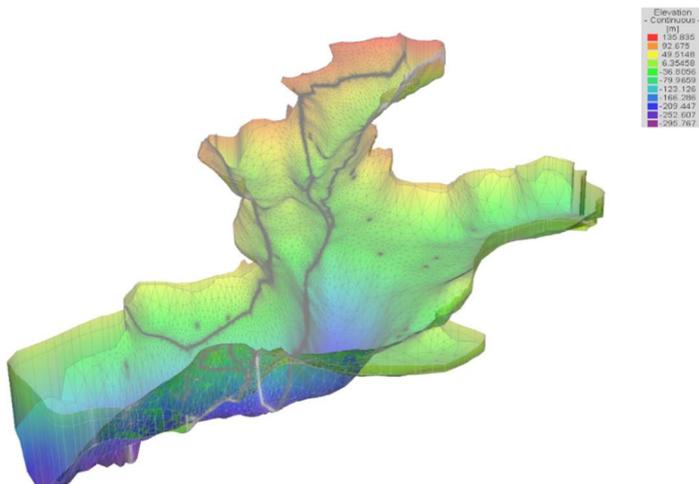
Figura 2. Inquadramento geografico dell'area di studio.

Implementazione del modello

Una lunga e complessa analisi geologica, geomorfologica e idrogeologica è stata sviluppata per definire il corretto modello concettuale tridimensionale.

Molti dati geologici, strutturali, geomorfologici e geofisici hanno supportato lo sviluppo di questa fase di implementazione del modello. Al fine di fornire un modello geologico a scala di bacino, l'acquifero alluvionale è stato semplificato in due strati distinti. Il primo rappresenta la copertura superficiale che diventa più spessa nella media pianura; il secondo rappresenta l'acquifero formato da depositi alluvionali permeabili (ghiaie, sabbie e limi). L'analisi della distribuzione e delle caratteristiche dei materiali alluvionali ha permesso l'individuazione di zone a diversa conducibilità idraulica.

Tra le varie condizioni al contorno implementate nel modello, l'infiltrazione efficace, determinata secondo il metodo di Kenesey, è stata integrata assieme l'infiltrazione dovuta all'irrigazione. Sono stati inoltre inseriti i valori della dispersione dei corsi d'acqua ottenuti da studi bibliografici specifici. I prelievi delle derivazioni sotterranee sono stati suddivisi in tre gruppi principali: pozzi acquedottistici, pozzi industriali e agricoli con portata >10 l/s; prelievi generalizzati con portata inferiore a <10 l/s.



Le indagini geofisiche e idrogeologiche condotte in campo nel corso del progetto hanno inoltre permesso di migliorare la conoscenza di alcuni aspetti idrogeologici non sufficientemente conosciuti. Infine, una importante attività di indagine ha riguardato la determinazione sperimentale dei coefficienti di adsorbimento sito specifici.

Figura 3. Rappresentazione del substrato roccioso ricostruita per la realizzazione del modello idrogeologico

Calibrazione e validazione

Una importante fase dell'implementazione ha riguardato la taratura e la validazione del modello di flusso. I processi di taratura e la validazione garantiscono infatti che un modello realizzato fornisca delle simulazioni aderenti alla realtà. In altre parole, queste fasi sono decisive per definire la qualità e la precisione. Nel caso del flusso, l'obiettivo principale della calibrazione è quello di limitare, il più possibile, le differenze tra i livelli delle acque sotterranee misurati e i livelli prodotti della simulazione in un adeguato numero di punti di controllo. Per la fase finale di validazione, sono stati utilizzati i livelli delle acque sotterranee misurati da ARPAV durante l'anno siccitoso del 2017. Queste attività hanno permesso di migliorare in modo significativo la qualità del modello come evidenzia l'errore quadratico medio diminuito da 2,01 a 1,07 m (Figura 4).

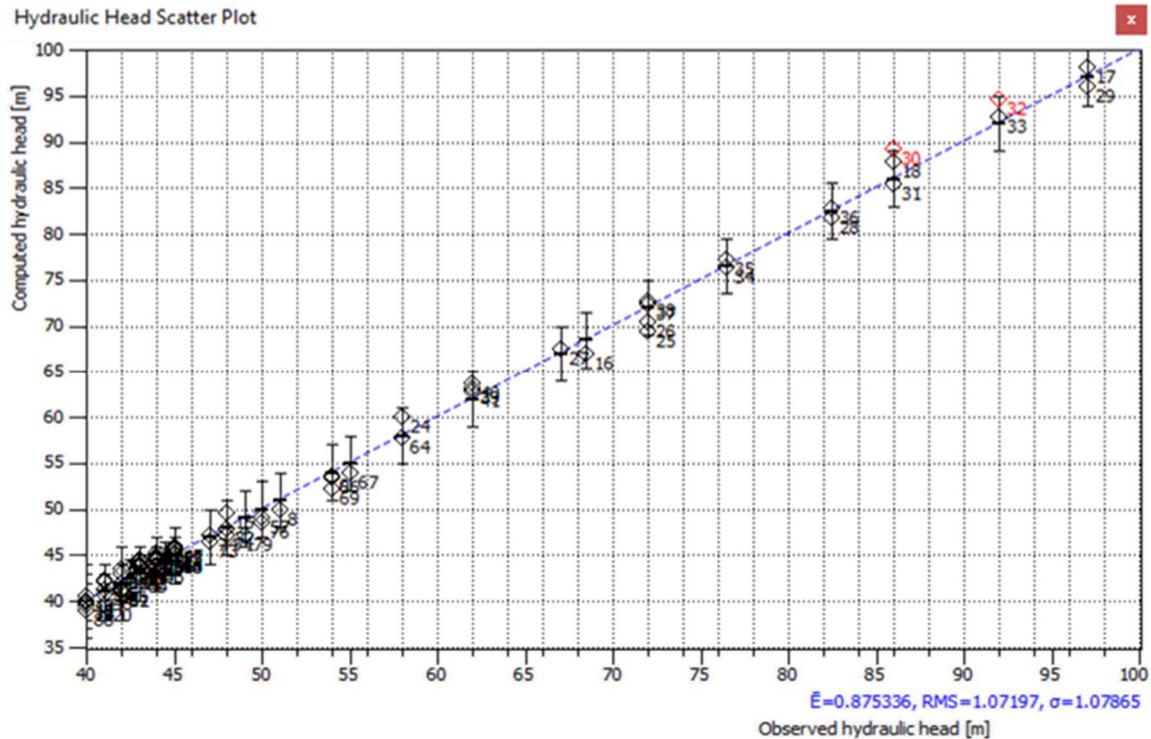


Figura 4. La deviazione tra i dati osservati e i risultati calcolati nel processo di validazione del modello numerico.

Il campo di flusso sotterraneo

Il primo risultato ottenuto del modello numerico è la simulazione del flusso delle sotterranee nell'area studiata.

Il campo di moto sotterraneo vede una progressiva diminuzione della piezometria da valori di 105 m s.l.m. a valori minimi di 29 m s.l.m. come evidenziato nella Figura 5 a seguire. Nella parte superiore del dominio, nella media valle dell'Agno, le isofreatiche sono abbastanza regolari, evidenziando un deflusso parallelo all'asse centrale della valle con poche variazioni locali riconducibili ad anisotropie locali della conducibilità idraulica. Al centro del dominio di simulazione, nei pressi di Montecchio-Alte Ceccato, si riscontra invece una rilevante variazione del campo di flusso. In quest'area infatti si registra una significativa riduzione dei gradienti idraulici associata a una forte diminuzione della velocità. Una spiegazione plausibile di questa variazione di assetto idrodinamico è da ricercarsi nel significativo aumento della sezione di flusso dell'acquifero al suo sbocco in pianura dato anche dalla contemporanea apertura della valle verso NE e la presenza dei rilievi Berici. Questo particolare assetto fa in modo che il deflusso freatico diverga verso due direzioni: una verso NE, entrando nella valle del Retrone, e un'altra verso sud seguendo il lato nord-occidentale dei monti Berici verso Lonigo. Lungo quest'ultima direzione, appena più a sud di Montecchio, la concavità delle isofreatiche indica la presenza di un asse di drenaggio riconducibile all'azione dei sistemi di risorgiva che originano il fiumicello Brendola. Tali risultati sono in accordo ad altre ricostruzioni freaticometriche eseguite nell'area.

Per quanto riguarda i gradienti idraulici, i valori variano tra lo 0,03% nell'area di media pianura e lo 0,8% nella media valle dell'Agno con un valore medio dello 0,2%.

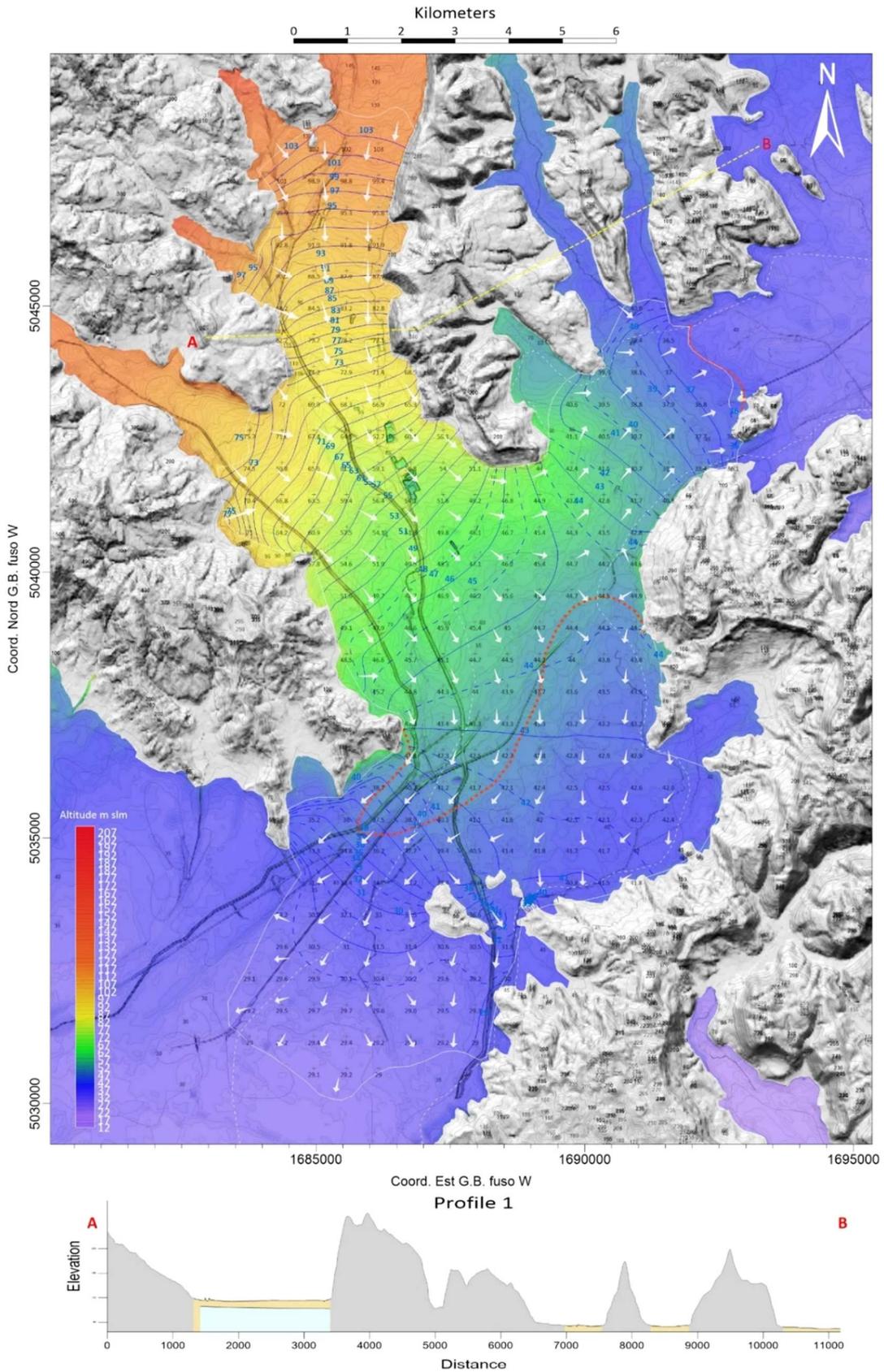


Figura 5. Rappresentazione dei deflussi sotterranei ottenuti con la simulazione di flusso. Con il tratteggio giallo è evidenziata una sezione idrogeologica trasversale della valle di Agno (A-B).

Bilancio idrogeologico

Uno dei controlli più importanti eseguiti durante le varie simulazioni ha riguardato l'analisi del bilancio idrogeologico. Il modello numerico infatti, attraverso la continua quantificazione degli afflussi e dei deflussi, fornisce i termini quantitativi dei volumi di acqua in entrata e in uscita del sistema acquifero modellizzato. Questo permette di ottenere importanti informazioni sia sui fattori di ricarica che di drenaggio del sistema e della loro importanza relativa. I singoli termini del bilancio idrogeologico espressi in metri cubi al secondo sono riportati nella figura 6 a seguire. I flussi idrici sotterranei provenienti dai settori settentrionali (valle dell'Agno e del Chiampo più gli apporti dai versanti) sono pari a 3,26 m³/s e rappresentano il principale fattore di ricarica del sistema idrogeologico studiato. Il secondo termine di ricarica del bilancio idrogeologico è la dispersione dei fiumi con una portata superiore a 2,1 m³/s. La ricarica operata da infiltrazioni efficaci (pioggia e irrigazione), limitata nell'area settentrionale del modello, è meno rilevante non superando i 0,46 m³/s.

Per quanto riguarda gli output, i termini più importanti sono dati dei flussi sotterranei pari a 3,9 mc/s, di cui 1,08 m³/s attraverso la valle del Retrone a NE e 2,14 m³/s verso sud. Infine, il drenaggio medio operato dai sistemi di risorgive nell'area di Brendola è di circa 0,65 m³/s indicando come le stesse abbiano un ruolo importante nella migrazione di eventuali contaminanti nelle acque superficiali. A chiudere la descrizione del bilancio sono le derivazioni sotterranee che sono la artificiale più importante del bilancio. Il prelievo delle derivazioni superiori ai 10 l/s è di 1,48 m³/s mentre il prelievo diffuso delle piccole derivazioni è pari a 0,68 m³/s.

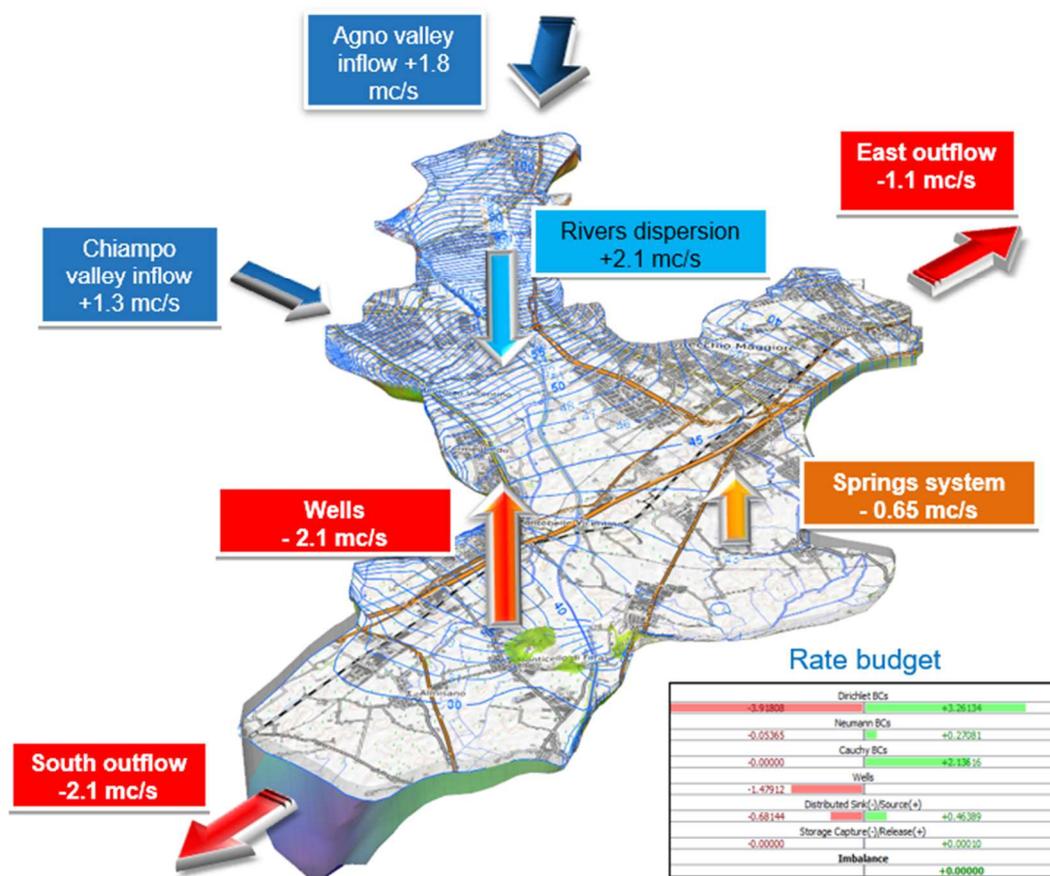


Figura 6. Bilancio idrogeologico del modello numerico implementato

Simulazioni di flusso e trasporto

L'ultima e più importante fase dell'azione B4.1 del Progetto è stata l'implementazione del modello di trasporto degli inquinanti in grado di prevedere l'evoluzione spaziale e temporale di un inquinamento attraverso lo sviluppo di scenari previsionali. Questo potenziale, implicito nella modellizzazione numerica, è stato utilizzato nell'ultima fase delle attività introducendo vari scenari di trasporto riguardanti in particolare il cC6O₄, HFPO-DA e, infine, PFOA (usato come tracciante dell'inquinamento storico da PFAS).

Tutte le simulazioni prodotte si basano sulla ricostruzione del modello concettuale del termine sorgente e sui dati di concentrazione degli inquinanti nelle acque sotterranee attualmente disponibili. Tale attività ha riguardato sia simulazioni di trasporto predittive partendo dalle concentrazioni osservate nelle acque sotterranee (figura 7) che lo sviluppo, a scopo esemplificativo, di scenari ricostruiti per simulare il trasporto di alcune delle sostanze rappresentative appartenenti alla famiglia dei PFAS quali il PFOA (catena lunga), il cC6O₄ e il HFPO-DA (catena corta). Quest'ultimo approccio "per scenari", si è reso necessario per due ordini di motivi:

1. La quantificazione del termine sorgente dell'inquinamento (sito a Trissino) è tutt'ora in corso di definizione;
2. Non sono disponibili per il passato i dati necessari per una completa ricostruzione del termine sorgente trattandosi, infatti, di un inquinamento con emissioni dal sito sorgente variare nel tempo e nello spazio.

Tutti gli scenari ricostruiti per il progetto sono stati quindi realizzati sulla base dei dati attualmente disponibili e hanno fatto ricorso, quando i dati erano insufficienti o mancanti, a delle assunzioni che, se non confermate, potrebbero invalidare in parte i risultati delle stesse simulazioni. Appare chiaro quindi che i risultati di tali simulazioni presentano tutti i limiti di attendibilità di un approccio "per ipotesi" e quindi da confermare attraverso successivi approfondimenti.

I plumes di contaminazione risultati dalle simulazioni hanno forma, dimensione e velocità determinate dalle caratteristiche chimico-fisiche del contaminante (solubilità, adsorbimento, ecc.) e dal flusso delle acque sotterranee. L'advezione è il processo di trasporto dominante nei casi di inquinamento qui studiati e, conseguentemente, la velocità del flusso idrico sotterraneo è il fattore principale per definire la velocità dei pennacchi di inquinamento.

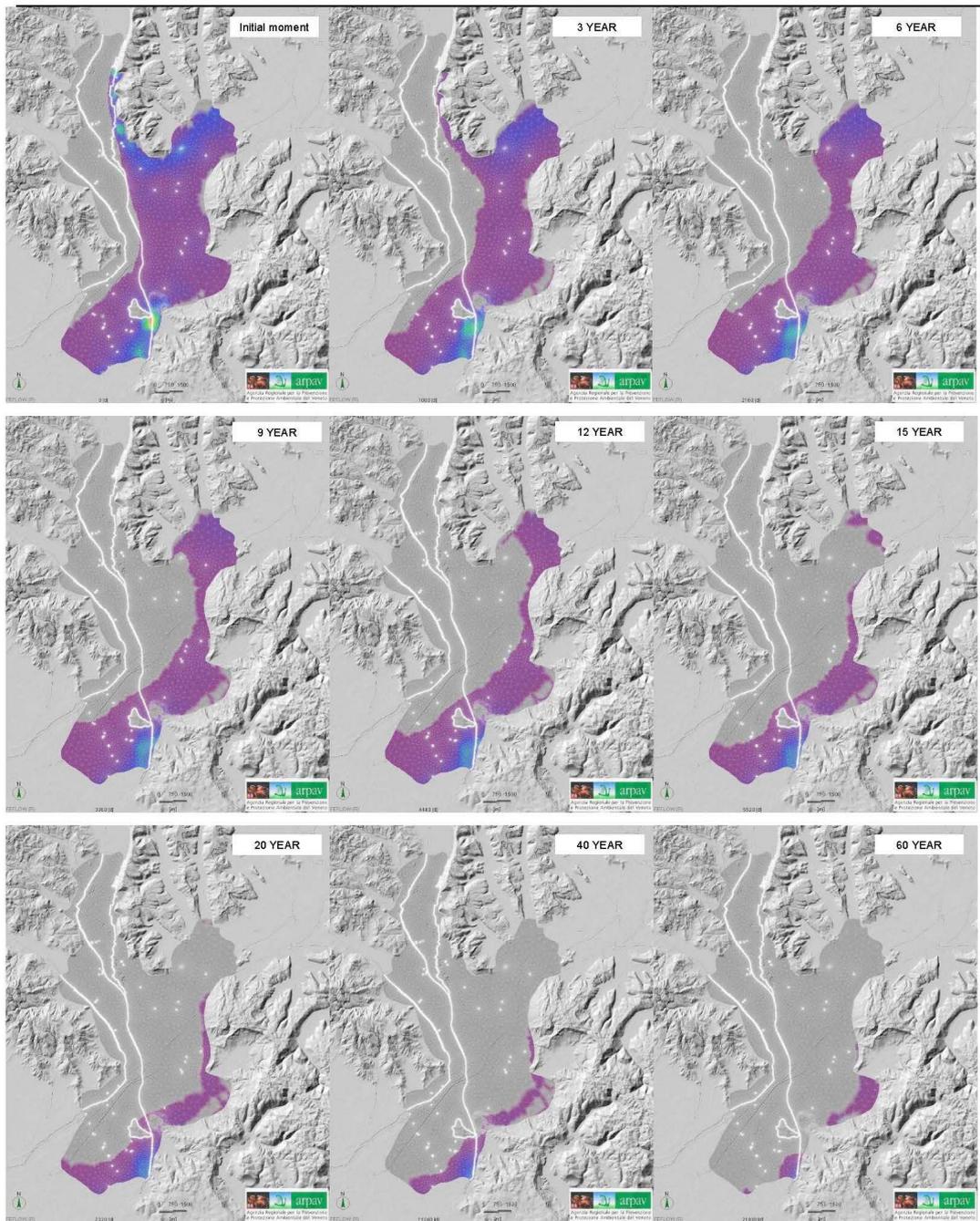
Un ulteriore elemento da considerare nelle simulazioni è il limite di quantificazione (LOQ) ovvero la risoluzione con cui si riesce a quantificare l'inquinante. Variando il limite di quantificazione, la capacità di risoluzione cambia e, a sua volta, le distribuzioni rilevate possono essere significativamente diverse.

I principali risultati di queste simulazioni sono riassunti nel paragrafo finale delle conclusioni.

PFOA – scenario previsionale

Questo scenario simula la progressiva attenuazione del fenomeno inquinante dovuta alla completa rimozione della sorgente di contaminazione e al naturale ricambio delle acque sotterranee.

B.4.1 - PRODUCTION AND VALIDATION OF THE FLOW AND TRANSPORT NUMERICAL MODE



PFOA forecasting scenario

Figura 7. Simulazione predittiva dell'evoluzione della contaminazione riguardante il PFOA nello scenario di una completa rimozione della sorgente d'inquinamento.

cC6O₄

In questo paragrafo è rappresentato lo scenario riguardante la propagazione del cC6O₄ nelle acque sotterranee.

Questa sostanza, come pure per il GenX, non era ancora stata rilevata quando il progetto PHOENIX è iniziato. Ciò nonostante, attraverso l'introduzione degli specifici parametri di trasporto,

è stato possibile simulare la sua propagazione in falda dimostrando la potenzialità e la flessibilità della modellistica nel simulare qualsiasi inquinante conosciuto nell'area modellizzata.

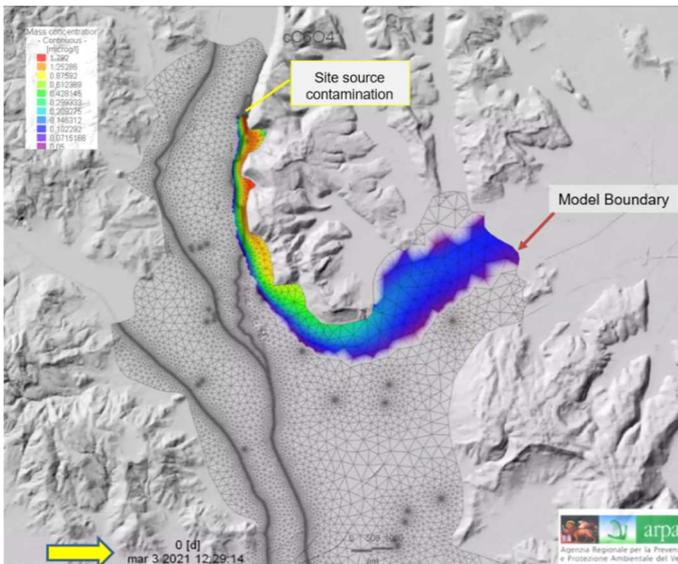


Figura 8. Simulazione di trasporto del cC6O₄ nelle acque sotterranee. Il dominio del modello è evidenziato dalla griglia di calcolo (linee in grigio scuro). Tempo simulazione 3360 giorni. LOQ 50 ng/l.

Il modello concettuale di dispersione prevede che il suo rilascio nell'ambiente sia avvenuto attraverso il sottosuolo contaminato del sito sorgente. I valori di concentrazione utilizzati sono coerenti con i valori misurati dai monitoraggi. Questo scenario ha utilizzato un LOQ pari a 50 ng/L. Con un LOQ diverso la simulazione avrebbe dato una diversa rappresentazione del plume. L'istante finale della simulazione di trasporto è rappresentata in figura 8 mentre in figura 9 è riportato un confronto tra i valori delle distribuzioni stimate dalla simulazione e quelle misurate dai monitoraggi manuali

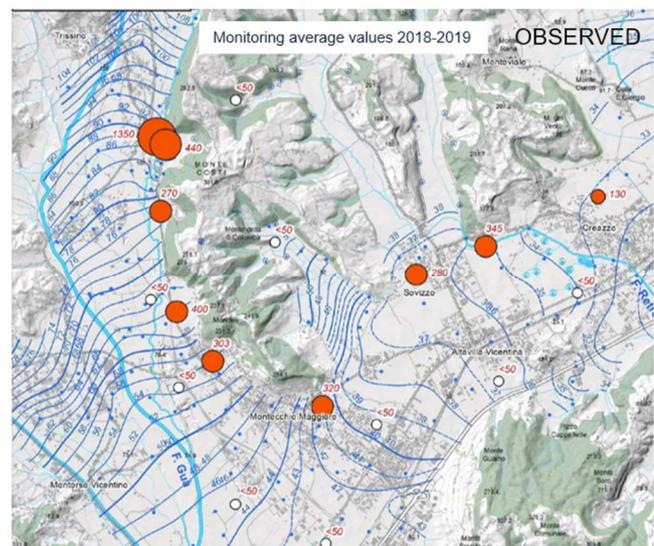
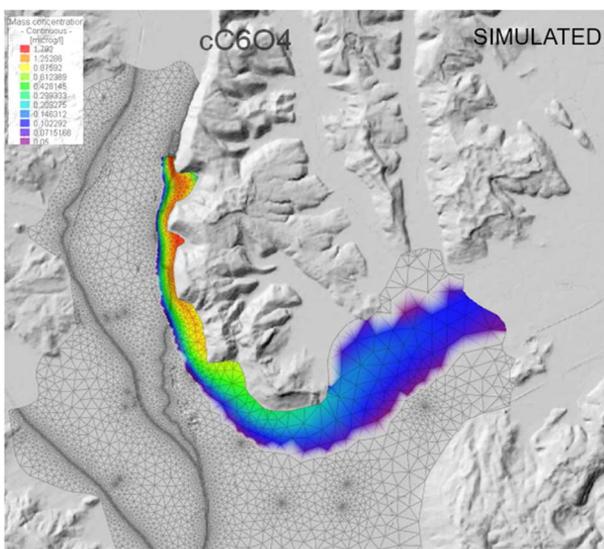


Figura 9. Confronto dei risultati della simulazione con i dati del monitoraggio. A sinistra il risultato della simulazione (dieci anni di simulazione), nella parte destra i valori misurati.

HFPO-DA

In questa sezione viene descritta la simulazione di trasporto di un altro PFAS di nuova generazione a catena corta: l'HFPO-DA o GenX. Come nel caso precedente, il termine sorgente di questo scenario è dato solo dal sottosuolo inquinato del sito sorgente e i valori di concentrazione inseriti sono stati calibrati con i valori dei monitoraggi eseguiti. Nella simulazione qui rappresentata (Figura 10) si è usato l'attuale limite di quantificazione pari a 5 ng/L.

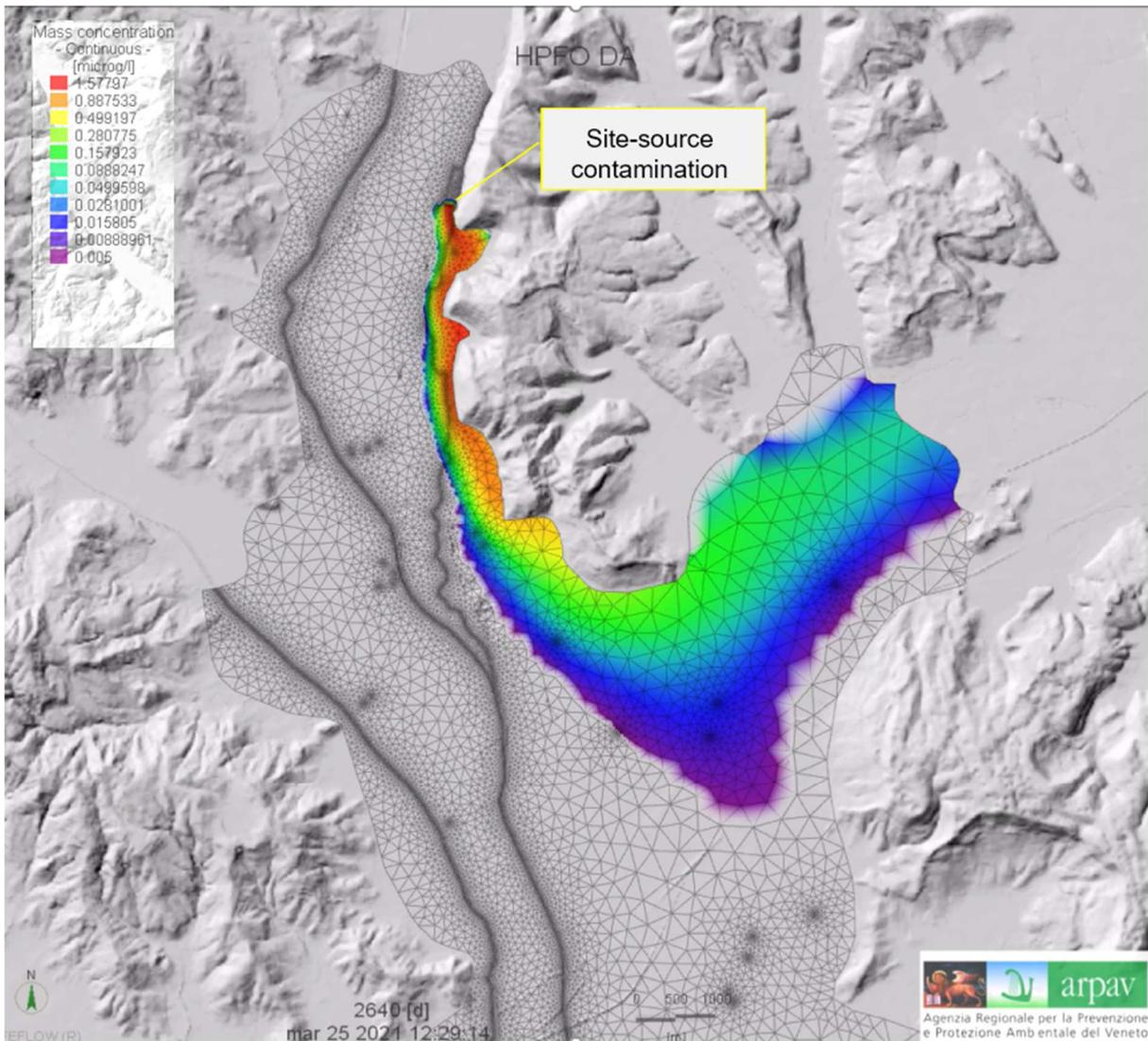


Figura 10. Simulazione di trasporto del HFPO-DA nelle acque sotterranee.
Tempo simulazione 2640 giorni. LOQ 5 ng/l.

PFAS (PFOA)

In questa simulazione si è fatto ricorso a uno scenario di emissione ricostruito utilizzando il PFOA come tracciante dell'inquinamento per la sua maggiore concentrazione e diffusione nelle diverse matrici ambientali. L'implementazione del termine sorgente soffre delle limitate informazioni disponibili anche in considerazione della produzione industriale nell'impianto chimico cambiata in modo significativo nel tempo (vedi figura 11) e quindi, verosimilmente, anche le quantità e le tipologie delle emissioni.

Il modello concettuale della sorgente d'inquinamento ricostruita per simulare i PFAS assume la presenza di due componenti emissive: il sottosuolo inquinato dell'impianto chimico e la dispersione del torrente Poscola utilizzato come corpo recettore di scarichi industriali (Figura 12). Entrambi questi termini sono variati nel tempo e, per quanto riguarda il Poscola, anche nello spazio se si considera il cambiamento della posizione degli scarichi.

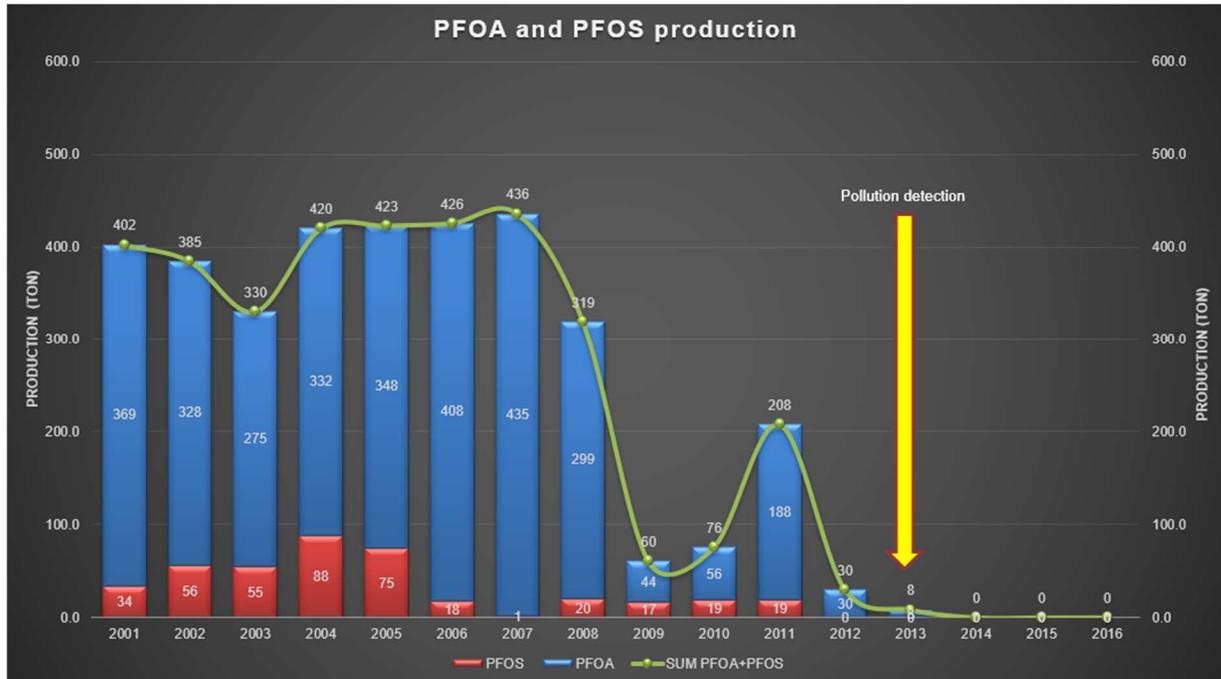


Figura 11. Produzione di PFOA e PFOS dal 2001 al 2016 nell'ex stabilimento chimico di Trissino (dati aziendali). Non sono disponibili al momento dati di produzione antecedenti al 2001.

Per i motivi esposti in precedenza questa simulazione è affetta da un ampio margine di incertezza e quindi da considerare con tutte le cautele del caso. I tempi di simulazione usati in questo scenario ipotetico iniziano nel 1967 e terminano nel 2013.

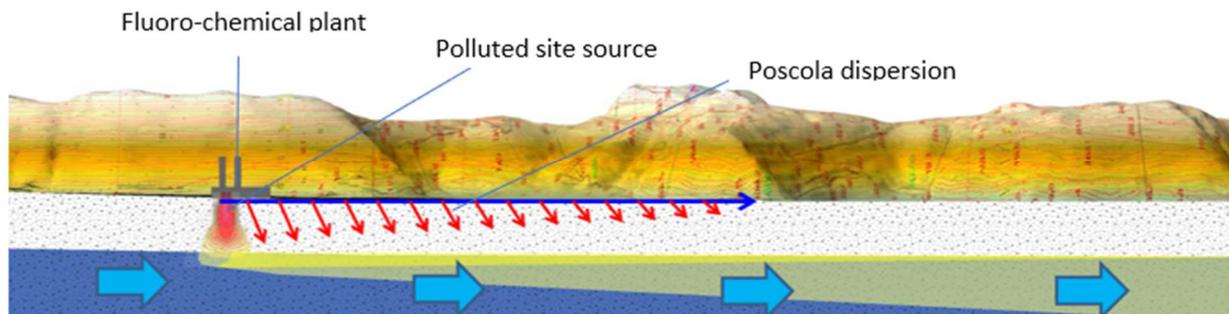


Figura 12. Modello concettuale del sito sorgente.

La figura seguente (Figura 13) mostra il risultato finale della simulazione di trasporto con il plume inquinante esteso sia ad est che a sud dell'area di simulazione. Il risultato è coerente con i dati di monitoraggio rilevati da ARPAV negli ultimi anni.

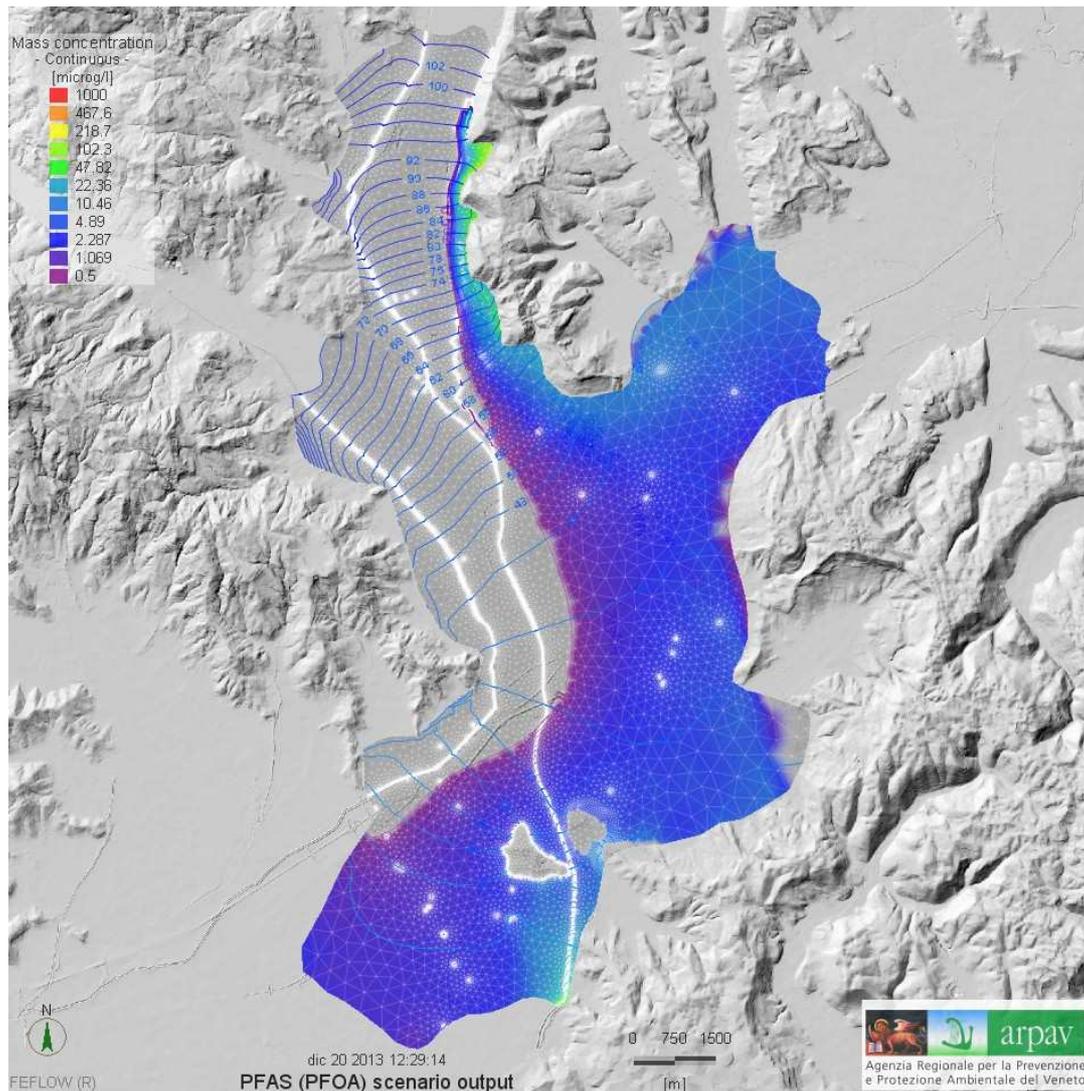


Figura 13. Plume inquinante PFAS (PFOA) ottenuto da uno scenario di emissioni ricostruito. Tempo simulazione 16790 giorni. LOQ 500 ng/l.

Conclusioni

Un modello numerico di flusso e trasporto degli inquinanti ad elementi finiti (FEM) a scopo predittivo è stato positivamente implementato e testato nell'area di alta e media pianura interessata dall'inquinamento da PFAS. Sono stati simulati i processi di advezione, diffusione, dispersione idrodinamica e l'adsorbimento di diverse sostanze inquinanti, quali i PFAS di vecchia e nuova generazione (PFOA, cC_6O_4 e HFPO-DA).

Per i PFAS di vecchia generazione (PFOA) sono stati ricostruiti degli scenari di emissione sulla scorta delle poche informazioni disponibili prima del 2013, al fine di superare l'incertezza dalla sorgente dell'inquinamento. Ulteriori indagini e approfondimenti sono necessari al fine di definire i termini della sorgente di questa storica contaminazione. Questi scenari ricostruiti per il progetto sono stati quindi realizzati sulla base dei pochi dati attualmente disponibili e hanno fatto ricorso, quando i dati erano insufficienti o mancanti, a delle assunzioni e/o semplificazioni che, se non confermate, potrebbero invalidare in parte i risultati delle stesse simulazioni. Per tale motivo i

risultati di tali simulazioni presentano tutti i limiti di attendibilità di un approccio di questo tipo e quindi da confermare attraverso successivi approfondimenti.

Le numerose simulazioni condotte consentono comunque di ottenere importanti indicazioni sull'evento di contaminazione da PFAS quali:

1. I pennacchi di contaminazione hanno forma, dimensioni e velocità determinate dalle caratteristiche della sorgente dell'inquinamento (valori di concentrazione e modalità di emissione) e delle proprietà dei contaminanti (solubilità ed adsorbimento). In particolare, la diversa distribuzione osservata appare in stretta relazione con le diverse caratteristiche chimico-fisiche dei PFAS a loro volta in relazione con la diversa lunghezza della catena molecolare.
2. Le varie simulazioni di trasporto condotte individuano un asse inquinante con maggiore concentrazione lungo la congiungente Trissino - Montecchio Maggiore - Sovizzo - Creazzo verso est, come rilevato dal monitoraggio dell'indagine ARPAV. Questo risultato riflette una direzione preferenziale di inquinamento riconducibile al particolare assetto idrodinamico dell'area e confermato dai monitoraggi ARPAV.
3. L'inquinamento da PFAS si è plausibile con un evento avvenuto a una scala temporale pluridecennale, verosimilmente iniziato più di 50 anni fa. Questa indicazione è coerente con l'inizio della produzione industriale nell'ex impianto chimico e con il monitoraggio dell'inquinamento da parte di ARPAV negli ultimi 8 anni.
4. Gli scenari ricostruiti sono coerenti a ricondurre l'origine dei plume di contaminazione da PFAS, cC6O₄ e HFPO-DA al sito inquinato dell'ex stabilimento chimico di Trissino.
5. Il flusso advettivo delle acque sotterranee e il processo di adsorbimento, similmente ad altri fenomeni di inquinamento delle acque sotterranee, sono i fattori principali che caratterizzano il trasporto e quindi la distribuzione dei PFAS nelle acque.
6. Il torrente Poscola utilizzato come corpo recettore degli scarichi industriali, verosimilmente in passato ha svolto un importante ruolo nella dispersione dell'inquinamento sia in termini di velocità propagazione che di estensione della contaminazione.
7. Lo scenario di simulazione ricostruito relativo ai PFAS di vecchia generazione (PFOA usato come tracciante) indica che le concentrazioni rilevate nelle acque sotterranee sono compatibili con le vestigia di un massivo inquinamento continuato almeno fino al 2007. Tale indicazione è coerente con le concentrazioni di inquinamento rilevate sul fronte della contaminazione nel 2013 da ARPAV.
8. L'analisi della cinetica di propagazione rileva che la contaminazione dei corpi idrici è avvenuta progressivamente in funzione della distanza dalla sorgente di inquinamento. Lo scenario ricostruito per i PFAS stima, con un LOQ 0,5 microg/l, l'arrivo del fronte di inquinamento nel centro di Montecchio Maggiore in meno di due anni dall'emissione dal sito sorgente di Trissino, e dai dieci ai quindici anni più tardi per Almisano (Lonigo).
9. Le simulazioni riguardanti l'HFPO-DA indicano il possibile inizio della contaminazione nel 2014.
10. La quantità totale di contaminazione da cC6O₄ e HFPO-DA rilasciata nell'ambiente dal sito inquinato può essere stimata solo in prima approssimazione a causa dell'incertezza del termine sorgente. Le stime dalle varie simulazioni eseguite sono dell'ordine dei 10 kg/anno.
11. Gli scenari previsionali riguardanti il tempo di esaurimento naturale dei fenomeni inquinanti, indicano tempi diversi per ogni singola sostanza inquinante. Nel migliore dei casi, come per la contaminazione da cC6O₄ (bassa concentrazione, media estensione dell'inquinamento), il tempo di attenuazione naturale nell'area del modello stimato con LOQ di 50 ng/l è di circa 10 anni. Nello scenario peggiore, come il PFOA (alta concentrazione dell'inquinante e ampia estensione del plume), il tempo stimato per una attenuazione naturale del fenomeno nell'area modellizzata è superiore a 60 anni (LOQ 500 ng/l).
12. Una stima della quantità di PFAS rilasciata nell'ambiente dal sito sorgente, per le incertezze dovute alla mancanza di informazioni della sorgente di inquinamento nel passato, è possibile solo come ordine di grandezza. Lo scenario ricostruito ipotizza una emissione nell'ambiente di diverse centinaia di kg all'anno con valori massimi nel periodo in cui l'impianto chimico era in piena produzione con gli scarichi produttivi direttamente sul Poscola.

Bibliografia

- M. Mazzola, I. Saccardo e R. Cappellin, Stato dell'inquinamento da sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) in provincia di Vicenza, Padova e Verona, ARPAV, Padova 2013.
- R. Antonelli, R. Dazzi, G.M. Mari, G. Mozzi e G. Zambon, Correlazioni litostratigrafiche e idrostrutturali nel complesso alluvionale della bassa valle del Fiume Agno-Guà e nella antistante pianura vicentina., in «Boll. Serv. Idrogeol. It., Roma», (1993).
- R. Antonelli e G.M. Mari, Carta della vulnerabilità naturale: ricerca sulla vulnerabilità naturale e sul rischio di inquinamento delle acque sotterranee nelle valli dell'Agno-Guà e del Chiampo e dell'antistante pianura., in «National Research Centre Publication», CMXLVII (1993).
- E. Pilotto, G. Ghezzi, M. Marchetti, G. Perin, G. Sandri, S. Stevanato. Studio geologico e chimico dell'inquinamento della falda acquifera nei comuni di Montecchio M., Creazzo, Sovizzo e Altavilla V., IRSEV - Istituto Regionale di Studi e Ricerche Economico-Sociali del Veneto, Venezia 1979.
- A. Sottani, L. Altissimo, S. Bertoldo, A. Schiavo, Progetto Giada. Rapporto conclusivo, UE Financial support LIFE 00 ENV/IT/00184., 2014.
- I. Saccardo, S. Cremonese, M. Sangati, G. Boso, M. Dal Col, M. Zasso, C.G. Moretto, S. Benacchio, Studio e analisi della ricarica delle falde sotterranee nei progetti di difesa del suolo - Relazione tecnica conclusiva. ARPAV, 2019
- G. Bartolomei, Il deflusso delle falde acquifere nella conoide Agno-Chiampo in base a due traccianti chimici, in «Mem. Acc. Olimpica di Vicenza», (1984).
- M. Mazzola, G. Boso, R. Gnech e M. Sangati, Carta dei deflussi freatici nella media e bassa valle dell'Agno. Inedita, ARPAV, Padova 2017.
- M. P. Anderson, W. W. Woessner, R.J. Hunt, Applied groundwater modeling - 2nd Edition: Simulation of Flow and Advective Transport, Academic Press
- C.A.J. Appelo e D. Postma, Geochemistry, Groundwater and Pollution, A.A. Balkema 2005
- DHI-Wasy Feflow 7.3, Finite element Subsurface, Flow & Transport Simulation System, User Manual, 2020
- H.J. Diersch, Feflow - Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media, Springer, 2014

Acronimo	Descrizione
ARPAV	Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto
CAS	Chemical Abstracts Service
cC6O ₄	Difluoro{[2,2,4,5-tetrafluoro-5-(trifluorometoxy)-1,3-dioxolan-4-yl]oxy}acetic acid
HPFO-DA	acido 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(eptafluoropropossi) propanoico
LOQ	Limite di quantificazione
microg/L	microgrammo per litro, unità di misura di concentrazione tipicamente usata per le acque sotterranee; equivalente a ppb.
ng/L	nanogrammo per litro, unità di misura tipicamente usata per esprimere le concentrazioni di PFAS nelle acque sotterranee PFAS; equivalente a ppt.
PFAS	Sostanze perfluoroalchiliche
PFOA	Acido Perfluorooctanoico (C8)
PFOS	Acido Perfluorooctansolfonico

3.3 INDAGINI SUL DESTINO DEI COMPOSTI PFAS NEI DIVERSI COMPARTI AMBIENTALI, INCLUSE LE MATRICI ALIMENTARI

All'interno del progetto LIFE PHOENIX è stata condotta un'intensa attività di monitoraggio con lo scopo di valutare la distribuzione dei PFAS nelle diverse matrici ambientali (acqua irrigua, suolo, piante) delle aree agricole delle province di Padova e Vicenza, focalizzando l'attenzione sui composti mobili a catena corta. I campioni raccolti sono stati analizzati tramite metodiche già esistenti, ma ridefinite ed ottimizzate all'inizio del progetto. In particolare, è stata sviluppata una procedura analitica per la determinazione del PFAS nei campioni vegetali. Il metodo è stato validato e sottoposto a pubblicazione su rivista scientifica.

Sviluppo della procedura analitica per l'estrazione di PFAS da matrici vegetali

Il metodo per la determinazione di 12 PFAS in campioni vegetali è stato sviluppato per ottimizzare l'individuazione e la quantificazione dei composti a catena corta (<8 atomi di carbonio), maggiormente trasportati e bioaccumulabili nelle piante rispetto ai congeneri a catena lunga. Tale metodica, basata sull'estrazione mediante ultrasuoni, un'accurata purificazione e l'analisi mediante HPLC-MS/MS, permette di determinare i PFAS nei diversi tessuti vegetali, studiando la ripartizione e la distribuzione di questi composti nei diversi compartimenti della pianta. La procedura sviluppata è stata validata attraverso l'analisi di campioni (radice, fusto e foglia) di fragmite e successivamente applicata alle piante raccolte nelle aree agricole venete interessate dalla contaminazione da PFAS dovuta all'emissione di questi composti da impianto produttivo.

Preparazione dei campioni vegetali

Dopo il trasferimento in laboratorio, ciascuna pianta è stata suddivisa in radice, fusto, foglie e, nel caso del mais, in tutolo e cariossidi. Quando necessario, le radici sono state sciacquate sotto acqua corrente per rimuovere i residui di terreno. Ciascuna frazione di pianta è stata analizzata individualmente. Alcuni grammi di campione sono stati destinati alla determinazione della percentuale di umidità e quindi essiccati in stufa a 105°C per 24h. Il restante campione è stato invece trasferito in un sacchetto per la conservazione degli alimenti e riposto in congelatore a -20°C fino al momento dell'analisi. Poco prima della fase di estrazione, una porzione sufficiente di campione congelato è stata posta in stufa a 60°C fino alla completa essiccazione (peso costante). Il campione secco è stato quindi macinato e avvolto in un foglio di alluminio fino all'analisi.

Estrazione dei campioni vegetali

L'estrazione dei campioni vegetali è stata condotta secondo il metodo Ferrario et al., 2021. La procedura applicata prevede che circa 1 g di campione secco, essiccato in stufa a 60°C, venga macinato, trasferito in una provetta Falcon da 50 mL e addizionato con 100 µL di SIL-IS (concentrazione finale 40 µg L⁻¹). Dopo l'aggiunta di 10 mL di acqua distillata e acetonitrile in rapporto 10:90 e 140 µL di acido formico, ciascun campione è agitato mediante vortex per 30 secondi, sonicato per 15 minuti e infine centrifugato per 12 minuti a 8000 rpm a 10°C. Il surnatante formatosi è quindi prelevato con una pipetta Pasteur e trasferito in una nuova provetta Falcon da 50 mL. L'operazione di estrazione viene ripetuta altre due volte aggiungendo 5 mL di acetonitrile e

70 µL di acido formico ed unendo ogni volta il surnatante a quello precedente. All'estratto totale sono quindi aggiunti 0,5 g di NaCl e 2 g di MgSO₄ anidro (essiccato in muffola a 500°C per 5 h), agitando immediatamente il campione prima di porlo nuovamente in centrifuga per 12 minuti a 8000 rpm a 10°C per poi conservarlo in congelatore per una notte. Il giorno successivo, l'estratto è concentrato sotto flusso gentile di azoto a 40°C fino a 1 mL e infine trasferito in un'apposita vial per autocampionatore dopo il passaggio attraverso una cartuccia SPE (Phree™) per la rimozione dei fosfolipidi.

Prima di procedere con la determinazione dei PFAS, l'estratto viene portato a secco 200 µL e ricostituito con 200 µL di soluzione tampone (2 mM ammonio acetato/5% MeOH) e metanolo in rapporto 95:5. Dopo essere stato agitato mediante vortex per 15 secondi, sonicato per 15 minuti e infine centrifugato per 2 minuti a 3200 rpm a 10°C, 100 µL di campione vengono trasferiti nell'apposita vial per autocampionatore ed acidificati con l'aggiunta di 5 µL di acido formico. Durante le analisi sono inclusi dei bianchi procedurali, trattati allo stesso modo dei campioni.

Analisi cromatografica

La determinazione dei PFAS negli estratti è condotta tramite UHPLC-MS/MS equipaggiato con colonna Water Acquity UPLC BEH C18 con volume di iniezione pari a 20 µL. La fase mobile è costituita da 2 mM ammonio acetato/5% MeOH (A) e metanolo (B). La separazione cromatografica richiede 12 minuti ed avviene con flusso costante a 0,3 ml min⁻¹. La composizione della fase mobile varia secondo il seguente gradiente: 97,5% di A e 2,5% di B per 2 min, 30% di A e 70% di B per 3,5 min e infine 100% di B per 6,1 min.

Per l'analisi viene utilizzato uno spettrometro di massa a triplo quadrupolo dotato di una sonda di ionizzazione elettrospray riscaldata (HESI-II) funzionante in modalità negativa. Lo spettrometro di massa opera ad una risoluzione di 0,7 Da in modalità MRM. Per la gestione dello strumento, l'acquisizione e l'elaborazione dei dati è utilizzato il programma Xcalibur 4.0 (Thermo Scientific).

Determinazione e quantificazione degli analiti

Gli analiti sono identificati comparando il loro tempo di ritenzione (RT) con quello del rispettivo standard di riferimento (deviazione ≤ 0,25%). Per l'analisi quantitativa sono state costruite rette di calibrazione con il metodo della diluizione isotopica con standard multicomponente a concentrazioni comprese tra 0 e 20 µg L⁻¹. 100 µL di standard sono quindi trasferiti in microvial per autocampionatore e addizionati con 10 µL di SIL-IS IS (concentrazione finale 40 µg L⁻¹). Ciascuno standard viene portato a secco (seguendo la procedura applicata ai campioni), ricostituito con 100 µL di soluzione tampone (2 mM ammonio acetato/5% MeOH) e metanolo in rapporto 95:5 ed infine acidificato con l'aggiunta di 5 µL di acido formico. Gli standard per le curve di calibrazione sono acquisiti all'inizio e alla fine di ogni sequenza analitica. Ogni cinque corse cromatografiche con estratti vegetali, viene iniettato un campione costituito solo da solvente. I bianchi procedurali sono iniettati all'inizio e alla fine di ogni sequenza analitica.

Sviluppo del metodo

In accordo con la metodica proposta da Yamazaki e collaboratori (Yamazaki et al., 2019), i campioni sono essiccati prima dell'estrazione. L'introduzione di questo passaggio ha portato

notevoli vantaggi. Innanzitutto, un campione secco è più semplice da macinare e rendere omogeneo rispetto ad un campione umido. Inoltre, la percentuale di umidità nei vegetali si è rivelata molto variabile con valori compresi tra 2% e 72%. Il contenuto di acqua nel campione influenza alcuni aspetti pratici dell'estrazione quali il volume finale di surnatante ottenuto dopo il passaggio in centrifuga e la quantità di sali da aggiungere. Essiccare il campione permette quindi di standardizzare queste quantità, di ottenere un volume minimo di surnatante, velocizzandone la concentrazione fino ad 1 mL, di ridurre l'interferenza dell'acqua nelle procedure di pretrattamento (Xiang et al., 2017) e la quantità di sali da aggiungere.

La metodica di estrazione secondo Mazzoni e collaboratori (Mazzoni et al., 2016) è stata sviluppata per la determinazione dei PFAS nei tessuti animali e nei sedimenti. Per poter applicare tale metodica ai campioni vegetali, è stato necessario apportare alcune modifiche. Rispetto a Mazzoni et al. (2016), è stato aggiunto un ciclo di estrazione, aggiungendo quindi un volume finale di ACN maggiore (19 mL invece di 9,5 mL). Questa modifica è stata apportata per compensare la tendenza del campione vegetale ad assorbire i solventi di estrazione. Inoltre, si è rivelato necessario aggiungere una quantità maggiore di sali (0,5 g di NaCl e 2 g di MgSO₄ invece di 0,2 g e 0,6 g) per evitare l'agglomerarsi del MgSO₄ nel surnatante. In entrambi i metodi, i fosfolipidi sono stati rimossi facendo passare l'estratto concentrato attraverso una cartuccia Phree™. Infatti, i fosfolipidi sono componenti essenziali delle membrane biologiche così come delle vie di trasduzione del segnale nelle piante, ma possono interferire con l'analisi dei PFAS (Honda et al., 2018).

La purificazione online degli estratti mediante flusso turbolento (TFC) (Mazzoni et al., 2016) è stata evitata e la quantificazione degli analiti è avvenuta invece tramite iniezione diretta. Quest'ultimo metodo di iniezione è stato preferito perché permette di migliorare il recupero dei PFAS a catena corta caratterizzati da un basso tempo di ritenzione ma più bioaccumulabili nelle piante edibili (Scher et al., 2018). Per implementare l'efficienza di separazione cromatografica dei PFAS a catena corta, è stato ottimizzato il gradiente di variazione della composizione della fase mobile. In particolare, all'inizio della corsa cromatografica, la fase mobile è ora composta da una soluzione tampone al 97,5% in modo da migliorare la forma dei picchi dei composti con basso RT.

Validazione del metodo

Il metodo è stato validato analizzando campioni (radice, fusto e foglia) di fragmite (*Phragmites australis*). La procedura ha soddisfatto i requisiti in termini di effetto matrice, recupero, ripetibilità, linearità e sensibilità. I risultati ottenuti hanno inoltre permesso di evidenziare gli effetti della matrice vegetale nelle fasi di estrazione e determinazione dei PFAS, sottolineando le difficoltà principalmente causate dalla complessa composizione dei tessuti vegetali (es. cere cuticolari sulle parti aeree). I risultati ottenuti sono presentati in dettaglio nell'articolo Ferrario et al., 2021.

Risultati del monitoraggio ambientale

Sulla base dei risultati pregressi del biomonitoraggio umano (Ingelido et al., 2018) e della distribuzione dei corpi idrici superficiali e sotterranei contaminati e delle reti acquedottistiche, la Regione Veneto ha suddiviso l'area contaminata in una zona di massima esposizione (area rossa), una di precauzione (area gialla) e una non direttamente impattata (area verde). Tenendo conto di questa classificazione, sono state selezionate nove stazioni di campionamento rappresentative delle tre aree a diverso livello d'impatto (Figura 14).

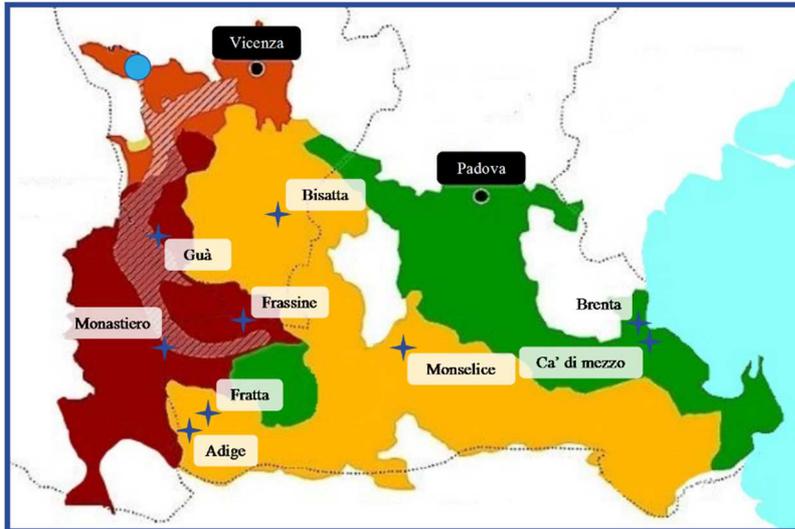


Figura 14. Area di campionamento. Nella mappa sono riportati i siti di campionamento, la sorgente di emissione (in azzurro) e il plume di contaminazione (area tratteggiata).

È stato inoltre incluso anche un sito “di riferimento” (situato a nord dell'area interessata). I siti individuati sono caratterizzati dalla presenza di un corpo idrico utilizzato per l'irrigazione, di suolo agricolo, di una specie vegetale acquatica spontanea (*Phragmites australis*) e di colture orticole (*Zea mays*, *Lactuca sativa*, *Cichorium intybus*, *Allium cepa*). Dal mese di maggio 2018 fino a ottobre 2020 sono state quindi raccolte delle aliquote di acqua irrigua (n = 225) con cadenza mensile, mentre i campioni di terreno (n = 119) e di

piante (n = 83) sono stati prelevati due volte l'anno durante la stagione di raccolta. Ogni vegetale è stato prelevato contemporaneamente al terreno ad esso circostante nel quale la pianta si è sviluppata.

Il piano di monitoraggio così disegnato ha permesso di studiare la variabilità delle concentrazioni di PFAS nelle acque irrigue, di verificare l'inquinamento da tali sostanze nei suoli agricoli soggetti ad irrigazione e di valutare la capacità di accumulo di PFAS da parte delle piante spontanee e coltivate.

I risultati ottenuti sono riportati nella Figura 15. Osservando l'immagine si nota che le concentrazioni ritrovate nell'acqua irrigua sono caratterizzate da una significativa variabilità riconducibile ai diversi apporti idrici nel corso dell'anno. Sono stati inoltre registrati sporadici episodi di contaminazione più elevata. Per quanto riguarda invece i suoli, il loro grado di contaminazione rispecchia la suddivisione per aree: le concentrazioni maggiori sono state infatti registrate in zona rossa mentre i livelli più bassi sono stati determinati in zona verde. Questa corrispondenza non è stata però osservata nelle piante il cui livello di contaminazione è simile nelle tre zone e prescinde pertanto dall'area di campionamento. È interessante notare inoltre che le concentrazioni registrate nei campioni di piante edibili, ovvero cipolla, lattuga e cariossidi di mais, sono inferiori a quelle misurate nelle specie spontanee. In particolare, i livelli registrati nelle piante commestibili sono risultati sempre minori di 2 ng g⁻¹ per peso fresco.

I composti ricercati appartengono ad un gruppo eterogeneo di sostanze con caratteristiche chimico-fisiche differenti, il cui comportamento è influenzato soprattutto dalla lunghezza della catena alchilica fluorurata. In accordo con quest'aspetto, indipendentemente dall'area di campionamento, la contaminazione ritrovata nell'acqua irrigua è risultata essere dominata dai composti a catena corta (<8 atomi di carbonio), più idrosolubili, mentre nel suolo sono apparsi più abbondanti i PFAS a catena lunga (≥8 atomi di carbonio), più lipofili. Al contrario, il sito di prelievo ha influito sulla qualità della contaminazione ritrovata nei vegetali (Figura 16). In particolare, nelle piante provenienti dall'area non direttamente impattata (area verde) sono risultati prevalenti i composti a catena lunga, dovuti ad inquinamento diffuso da parte di PFAS «tradizionali», mentre nei campioni raccolti nell'area rossa sono risultati dominanti i PFAS a catena corta, di origine più recente.

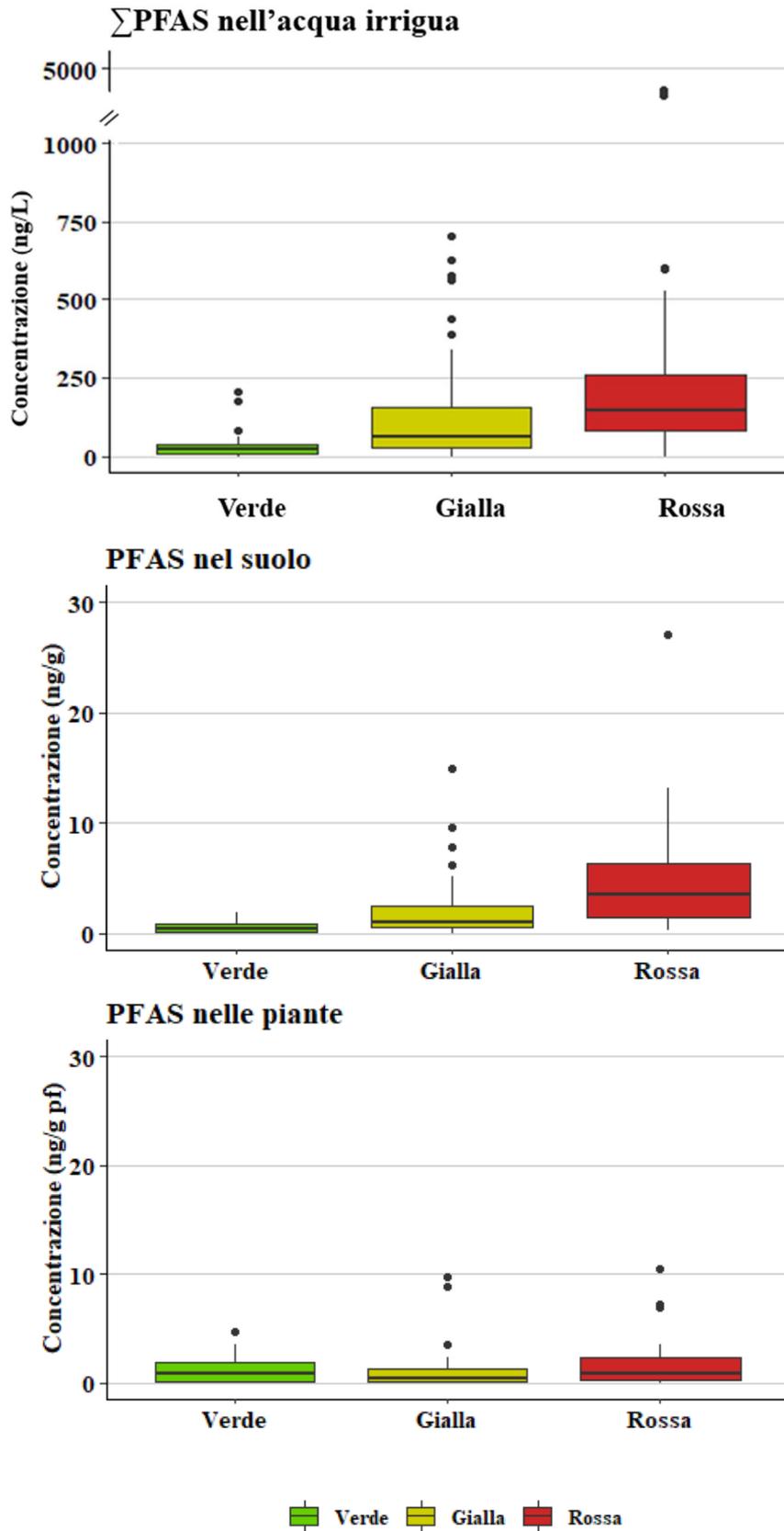


Figura 15. Concentrazione dei PFAS nei campioni raccolti in area rossa (zona di massima esposizione), area gialla (zona di precauzione) e area verde (zona non direttamente impattata).

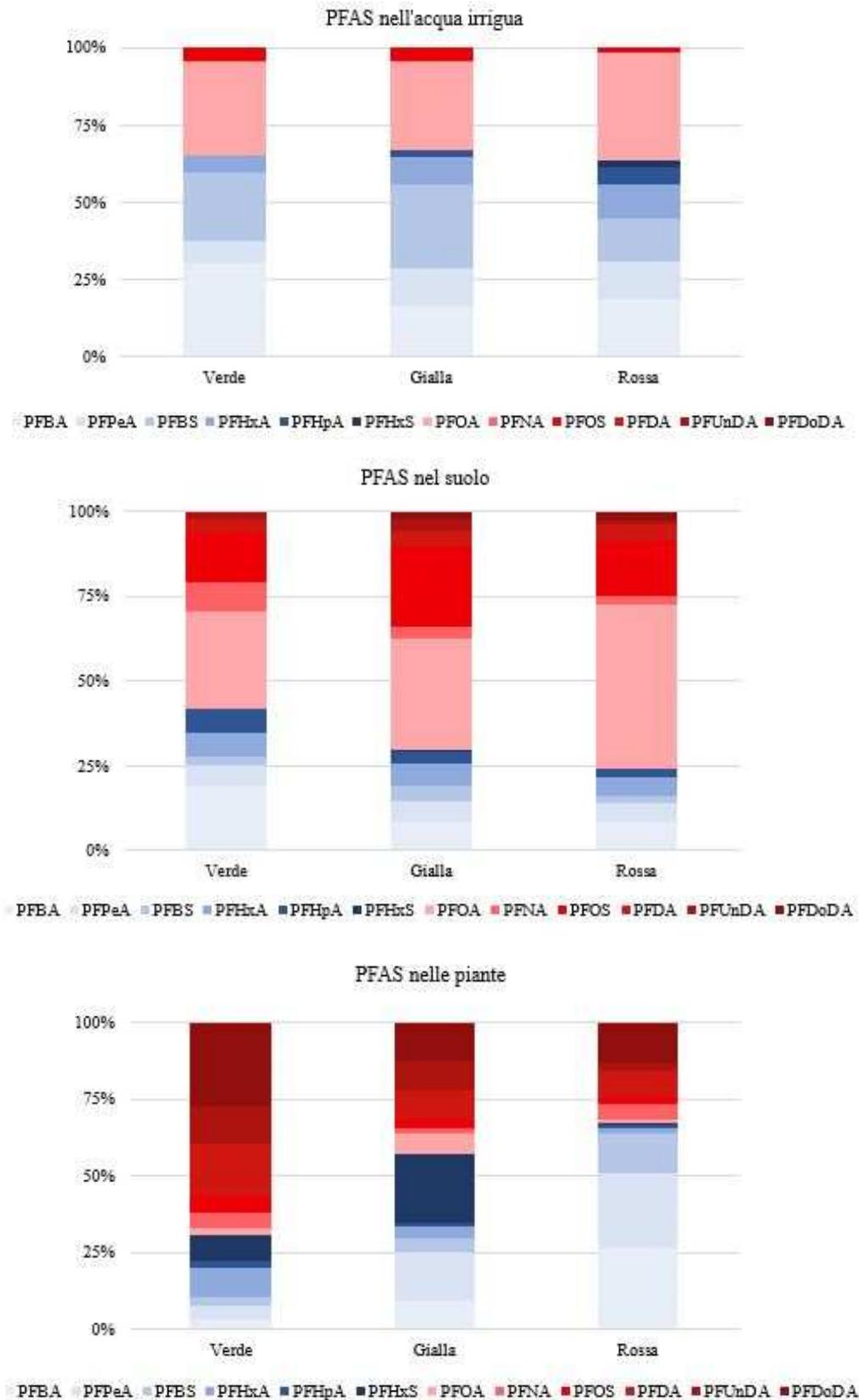


Figura 16. Composizione della contaminazione da PFAS nei campioni. I composti a catena corta ($C < 8$) sono rappresentati in diverse tonalità di azzurro mentre i composti a catena lunga ($C \geq 8$) sono riportati in diverse tonalità di rosso

In conclusione, l'attività di monitoraggio svolta all'interno del progetto LIFE PHOENIX ha permesso di quantificare il livello di contaminazione da PFAS nelle acque irrigue e nei suoli agricoli presenti in un'area potenzialmente tra le più compromesse dal rilascio in ambiente di queste sostanze. Il lavoro svolto si è inoltre concentrato sulla determinazione di PFAS nei vegetali, campioni nei quali questi composti sono risultati sporadicamente presenti. In particolare l'attenzione è stata posta sulle colture edibili in quanto i valori riscontrati nelle frazioni commestibili possono fornire informazioni utili per la valutazione del rischio umano dovuto al consumo di verdure.

Bibliografia

- Ferrario, C., Valsecchi, S., Lava, R., Bonato, M., Polesello, S., 2021. Determination of perfluoroalkyl acids in different tissues of graminaceous plants. *Royal Society of Chemistry, Anal. Methods*, 2021, 13, 1643 - 1650 DOI: <https://doi.org/10.1039/DoAYo2226H>
- Honda, M., Robinson, M., Kannan, K., 2018. A rapid method for the analysis of perfluorinated alkyl substances in serum by hybrid solid-phase extraction. *Environ. Chem.* 15, 92–99. <https://doi.org/10.1071/EN17192>
- Ingelido AM, 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. Biomonitoring of perfluorinated compounds in adults exposed to contaminated drinking water in the Veneto Region, Italy. *Environ Int.* 2018 Jan;110:149-159. doi: 10.1016/j.envint.2017.10.026. Epub 2017 Nov 3. PMID: 29108835.
- Mazzoni, M., Polesello, S., Rusconi, M., Valsecchi, S., 2016. Liquid chromatography mass spectrometry determination of perfluoroalkyl acids in environmental solid extracts after phospholipid removal and on-line turbulent flow chromatography purification. *J. Chromatogr. A* 1453, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2016.05.047>
- Scher, D.P., Kelly, J.E., Huset, C.A., Barry, K.M., Hoffbeck, R.W., Yingling, V.L., Messing, R.B., 2018. Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFAS) in garden produce at homes with a history of PFAS-contaminated drinking water. *Chemosphere* 196, 548–555.
- Xiang, L., Sun, T.F., Chen, L., Xiao, T., Cai, Q.Y., Li, H., He, D.C., Wong, M.H., Li, Y.W., Mo, C.H., 2017b. A Robust Method for Routine Analysis of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorohexane Sulfonate (PFHxS) in Various Edible Crop Matrices. *Food Anal. Methods* 10, 2518–2528. <https://doi.org/10.1007/s12161-017-0807-4>
- Yamazaki, E., Taniyasu, S., Noborio, K., Eun, H., Thaker, P., Kumar, N.J.I., Wang, X., Yamashita, N., 2019. Accumulation of perfluoroalkyl substances in lysimeter-grown rice in Japan using tap water and simulated contaminated water. *Chemosphere* 231, 502–509. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.022>

3.4 SISTEMI BIOLOGICI ED ECOTOSSICOLOGICI DI ALLARME PRECOCE (EARLY WARNING): BIOMARCATORI CELLULARI DI STRESS IN UN BIOINDICATORE DEL SUOLO IN AREE INQUINATE DA PFAS

Questa azione del progetto LIFE PHOENIX aveva come obiettivi:

- l'ottimizzazione di una "smart methodology" basata su alcuni biomarcatori "early warning" di stress ambientale e i lombrichi come organismi bioindicatori;
- l'impiego di tale strumento analitico ai fini della valutazione ecotossicologica di alcuni siti della regione Veneto interessati all'inquinamento da PFAS.

Si trattava quindi di sviluppare un dispositivo di azioni applicabile con successo in casi di inquinamento paragonabili a quello allo studio nella Regione Veneto. Si è pertanto lavorato per migliorare l'efficacia di impiego dei biomarcatori, realizzando un adeguamento dei protocolli che permettesse una valutazione più veloce delle procedure classiche, al fine di poter aumentare il numero di campioni processati e incrementare la significatività dei dati.

Gli oligocheti terrestri sono organismi detritivori considerati indice di buona qualità del terreno e indicati dall'OECD fin dal 1984 tra i 5 migliori bioindicatori terrestri (OECD 1984, 2009). Questi animali sono bioaccumulatori di PFAS, e in particolare sono state molto studiate le assunzioni di PFOS, PFOA e PFBS.

Nel corso del progetto sono stati campionati lombrichi dai terreni delle tre aree a diverso grado di inquinamento individuate dalla Regione Veneto (Figura 17).

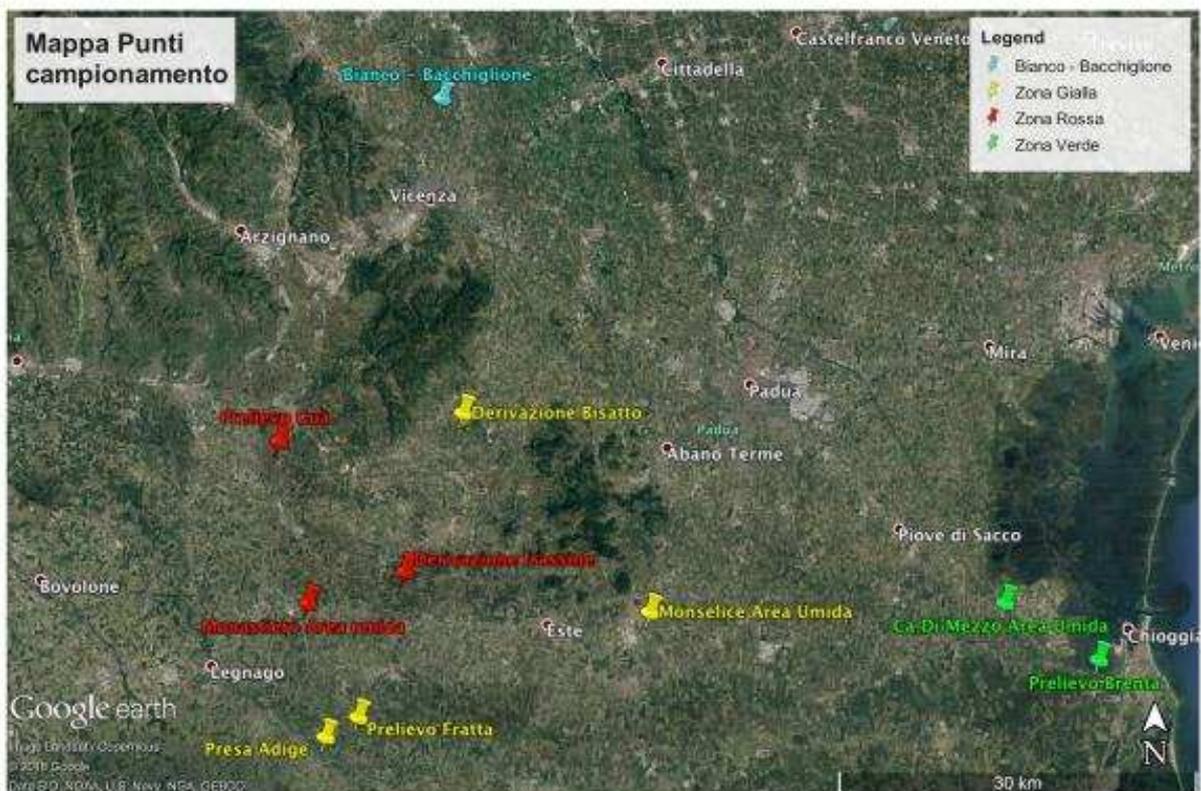


Figura 17. Mappa del Veneto con i dieci siti di campionamento.

Nelle fasi iniziali del progetto si è proceduto ad una serie di prove in laboratorio, al fine di validare la affidabilità dei test proposti in questi organismi. Per queste prove, che hanno preceduto le attività in campo sono stati utilizzati lombrichi di una specie molto diffusa nei terreni europei, *Eisenia hortensis* detta anche *Dendrobaena veneta* (Figura 18), acquistati in negozi specializzati e proveniente da allevamenti non contaminati. I lombrichi reperiti nei siti di campionamento, sono stati invece trasportati con il loro terreno e mantenuti vivi in laboratorio.

Per ciascun esemplare si è proceduto, nell'ordine:

- a) al recupero, mediante modalità fisiologica (Brousseau et al., 1994), di campioni del liquido celomatico dal quale sono stati isolati i celomociti utilizzati per testare cinque biomarcatori;
- b) a dissezionare ciascun organismo in tre porzioni;
- c) all'impiego dei tessuti di queste tre porzioni per la determinazione dei livelli di PFAS, la costituzione e l'implementazione della biobanca, e al mantenimento in freezer a -80 °C di aliquote di campioni per eventuali successive analisi.

Le analisi compiute sui celomociti hanno riguardato i cinque *biomarker* indicati nel progetto: mortalità cellulare, stabilità della membrana lisosomiale, produzione delle specie reattive dell'ossigeno (ROS), capacità antiossidante totale (TAC) e frammentazione del DNA.

Il test di mortalità cellulare è basato sullo stato di integrità della membrana plasmatica, la componente cellulare che permette il mantenimento dell'omeostasi interna della cellula, separando l'ambiente intracellulare da quello extracellulare e agevolando il trasporto selettivo delle molecole che devono entrare o uscire dalla cellula stessa. Mediante il test della mortalità cellulare viene evidenziata la perdita di questa funzione da parte della cellula, indice che essa è morta. L'analisi è stata condotta mediante microscopia ottica, poi si è testato lo strumento Cell Drop (De Novix Inc., Wilmington, DE, USA) in vista di poter procedere all'esecuzione del test con una maggiore velocità ed efficienza. In figura 19 le cellule morte sono quelle colorate in blu a causa dell'entrata nel citoplasma del colorante Trypan blue.



Figura 18. Esemplare di *Eisenia hortensis* detta anche *Dendrobaena veneta*.

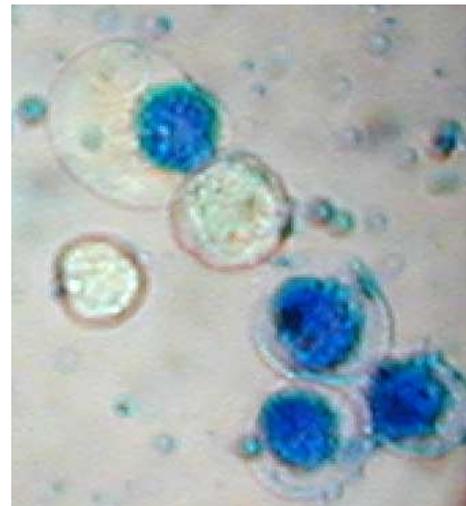


Figura 19. Test di mortalità cellulare con il colorante Trypan Blu: le cellule blu sono morte, mentre quelle bianche sono vitali.

Il secondo biomarcatore valuta la stabilità della membrana lisosomiale, che è ritenuta una misura generalista dello stress cellulare (Martinez-Gomez et al., 2015). Nei lisosomi con membrana instabile enzimi come le idrolasi escono da questa struttura intracellulare e reagiscono con i substrati presenti nel citosol, danneggiando l'omeostasi cellulare. L'analisi in microscopia ottica è stata eseguita ottimizzando la metodica originale (Weeks e Svendsen, 1996) per ridurre le tempistiche di esecuzione. In figura 20 le cellule che sviluppano la colorazione rossa sono quelle in cui i lisosomi sono danneggiati e quindi non più in grado di trattenere il colorante Neutral red che può così diffondere nel citoplasma.

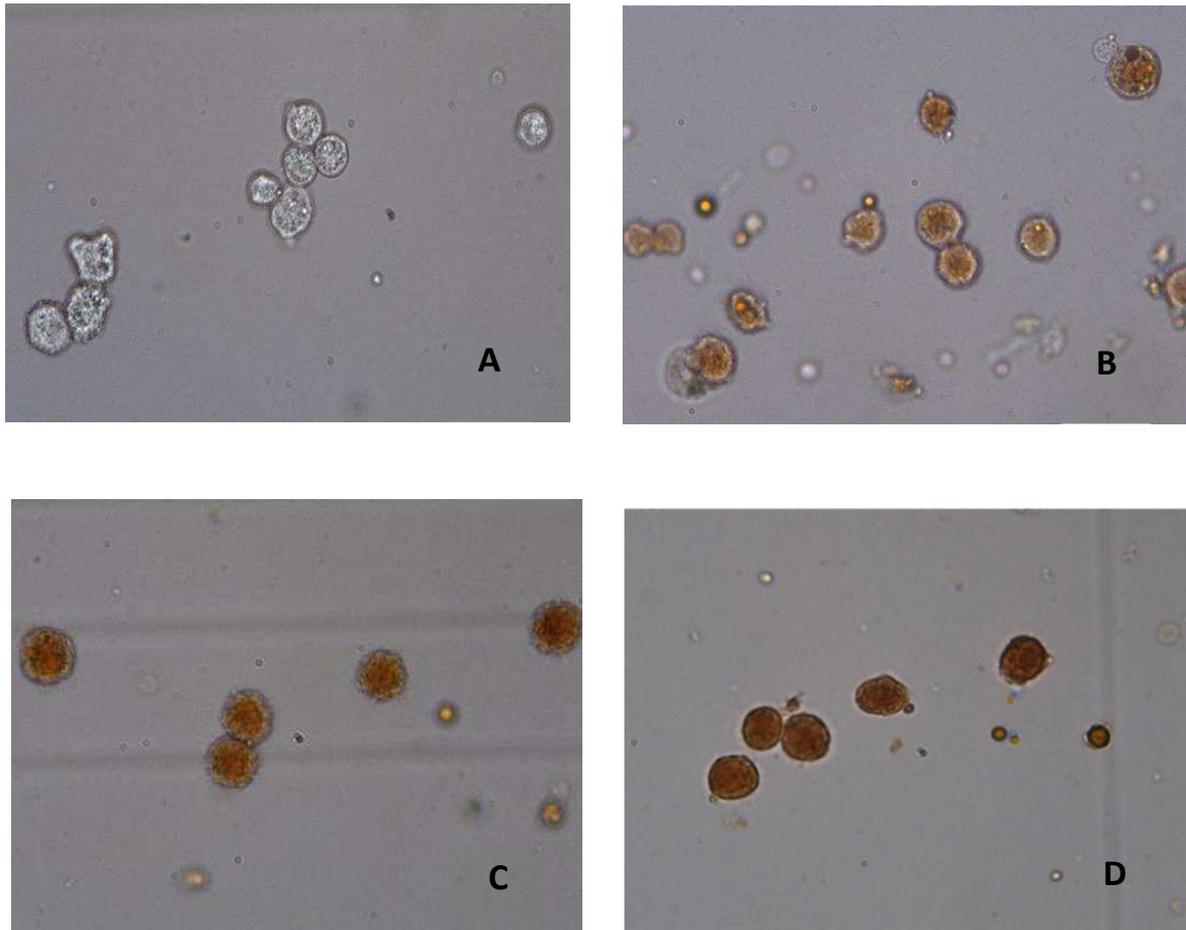


Figura 20. Test di stabilità della membrana lisosomiale con il colorante Rosso neutro. Nelle quattro immagini, da A (T₀ minuti) a D (T₆₀ minuti), possiamo osservare l'aumento della colorazione rossa delle cellule con il passare del tempo. Ingrandimento 400x in microscopia in luce bianca.

Le ROS, quali il radicale superossido, il perossido d'idrogeno, il radicale idrossile e vari perossidi organici, sono normalmente prodotte durante le principali reazioni metaboliche cellulari, ma la loro velocità di formazione può facilmente aumentare quando un organismo è esposto a vari fattori esogeni, tra cui gli inquinanti ambientali. Se le ROS vengono prodotte in quantità eccessiva si genera uno squilibrio tra la produzione e l'eliminazione delle stesse, aumentando il rischio di stress ossidativo che può portare al danneggiamento delle macromolecole biologiche ed infine alla morte cellulare (Bonato et al., 2020). La formazione delle ROS è stata valutata mediante microscopia ottica a fluorescenza (Figura 21) e l'impiego di sonde specifiche per diversi distretti cellulari

(diidroetidio per citosol e nucleo, diidrorodamina per i mitocondri), implementando la qualità delle analisi e il numero di campioni processati grazie all'utilizzo di piastre a 96 pozzetti (invece di lettura su singolo campione) e del lettore automatico di immagini Operetta CLS, equipaggiato con il software Harmony (PerkinElmer Inc., Waltham, MA, USA).

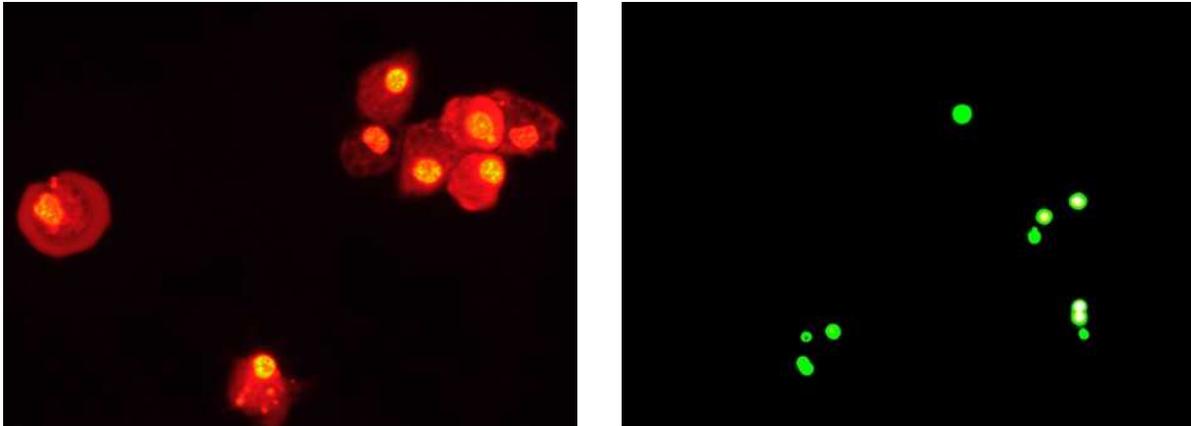


Figura 21. Produzione di ROS nei celomociti. A sinistra la sonda diidroetidio marca con una fluorescenza rossa le ROS che si formano nel citoplasma e nel nucleo; a destra la sonda diidrorodamina marca con una fluorescenza verde le ROS che si formano nei mitocondri. Ingrandimento 400x in microscopia a fluorescenza.

La TAC valuta l'attività di eliminazione delle ROS dal complesso delle molecole antiossidanti presenti nella cellula. Gli antiossidanti possono essere piccole molecole come glutazione e vitamine oppure enzimi come superossido dismutasi, catalasi e glutazione perossidasi. Molto spesso viene valutata l'attività antiossidante delle singole molecole, ma la metodica che abbiamo utilizzato permette di avere un quadro più generale delle possibilità che le cellule possono mettere in gioco per difendersi contro gli effetti negativi prodotti dalle ROS. La messa a punto di questa metodica sullo specifico modello biologico ha permesso tra l'altro di aumentare il numero di analisi (in spettrofotometria UV/VIS) grazie all'utilizzo di piastre a 96 pozzetti (invece di lettura su singolo campione).

L'ultimo biomarcatore preso in considerazione è la frammentazione del DNA, un indice di genotossicità e citotossicità prodotte da agenti chimici e fisici, analizzata tramite elettroforesi su gel e microscopia ottica in fluorescenza. La metodica, nota come Comet Assay in quanto il DNA danneggiato appare con una forma di cometa dopo l'elettroforesi, è molto lunga e laboriosa e quindi abbiamo mirato ad aumentare il numero di repliche contemporaneamente analizzate utilizzando piastre a 96 pozzetti e lo stesso supporto strumentale utilizzato per la valutazione delle ROS (lettore automatico di immagini Operetta CLS equipaggiato con il software Harmony).

Grazie all'attività in condizioni controllate di laboratorio è stato possibile lavorare alla messa a punto, su *Eisenia hortensis*, delle metodiche relative ai cinque biomarcatori scelti. In particolare, per quattro di essi (mortalità cellulare, stabilità della membrana lisosomiale, livelli delle ROS e capacità antiossidante totale) siamo riusciti ad ottimizzare le metodiche in relazione allo specifico organismo modello (lombrico). L'ottimizzazione della metodica relativa alla valutazione del danno al DNA ha richiesto molto più tempo di quanto preventivato e ha fornito risultati inferiori alle attese,

quindi non è stata utilizzata per la successiva valutazione ecotossicologica delle diverse situazioni ambientali interessate da inquinamento da PFAS.

L'attività sperimentale in laboratorio è anche servita a valutare la possibilità di utilizzare i biomarcatori selezionati nel progetto come *smart methodology* di stress ambientale, esponendo i lombrichi per 30 giorni a miscele di più PFAS (PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFDA) alle concentrazioni rilevate a seguito del monitoraggio ambientale effettuato (dell'ordine dei ng/L). Tale trattamento non ha prodotto alcun effetto biologico rilevabile utilizzando i biomarcatori considerati. Se da un lato questo dato è positivo dal punto di vista ecotossicologico, perché indica che un'esposizione a questi inquinanti per tempi brevi (esposizione acuta), alle concentrazioni ambientali attualmente presenti nella regione Veneto, non produce danni cellulari immediati negli animali che sperimentano questa condizione avversa, dall'altro non dà informazioni su scala reale, nella quale i lombrichi sono cronicamente esposti ai PFAS. Infatti, a seguito di questo trattamento i livelli di accumulo dei singoli PFAS nei tessuti del lombrico sono estremamente ridotti a differenza dei lombrichi campionati in natura (i quali sono stati cronicamente esposti a questi inquinanti) che presentano valori di accumulo significativamente maggiori.

Per trovare delle conferme alla nostra ipotesi abbiamo effettuato delle prove in laboratorio esponendo esemplari della medesima specie a concentrazioni di PFAS molto maggiori (dell'ordine dei µg/L e dei mg/L), ottenendo sia un accumulo di PFAS, sia una variazione significativa dei diversi biomarcatori rispetto ai controlli (esemplari non esposti all'inquinante) solo nei lombrichi esposti alle concentrazioni più alte. Ad esempio, lombrichi esposti a concentrazioni di PFOA e PFBS dell'ordine dei mg/L (cioè 10^6 volte superiori a quelle trovate in ambienti inquinati) mostravano un significativo accumulo di questi due PFAS nei celomociti già dopo 14 giorni di esposizione, 8,5 µg PFOA/g di peso secco e 400 µg PFBS/g di peso secco, mentre esemplari esposti a concentrazioni di PFOA e PFBS dell'ordine dei µg/L (cioè 10^3 volte superiori a quelle trovate in ambienti inquinati) dopo 30 giorni di esposizione non mostravano alcun un accumulo di PFAS. Contestualmente all'accumulo di PFAS si è assistito a una variazione dei biomarcatori in accordo con evidenze di danno cellulare a carico dei celomociti dei lombrichi esposti a PFBS, come una stabilità della membrana lisosomiale tre volte inferiore (rispetto ai controlli), un dimezzamento della TAC e un incremento della formazione di ROS nel citoplasma (+100%), nel nucleo (+300%) e nei mitocondri (+700%).

Pertanto, la sperimentazione in condizioni controllate di laboratorio ci ha confermato che i PFAS possono provocare danni consistenti all'organismo, ma solo dopo un'esposizione acuta ad altissime concentrazioni di questi inquinanti (che molto probabilmente non si ritroveranno mai nell'ambiente) oppure a seguito di un'esposizione prolungata nel tempo, la quale favorisce un accumulo lento ma progressivo di queste sostanze all'interno del corpo dell'animale. Conferma inoltre la validità dei biomarcatori selezionati, in quanto le loro variazioni sono coerenti con un quadro tossicologico in cui l'entrata dei PFAS all'interno della cellula provoca un incremento della produzione di ROS in tutti i distretti, e tale condizione provoca danni non solo alle strutture cellulari, come la membrana plasmatica e quella dei lisosomi, ma anche a carico delle proteine del sistema antiossidante, il quale non è quindi adeguatamente in grado di contrastare la produzione di questi elementi citotossici. In conclusione, benché i biomarcatori selezionati non si siano rivelati utili per la valutazione dello stress acuto da esposizione a breve termine alle concentrazioni ambientali, possono certamente rappresentare una *smart methodology* in contesti di stress ambientale cronico.

Tale ipotesi è stata ulteriormente confermata dai risultati ottenuti nella valutazione ecotossicologica effettuata sulle dieci stazioni di raccolta, utilizzando i lombrichi come organismi bioindicatori e quattro biomarcatori. I risultati più rilevanti si sono ottenuti da tre di queste dieci stazioni, dove non sempre erano presenti elevati livelli di PFAS nel terreno o nell'acqua, ma i lombrichi ivi residenti dimostravano un cospicuo accumulo di PFAS nel loro corpo.

In particolare, nei lombrichi della stazione 4, localizzata in una zona che la Regione Veneto aveva indicato come area di attenzione (gialla), sono stati rilevati i livelli più alti di PFHxA, PFHpA, PFDA e PFUnA durante il campionamento di maggio 2019 (Figura 22). A questo corrispondono livelli alti di mortalità cellulare, produzione di ROS in tutti i compartimenti cellulari (citoplasma, mitocondri e nucleo) e capacità antiossidante totale, con incrementi che vanno dal 250% all'850% rispetto ai valori di normalità. Questi quattro PFAS esercitano quindi una risposta generalizzata dei diversi biomarcatori nel lombrico, ma la loro compresenza a livelli elevati non ci permette di identificare *early warning* specifici per ciascuno di essi.

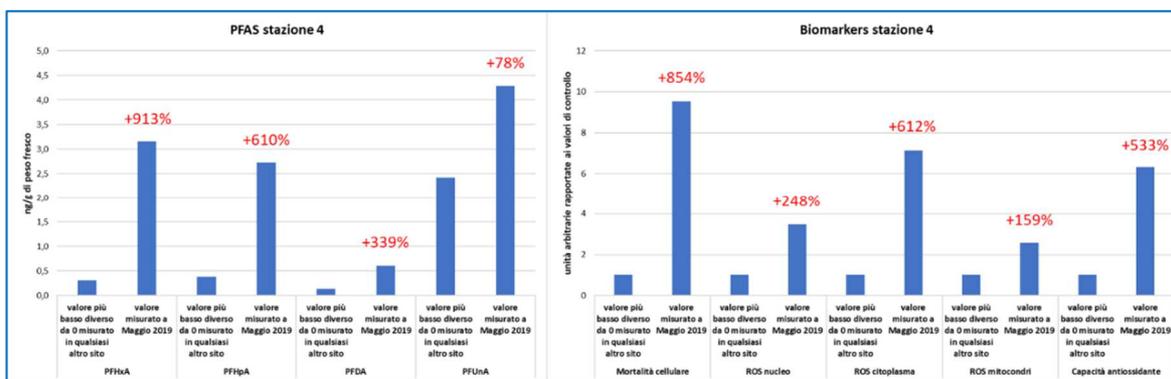


Figura 22. Livelli di PFAS e biomarcatori nei lombrichi della stazione 4 campionati a maggio 2019. I più alti livelli di PFHxA, PFHpA, PFDA e PFUnA corrispondono ad alti livelli di mortalità cellulare, produzione di ROS (in tutti i compartimenti cellulari) e capacità antiossidante.

Nei lombrichi della stazione 8, localizzata in una zona che la Regione Veneto aveva indicato come area di massima esposizione (rossa), sono stati rilevati i livelli più alti di PFBS durante il campionamento di giugno 2020 (Figura 23). A questo corrispondono livelli alti di produzione di ROS a livello mitocondriale (+250%). Questo biomarkatore può quindi essere proposto come *early warning* specifico per PFBS nello specifico organismo bioindicatore.

Nei lombrichi della stazione 9 (anche questa in area rossa) sono stati rilevati i livelli più alti di PFOA, PFPFDoDA e PFOS durante il campionamento di maggio 2019 (Figura 24). A questo corrispondono livelli alti di mortalità cellulare, con un incremento dell'800%. Pertanto, la mortalità cellulare può essere proposta come *early warning* specifico per questi PFAS nello specifico organismo bioindicatore, e in particolare di PFOA che dei tre è quello presente in maggiori quantità.

Nei lombrichi della stazione 9 sono stati rilevati i livelli più alti di PFNA durante il campionamento di ottobre 2019 (Figura 25). A questo corrispondono livelli alti di produzione di ROS nel nucleo (+250%). Questo biomarkatore può quindi essere proposto come *early warning* specifico per PFNA, utilizzando il lombrico come organismo bioindicatore.

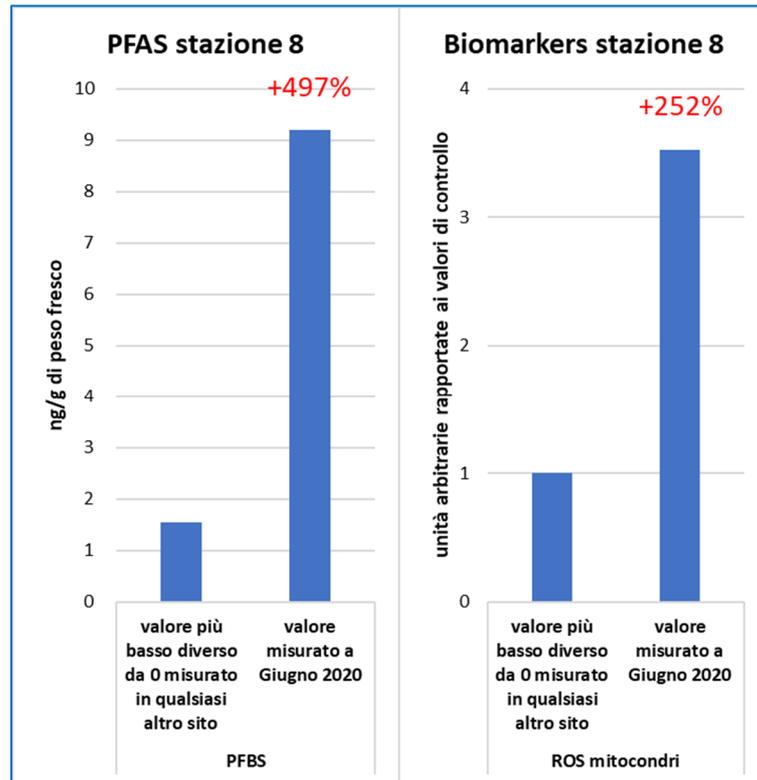


Figura 23. Livelli di PFAS e biomarcatori nei lombrichi della stazione 8 campionati a giugno 2020. I più alti livelli di PFBS corrispondono ad alti livelli di ROS nei mitocondri.

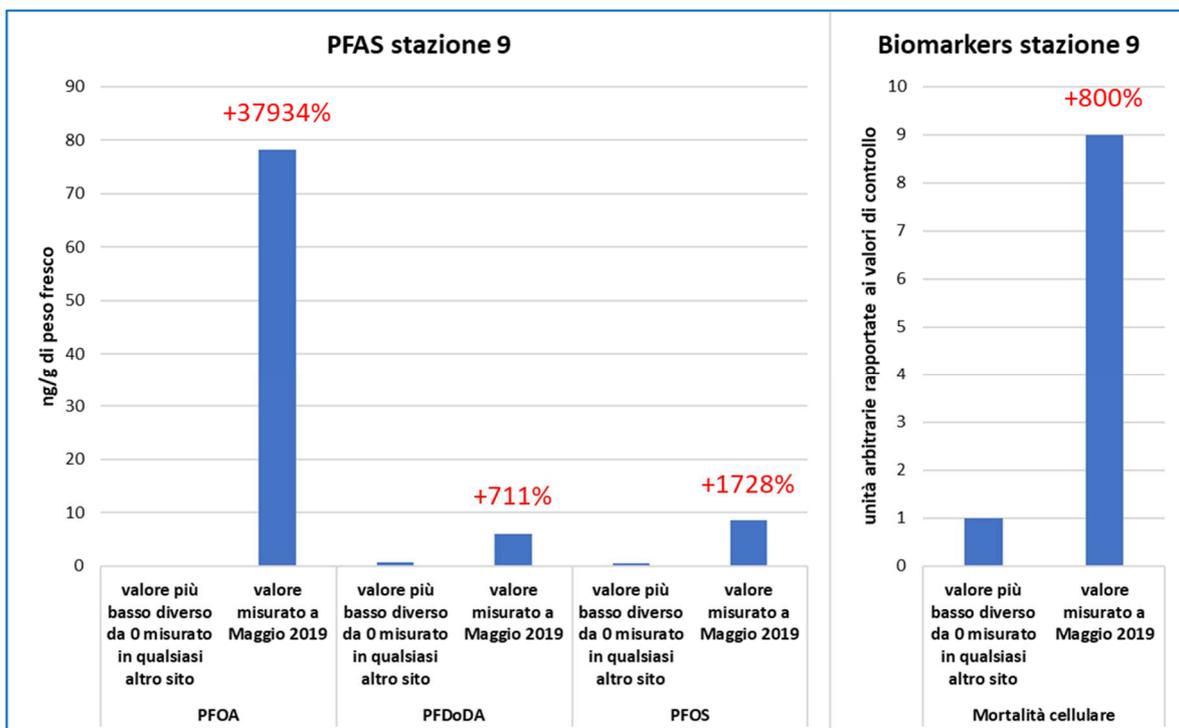


Figura 24. Livelli di PFAS e biomarcatori nei lombrichi della stazione 9 campionati a maggio 2019. I più alti di livelli PFOA, PFDODA e PFOS corrispondono ad alti livelli di mortalità cellulare.

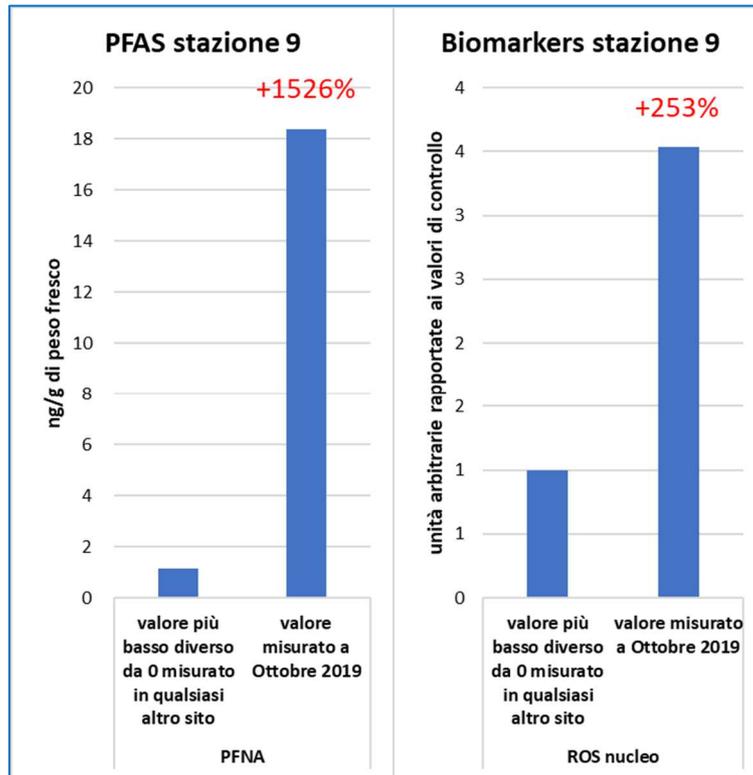


Figura 25. Livelli di PFAS e biomarcatori nei lombrichi della stazione 9 campionati a Ottobre 2019. I più alti di livelli PFNA corrispondono ad alti livelli di produzione di ROS nel nucleo.

Concludendo, possiamo confermare l'efficacia e l'utilità di utilizzare questo set di bioindicatori come *smart methodology* per la valutazione dell'impatto ambientale da PFAS. Benché sia stato utilizzato nella specifica realtà della regione Veneto, riteniamo che esso possa essere applicabile anche su aree di dimensioni maggiori, costituendo quindi uno approccio metodologico replicabile in altri contesti europei e mondiali. Lo strumento che abbiamo messo a punto è ovviamente implementabile, ad esempio migliorando la parte relativa all'analisi Comet.

Bibliografia

- Bonato, M., Corrà, F., Bellio, M., Guidolin, L., Tallandini, L., Irato, P., Santovito, G., (2020) PFAS Environmental Pollution and Antioxidant Responses: An Overview of the Impact on Human Field. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 17(21), 8020; <https://doi.org/10.3390/ijerph17218020>
- Brousseau, P., Fugère, N., Bernier, J., Coderre, D., Nadeau, D., Poirier, G., M. Fournier (1997) Evaluation of Earthworm Exposure to Contaminated Soil by cytometric assay of coelomocytes phagocytosis in *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta), *Soil Biology and Biochemistry* 29, 681-684. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00029-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00029-6)
- Martínez-Gómez, C., Bignell, J., Lowe, D. (2015) Lysosomal membrane stability in mussels. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences* vol 56, 41pp. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-240>
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1984). Earthworm, acute toxicity test. OECD Guidelines for testing of chemicals No. 207, OECD Paris.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2009). Bioaccumulation in terrestrial oligochaetes. Proposal for a new guideline for OECD Guidelines for the testing of chemicals. OECD Paris.
- Weeks, J.M., Svendsen, C. (1996) Neutral red retention by lysosomes from earthworm (*Lumbricus rubellus*) coelomocytes: A simple biomarker of exposure to soil copper. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 1801-1805. <https://doi.org/10.1002/etc.5620151022>

3.5 SPERIMENTAZIONE DI METODI INNOVATIVI PER LA DEPURAZIONE DELLE ACQUE: RESINE A SCAMBIO IONICO PER L'ACQUA POTABILE E FITODEPURAZIONE PER LE ACQUE IRRIGUE

Nell'ambito del progetto LIFE PHOENIX sono state sperimentate e sviluppate due metodologie innovative per contrastare e mitigare la diffusione e la concentrazione di Sostanze Alchiliche PerFluorurate (PFAS) nelle acque potabili e nelle acque superficiali usate per l'irrigazione. Per l'acqua irrigua si è testata la fitodepurazione in due condizioni differenti: in un piccolo impianto pilota e su più ampia scala in un'area umida di dimensioni reali.

Resine a scambio ionico per l'acqua potabile

L'impianto pilota

Si è individuata, e testata, la tecnologia delle resine a scambio ionico che, a differenza del carbone attivo, può essere adottabile anche per tipologie specifiche di PFAS a catena corta come il PFBS (acido perfluorobutanesulfonico) e il PFBA (acido pentafluorobenzoico). Inoltre, le resine hanno la possibilità di poter essere rigenerate e riutilizzate più volte direttamente in impianto. In questo modo si potrebbe avere un vantaggio di tipo ambientale, oltre che un vantaggio economico rispetto alla tecnologia con i filtri a carbone attivo.

La sperimentazione è avvenuta presso l'impianto di distribuzione acque potabili di Acque Veronesi s.c.a.r.l. (Figura 26), nei pressi di Lonigo (Vicenza), che possiede una presa d'acqua non più utilizzata perché contaminata da PFAS e che ci ha messo a disposizione un locale tecnico per l'allestimento dell'impianto pilota e per tutte le necessità logistiche (energia elettrica, approvvigionamento idrico, ecc.).



Figura 26. Sede di Acque Veronesi (s.c.a.r.l.) nei pressi di Lonigo (Vicenza):
a) Veduta aerea; b) Sito operativo dell'impianto pilota delle resine a scambio ionico

L'impianto pilota utilizza l'acqua con una portata minima, consente la misurazione e la regolazione mediante strumenti da campo e riduce gli effetti di interferenza con pareti o by-pass. La dimensione dell'impianto permette il trasporto e la resina è sostituibile o rigenerabile.

Come possiamo vedere dalla figura 27, l'impianto è completamente automatizzato, composto da un serbatoio (filtro) riempito con 50 litri di resina a scambio ionico e dotato di valvole che

permettono la gestione delle fasi di servizio e di rigenerazione. Accanto al serbatoio della resina è stato installato un serbatoio da 200 litri per la soluzione rigenerante. L'acqua grezza viene filtrata prima di attraversare il letto di resina. Una volta raggiunta la saturazione della resina, le valvole commutano in posizione di rigenerazione: l'ingresso di acqua grezza viene interrotto e la soluzione rigenerante viene pompata nel letto di resina esausto. Una volta completata la rigenerazione della resina, l'impianto torna in posizione di servizio.

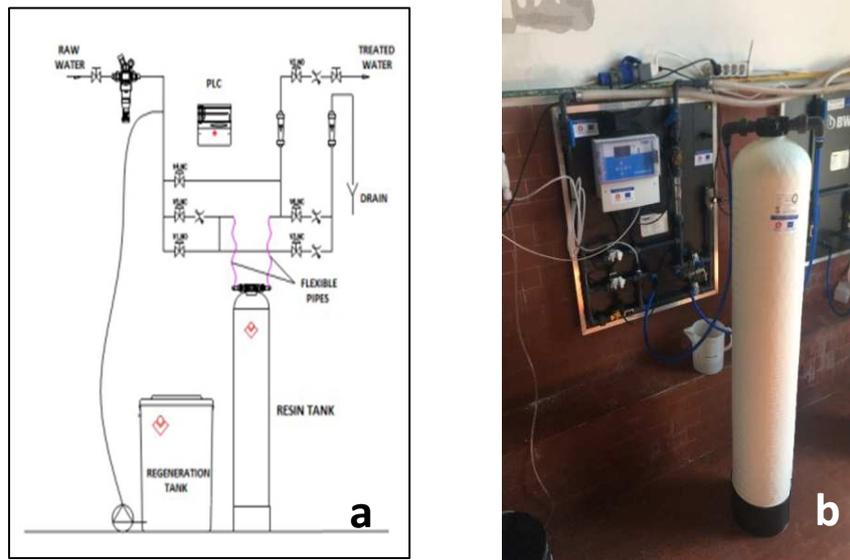


Figura 27. Impianto pilota: a) pannello di controllo; b) resine a scambio ionico rigenerabili

Si è affiancato all'impianto un secondo impianto fornito, però, di filtro con resine a scambio ionico non rigenerabili per avere, così, più dati da confrontare (Figura 28).

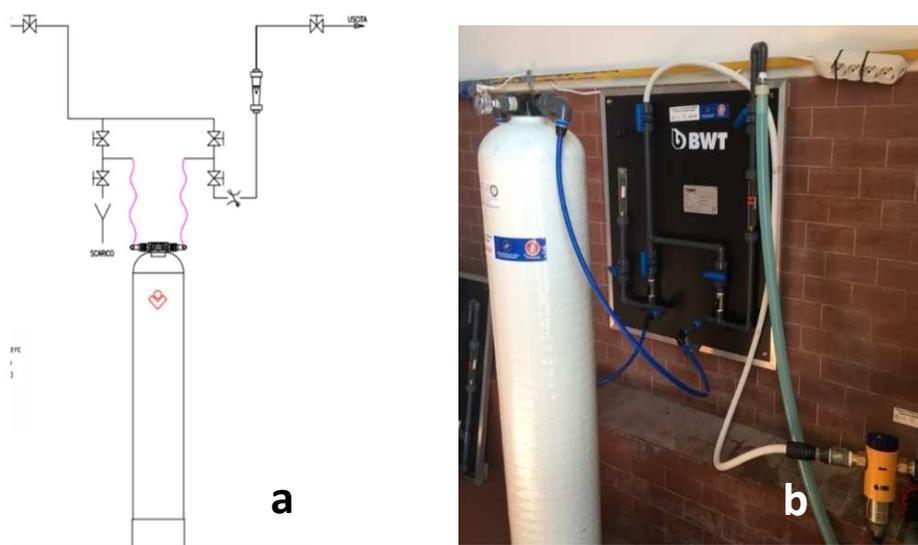


Figura 28. Impianto pilota: a) pannello di controllo; b) resine a scambio ionico non rigenerabili

Test di efficienza

Durante i diversi test effettuati, l'acqua è stata campionata in ingresso prima del filtro, in uscita separatamente dai filtri dei due diversi tipi di resine e dal filtro dell'impianto a carboni attivi. Si sono raccolte, così, tre diverse tipologie di campioni. In tutti i campioni è stata analizzata la concentrazione dei PFAS, calcolati il tasso di efficienza della resina e del carbone attivo con due parametri:

- il *Tempo di utilizzo* di ogni metodo prima del breakthrough (il momento in cui il contaminante fuoriesce dai filtri),
- l'*Indice di Adsorbimento* (AI – Adsorption Index) che permette di determinare la quantità di contaminante rimossa da una massa unitaria di filtro dall'inizio del test fino al "breakthrough", cioè prima che il contaminante fuoriesca. La formula usata è la seguente: $AI = M_{c,b}/M$, dove $M_{c,b}$ è la massa di contaminanti rimossi al "passaggio" e M è la massa dei filtri (Acque Veronesi s.c.a.r.l.).

Risultati dei test effettuati

I test sono stati effettuati a intervalli di 7-10 giorni da ottobre 2019 a febbraio 2020 per un totale di 110 giorni. Per ogni test sono stati raccolti 12 campioni di matrici d'acqua sia in entrata sia in uscita, sui quali sono state effettuate le analisi delle specie di PFAS (Tabelle 1 e 2):

- *Durata di utilizzo della resina*. Si è visto che il nostro sistema a resine a scambio ionico funziona per 34 giorni prima del "breakthrough".
- *Indice di Adsorbimento (AI)*. Durante i 34 giorni di funzionamento il nostro sistema ha trattato 378 m³ di acqua con una concentrazione di afflusso medio di 382,6 ng/L, ha rimosso una quantità totale di PFAS di 144,62 mg con un AI di 3,024. Il sistema a carboni attivi prima del "breakthrough", avvenuto a 91 giorni, ha trattato 933 m³ di acqua, rimuovendo 345,3 mg di PFAS con AI di 3,74. L'adsorbimento giornaliero dei PFAS, da parte della colonna a scambio ionico, risulta di 4,25 mg, quello della colonna a carbone attivo risulta di 3,79 mg.

Conclusioni

Entrambe le tecnologie si sono dimostrate valide per la depurazione delle acque potabili, con un indice di adsorbimento simile. Benché i dati siano comparabili a quelli dei carboni attivi, il positivo impiego delle resine consente di ampliare lo spettro di approcci metodologici relativamente alle problematiche delle acque potabili. In particolare, le resine a scambio ionico potrebbero risolvere il problema del mancato adsorbimento, da parte dei carboni attivi, delle molecole a basso numero di atomi di Carbonio, come PFBA e PFBS, e non solo, che hanno largamente sostituito i PFAS a 8 atomi di Carbonio (PFOA e PFOS), ora messi al bando.

Pertanto, dai dati ottenuti dalla sperimentazione si è visto che l'impiego delle resine a scambio ionico potrebbe essere considerato una tecnologia promettente con risultati interessanti e più modulabili rispetto all'impiego dei carboni attivi. Questa tecnologia, al momento, richiede ulteriore messa a punto per allungare la durata del loro tempo di utilizzo (per esempio implementare la matrice di saturazione) e per l'abbattimento dei costi per le attività di rigenerazione. In futuro, grazie a questi risultati, si potrebbero sperimentare degli impianti in cui vengano combinate queste due tecnologie.

Tabella 1. Impianto pilota a resine a scambio ionico: concentrazione di PFAS in ng/L nell'acqua in entrata durante la sperimentazione nel periodo 24 ottobre 2019 – 11 febbraio 2020

Data campionamento	PFBA	PFPeA	PFBS	PFHxA	PFHpA	PFHpS	PFHxS	PFOA Lineari*	PFNA	PFDA	PFOS Lineari*	TOTALE
24/10/2019	63	40	53	35	7	<5	12	131	<5	<5	18	359
31/10/2019	72	35	66	30	<5	<5	9	124	<5	<5	22	358
07/11/2019	70	46	67	43	8	<5	13	154	<5	<5	24	425
15/11/2019	45	40	62	40	7	<5	16	160	<5	<5	28	398
21/11/2019	57	36	64	32	8	<5	11	146	<5	<5	19	373
29/11/2019	46	35	65	40	7	<5	11	144	<5	<5	19	367
06/12/2019	58	41	61	47	7	<5	14	130	<5	<5	20	378
20/12/2019	46	35	65	40	7	<5	11	144	<5	<5	19	367
30/12/2019	42	33	52	35	6	<5	11	152	<5	<5	17	316
16/01/2020	47	28	67	30	8	<5	11	141	<5	<5	28	360
28/01/2020	42	27	55	32	9	<5	7	129	<5	<5	15	316
11/02/2020	58	31	57	32	9	<5	13	133	<5	<5	17	350

*Sostanze perfluoroalchile con catene lineari di atomi di carbonio superiori al 70%.

Tabella 2. Impianto pilota a resine a scambio ionico: concentrazione di PFAS in ng/L nell'acqua in uscita durante la sperimentazione nel periodo 24 ottobre 2019 – 11 febbraio 2020

Data campionamento	PFBA	PFPeA	PFBS	PFHxA	PFHpA	PFHpS	PFHxS	PFOA Lineari*	PFNA	PFDA	PFOS Lineari*	TOTALE
24/10/2019	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0
31/10/2019	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0
07/11/2019	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0
15/11/2019	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0
21/11/2019	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0
29/11/2019	10	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	10
06/12/2019	29	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	29
20/12/2019	46	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	46
30/12/2019	56	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	56
16/01/2020	56	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	56
28/01/2020	65	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	65
11/02/2020	37	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	37

*Sostanze perfluoroalchile con catene lineari di atomi di carbonio superiori al 70%.

Fitodepurazione per l'acqua irrigua

L'impianto pilota

Il Progetto LIFE PHOENIX è stato uno tra i primi progetti a livello europeo e il primo a livello italiano ad affrontare la problematica dei composti perfluorurati (PFAS) nelle acque irrigue, sperimentando metodi a basso impatto e a basso costo, come la fitodepurazione, per mitigare in modo naturale la concentrazione nelle acque irrigue di questi inquinanti.

Una prima fase dello studio ha visto l'allestimento di un impianto pilota di fitodepurazione per testare la capacità di assorbimento e stoccaggio dei PFAS da parte di una pianta acquatica, che fosse ubiquitaria in Veneto, come la *Phragmites australis*, chiamata comunemente fragmite o cannuccia di palude, pianta che cresce dove è disponibile acqua in abbondanza.

L'impianto è stato posizionato a Lonigo (Vicenza) presso i "Vivai Dall'Ava", che ci hanno fornito il supporto tecnico e logistico per poter effettuare i nostri test. La funzione principale dell'impianto è stata captare i PFAS provenienti da un pozzo contaminato, già esistente all'interno del vivaio.

L'impianto pilota (Figura 29) è composto da due vasche di plastica: la prima, più piccola (Figura 29a) è utilizzata come serbatoio di accumulo dell'acqua (1 m³ circa) e ha la funzione di alimentare la vasca principale (volume d'acqua 3 m³ circa, Figura 29b), contenente nella sezione centrale la fragmite.

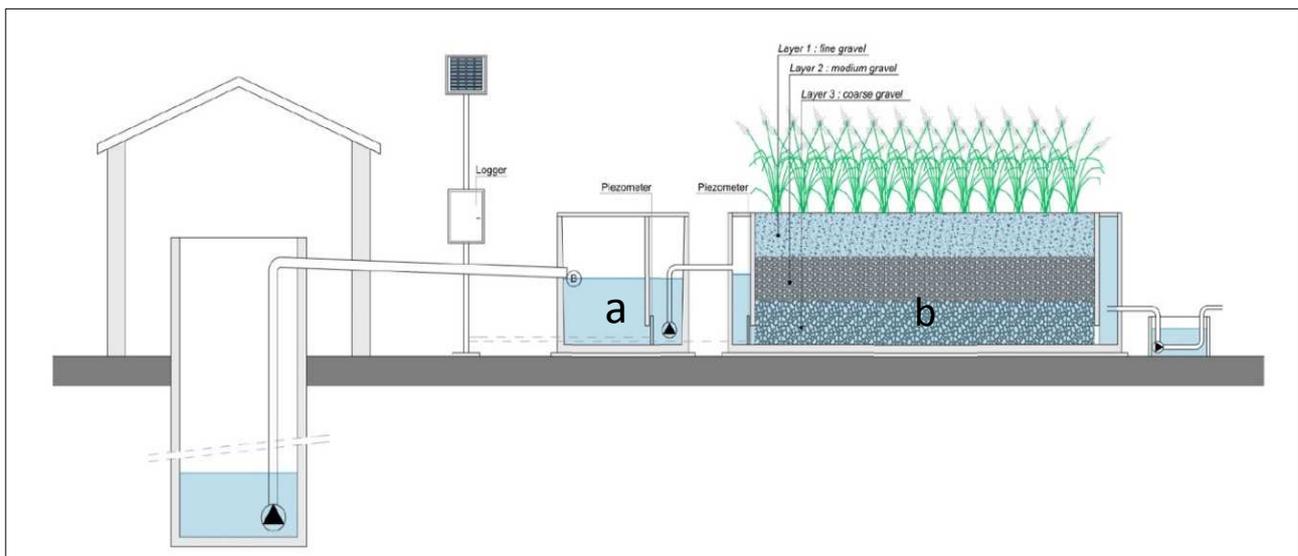


Figura 29. Schema di funzionamento di un impianto pilota di fitodepurazione:
a) serbatoio di accumulo dell'acqua; b) vasca principale

La vasca principale è riempita da un substrato costituito da tre strati di sassi di diversa granulometria: sul fondo, e quasi per 50 cm di altezza, troviamo ghiaia grossolana formata da ciottoli di 8-10 cm di diametro (Figura 30a); lo strato intermedio, alto 25 cm, è formato da ghiaia media (20-35 mm di diametro); l'ultimo strato, di 3-5 cm, è formato da ghiaia fine. A marzo del 2018, in questo sottile strato sono state piantumate 200 piantine di *Phragmites australis* (Figura 30b).

Le due vasche sono collegate alla fossa e tra loro da una serie di tubi e rubinetti. Per ottimizzare il funzionamento dell'impianto pilota sono stati inoltre installati due sonde (per la misurazione del livello dell'acqua in ogni vasca) e un timer (per attivare automaticamente le pompe per il riempimento dei due serbatoi).



Figura 30. Vasca principale: a) in allestimento con strati di pietrisco sul fondo; b) con giovani piante di *Phragmites australis* piantate da poche settimane

Funzionamento

In un impianto di fitodepurazione l'acqua viene pompata nel serbatoio di stoccaggio direttamente dal pozzo inquinato. Quindi, mediante l'utilizzo di una piccola pompa, l'acqua riempie la vasca principale contenente le piante e scorre lentamente all'interno della vasca principale fino al deflusso, impiegando alcuni giorni (da 5 a 7), cioè il tempo necessario per permettere alla fragmite di sequestrare gli inquinanti presenti nelle acque e compiere i suoi processi di fitodepurazione.

Il livello dell'acqua all'interno dei due serbatoi è regolato attraverso due piezometri ed è visualizzato in tempo reale su un portale web, mentre la velocità dell'acqua è regolata dall'afflusso della pompa.

Test di efficienza

Per provare la capacità di assorbimento dei PFAS, da parte di *Phragmites australis*, si sono eseguiti diversi test durante il progetto, per confermare o meno la capacità filtrante del sistema.

Per 7 giorni venivano registrate le concentrazioni di PFAS nell'acqua in entrata e in uscita dell'impianto pilota. L'intervallo di tempo tra il campionamento in ingresso e quello in uscita ha permesso, così, di confrontare adeguatamente i valori tra loro, dato il tempo di permanenza dell'acqua all'interno del sistema precedentemente valutato.

Impostazioni di sistema

Durante le attività di ricerca, inoltre, in tre diversi periodi del 2020, sono stati raccolti numerosi dati al fine di valutare tutte le variabili (es. precipitazioni di acqua piovana in ingresso, temperatura ambientale, concentrazione di PFAS, ecc.), utili per calcolare l'evapotraspirazione e il bilancio idrico nel sistema, oltre che la concentrazione dei PFAS nell'acqua in entrata e in uscita: il primo periodo è stato effettuato a giugno, il secondo a inizio settembre e il terzo, più intenso, a fine settembre. In figura 31 è possibile vedere il bilancio idrico calcolato.

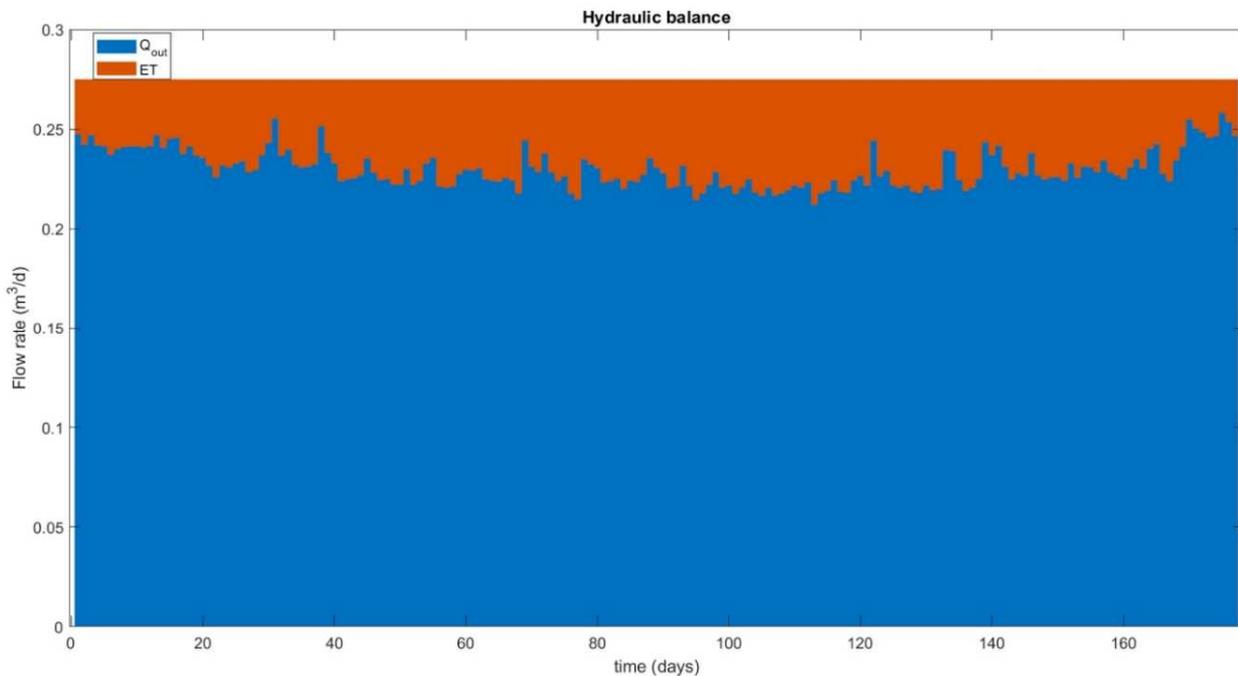


Figura 31. Impianto pilota di fitodepurazione - Bilancio di massa calcolato: Q_{out}, volume d'acqua totale in uscita; ET, volume d'acqua totale assorbita dalle piante dal processo di evapotraspirazione

Nel sistema del nostro impianto pilota il valore dell'afflusso di acqua era fisso (275 L/d) e il volume di deflusso poteva variare approssimativamente tra 210 e 250 L/d, con un volume di evapotraspirazione che era almeno il 10% in meno rispetto a quello dell'afflusso. Le concentrazioni di PFAS sono state registrate sia in entrata sia in uscita dal sistema dell'impianto pilota e i risultati sono riportati in Tabella 3.

I test sono stati eseguiti in più riprese durante la stagione di crescita delle piante (da aprile a settembre). I dati ottenuti hanno permesso di impostare il nostro modello matematico.

Risultati

Analizzando i dati in modo superficiale e considerando solo le concentrazioni, i risultati possono sembrare poco apprezzabili, perché l'acqua in ingresso e l'acqua in uscita dall'impianto pilota contengono circa la stessa concentrazione di PFAS. In realtà per comprendere la capacità di abbattimento di un'area umida si devono valutare i flussi di massa. Infatti, l'obiettivo primario di un impianto di trattamento è quello di ridurre il flusso di massa di un inquinante in uscita rispetto a quello in ingresso. Quindi, vanno considerate sia le concentrazioni di PFAS sia i flussi d'acqua.

Tabella 3. Concentrazione media di PFAS in ng/L in entrata e in uscita, rilevati nell'acqua dell'impianto pilota di fitodepurazione in giugno e in settembre 2020

PFAS	Test di Giugno (20 - 26)		Test di Settembre (6 - 12)		Test di Settembre (24 - 30)	
	Concentrazione Media Ingresso (ng/l)	Concentrazione Media Uscita (ng/l)	Concentrazione Media Ingresso (ng/l)	Concentrazione Media Uscita (ng/l)	Concentrazione Media Ingresso (ng/l)	Concentrazione Media Uscita (ng/l)
PFBA	806	736	1.306	1.029	1.001	1.005
PFPeA	472	455	1.004	881	642	614
PFHxA	464	416	757	642	590	566
PFHpA	102	96	86	96	123	123
PFOA	1.868	1.714	1.837	2.037	2.681	2.720
PFNA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFUnA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFDoDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFBS	444	467	512	546	517	542
PFHxS	34	38	<LOD	<LOD	36	39
PFOS	68	70	<LOD	60	70	67
TOTALE	4.258	3.992	5.502	5.291	5.660	5.676

Il flusso di massa corrisponde al flusso d'acqua moltiplicato per la concentrazione di PFAS e, mentre la concentrazione è pressoché la stessa sia nell'afflusso che nel deflusso, il volume del deflusso dell'acqua è chiaramente inferiore all'afflusso, a causa dell'effetto, non trascurabile, dell'evapotraspirazione nel "campionamento stagione".

Secondo il bilancio idraulico che abbiamo calcolato, il volume di evapotraspirazione era almeno il 10% del flusso in ingresso (Bettio D., 2018). In questo modo l'impianto aveva una capacità di abbattimento positiva per i PFAS.

Sono stati testati diversi modelli matematici per trovare quelli che meglio si adattassero alle nostre condizioni, al fine di ottenere la migliore stima del deflusso dell'acqua in funzione dell'evapotraspirazione delle piante.

Con un volume di afflusso di 275 L/d, ogni giorno veniva pompata nel sistema dell'impianto pilota una quantità di PFAS pari a circa 1.413.500 ng/d. Se consideriamo la capacità di abbattimento medio dell'impianto del 12% (che corrisponde alla riduzione del volume d'acqua in uscita) la quantità di PFAS assorbita dall'impianto pilota è pari a 169.620 ng/d. Tenendo presente che il sistema ha funzionato per 180 giorni, per un totale di 49,5 m³ di acqua immessa, abbiamo un abbattimento dei PFAS di 30,53 mg. Questo risultato sembra di gran lunga migliore di quanto

ipotizzato nel progetto LIFE PHOENIX (30 mg di abbattimento di PFAS per 250 m³ di acqua pompata nell'impianto pilota).

In conclusione, possiamo dire che l'impianto pilota di fitodepurazione è in grado di assorbire una apprezzabile quantità di PFAS dalle acque inquinate. Si tratta, però, di un'azione di mitigazione che non riduce subito la concentrazione di PFAS nell'acqua, come si può vedere nella Tabella 3, ma che, a lungo termine, potrebbe essere utilizzata come strategia di mitigazione per l'intero sistema di irrigazione.

Fitodepurazione in tre aree umide del Veneto

Una zona umida è una cosiddetta zona di transizione, un'area parzialmente coperta da acqua o satura d'acqua. All'interno dell'area di progetto sono state individuate tre differenti aree umide con caratteristiche simili (Figura 32):

- Ca' di Mezzo in zona verde (rischio basso da PFAS),
- Monselice in zona gialla (rischio medio da PFAS),
- Monastiero in zona rossa (alto rischio da PFAS).

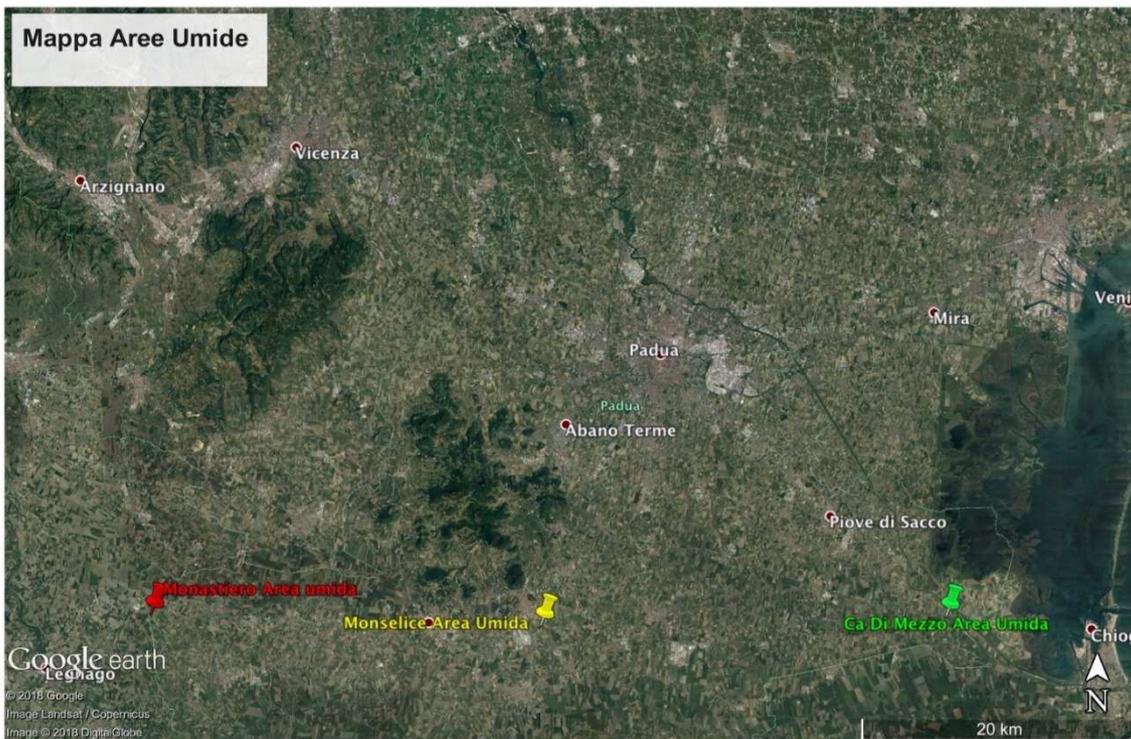


Figura 32. Mappa delle tre aree umide: Ca' di Mezzo - Padova (zona verde), Monselice - Padova (zona gialla) e Monastiero - Verona (zona rossa)

Le tre aree umide sono gestite dal Consorzio di Bonifica Adige Euganeo. Tutte e tre le aree umide hanno un punto di ingresso, dove entra l'acqua di irrigazione nel sistema, una serie di piccoli canali, o stagni, per diminuire la velocità del flusso dell'acqua e un punto di deflusso che potrebbe consentire la possibilità di gestire il deflusso per massimizzare la capacità di fitodepurazione e assorbimento delle piante. Le concentrazioni di PFAS sono state registrate sia in ingresso che in uscita e i risultati sono riportati in tabelle suddivise per ciascuna zona umida (vedi Tabelle 4 - 7).

Tabella 4. Aree umide: Concentrazione media di PFAS in ng/L misurata nell'acqua in entrata e in uscita

AREE UMIDE	Ca' di Mezzo		Monselice		Monastiero	
	Concentrazione Media		Concentrazione Media		Concentrazione Media	
	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita
PFBA	38	9	14	13	59	9
PFPeA	20	<LOD	7	8	7	5
PFHxA	40	3	14	13	7	6
PFHpA	20	<LOD	4	4	3	2
PFOA	31	10	17	17	116	10
PFNA	9	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFDA	3	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFUnA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFDoDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PFBS	13	6	7	7	74	50
PFHxS	<LOD	<LOD	3	3	<LOD	<LOD
PFOS	5	0	0	0	58	0
TOTALE	179	28	66	65	324	82

Tabella 5. Flusso d'acqua giornaliero nelle tre aree umide

Flusso	Ca' di Mezzo		Monselice		Monastiero	
	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita
m ³ /giorno	21.600	17.280	12.960	8.640	8.640	7.776

Tabella 6. Flussi di massa dei PFAS in entrata e in uscita nelle tre aree umide indagate

PFAS	Ca' di Mezzo		Monselice		Monastiero	
	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita
g/giorno	3,87	0,48	0,86	0,56	2,8	0,64

Tabella 7. Risultati delle tre diverse aree umide

Area Umida	V _{in} (m ³)	V _{out} (m ³)	PFAS _{in} (ng/l)	PFAS _{out} (ng/l)	PFAS (g) inlet	PFAS (g) outlet	Abbattimento %
Ca' di Mezzo	3.888.000	3.110.400	179,0	28,0	696,0	87,1	87,5
Monselice	1.000.944	846.834	66,0	65,0	66,1	55,0	16,7
Monastiero	194.400	174.960	324,0	82,0	63,0	14,3	77,3

Risultati

I risultati dei test nelle aree umide sembrano molto incoraggianti. In particolare, nelle due aree, Ca' di Mezzo e Monastiero, risulta un'efficienza di abbattimento dei PFAS dell'87,5% e del 77,3% rispettivamente. Per quanto riguarda, invece, l'area umida di Monselice, l'efficienza di abbattimento dei PFAS risulta del 16,7% molto inferiore rispetto le altre due. Questo dato, non confrontabile con le efficienze osservate per le altre due aree umide, risente di un'importante gestione da parte del Consorzio di Bonifica Adige Euganeo, che utilizza l'area come cassa di espansione, o bacino di accumulo, in funzione delle diverse condizioni climatiche e stagionali. Ciò comporta che l'area subisca in modo non regolare significative riduzioni delle portate trattate.

L'eterogeneità di questi sistemi rende assai delicata la valutazione dell'efficienza di questi impianti (Kadlec R. and Wallace S., 2008): le aree umide Ca' di Mezzo e Monastiero sono alimentate in continuo mediante un canale in linea, mentre l'area umida di Monselice è alimentata mediante un impianto di sollevamento attivato a seconda delle necessità di gestione.

Conclusioni

L'impianto pilota di fitodepurazione ha dato buoni risultati, confermati, anzi superati poi, dalle prove nelle aree umide su scala reale. Lo strumento della fitodepurazione si è dimostrato una strategia di grande rilievo per mitigare i PFAS presenti nelle acque irrigue. Al momento, non sono allo studio né in applicazione altri sistemi di mitigazione delle acque. In Italia, è il primo tentativo in campo ambientale di utilizzo della fitodepurazione per i PFAS, una metodologia a basso impatto e a basso costo.

I risultati apprezzabili della sperimentazione con l'impianto pilota sono stati un forte stimolo all'applicazione dei test su scala reale, in particolare in tre aree umide gestite dal Consorzio di Bonifica Adige Euganeo, con concrete possibilità di poter valutare i flussi di massa in ambienti naturali e, quindi, di seguire la mitigazione dei PFAS nell'acqua.

Attualmente la Regione Veneto ospita oltre 300 aree umide di vario tipo e, almeno la metà, sarebbero utilizzabili per poter applicare fin d'ora la fitodepurazione.

Sulla base dei risultati osservati possiamo affermare che il sistema della fitodepurazione è una metodologia applicabile per la mitigazione della concentrazione dei PFAS nelle acque irrigue e replicabile in situazioni analoghe a quella presa in esame nel progetto LIFE PHOENIX.

Perché il sistema funzioni su larga scala, però, è indispensabile attuare azioni sinergiche tra i diversi "attori" del territorio, per cercare un modello più avanzato di *governance* dell'agroambiente.

I punti da prendere in considerazione, in ogni caso, potrebbero essere:

- Rivedere e riprogrammare la gestione dell'attività di potatura e sfalcio dei fossi e delle aree umide in generale, adottando regole mirate, in modo da recuperare il materiale prodotto e, nel caso fossero presenti i PFAS, trattarlo come un possibile rifiuto, evitando così il loro rilascio nell'ambiente.
- Aggiornare e ampliare le norme attualmente vigenti in tema di rifiuti, in modo da poter gestire lo sfalcio delle aree umide per un eventuale conferimento verso impianti di smaltimento specifici.
- Pensare a una gestione innovativa delle acque irrigue, in cui le aree umide siano degli snodi centrali del sistema "*phytoremediation*" della maggior parte delle acque irrigue presenti nel territorio della Regione Veneto. Si dovrebbe, inoltre, ripensare la gestione dei fossi e dei canali di secondo livello, trattandoli alla stregua di aree umide diffuse. Ciò andrebbe ad aumentare la fruibilità del territorio anche sotto l'aspetto naturalistico.

Infine, la possibilità di un impiego ad ampio raggio della fitodepurazione, per sottrarre dall'acqua di irrigazione i PFAS, potrebbe essere un "valore aggiunto" nella percezione della qualità della filiera agro-alimentare della Regione Veneto.

Bibliografia

- Bettio D. (2018). Analisi e modellazione del funzionamento di un impianto pilota di "fitorisanamento" per l'estrazione di composti PFAS dall'acqua. Tesi di Laurea Magistrale in Ingegneria Ambientale. Gruppo di ricerca LASA del Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università di Padova Università di Padova.
- Kadlec R. and Wallace S. (2008). Treatment Wetlands. Ed. CRC Press: pp 1046.
- 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 Res.91:137-46. doi: 10.1016/j.watres.2015.12.039.

3.6 VALUTAZIONE DELL'IMPATTO SOCIO-ECONOMICO DELLA CONTAMINAZIONE DA PFAS

Il calcolo dei benefici sociali: l'applicazione di una meta-analisi

La stima dei benefici economici di una specifica policy (o regolamentazione) richiede una buona conoscenza delle diverse metodologie adottabili a tale scopo. Nell'ambito degli interventi di mitigazione ambientale, come sviluppati nel progetto LIFE PHOENIX nelle azioni B.3 e B.4, il problema principale nell'analisi dei benefici è legato alla valutazione delle cosiddette non-market commodities. Queste ultime sono risorse ambientali il cui prezzo non è chiaramente definito poiché non vengono scambiate in un mercato reale (perché sono beni non escludibili o separabili) e quindi una variazione della loro quantità o qualità non è intuitiva da monetizzare.

Nell'ambito del progetto LIFE PHOENIX, la commodity il cui livello cambierebbe grazie alle strategie di mitigazione introdotte è rappresentata dalla qualità dell'acqua potabile e irrigua. Infatti, dal punto di vista economico, una riduzione della contaminazione da PFAS può essere considerata equivalente ad un aumento della qualità dell'acqua, il cui valore monetario rappresenta un beneficio sociale per le famiglie che vivono nell'area contaminata. Poiché non esiste alcun mercato reale per la qualità dell'acqua, il procedimento di valutazione volto a monetizzare una variazione positiva del suo livello si basa sulla teoria economica classica delle preferenze e dell'utilità individuali. Nonostante i servizi ecosistemici non siano regolarmente scambiati, infatti, gli individui conservano sempre una valutazione personale sull'utilità che ne ricavano rispetto ad altri beni disponibili.

La migliore strategia attuabile per stimare il valore monetario di una risorsa ambientale, quindi, prevede indagini in cui agli individui viene chiesto direttamente quanto valorizzano monetariamente una specifica variazione del livello qualitativo / quantitativo di un servizio ambientale. In particolare, la valutazione economica di un certo miglioramento ambientale è generalmente misurata come la quantità di denaro - in un'unità di conteggio fissa (ad esempio, € / 2018) - che un individuo sarebbe disposto a pagare per ottenere quel miglioramento. Quest'ultima quantità è tecnicamente denominata Willingness to Pay (WTP) ed è il risultato della nostra meta-analisi per l'area PFAS.

Quindi, è chiaro che la valutazione del WTP per un cambiamento di qualità ambientale richiederebbe dati raccolti da un'indagine ben progettata e distribuita nell'area contaminata. In effetti, la strategia di first best per stimare i benefici sociali del progetto LIFE PHOENIX sarebbe quella di interrogare direttamente¹ le famiglie che vivono nell'area rossa, arancione e gialla su quanto sarebbero disposte a pagare per ripristinare il livello di qualità dell'acqua potabile / irrigua.

Tuttavia, nel nostro contesto i limiti di natura finanziaria ed i vincoli di tempo sono significativi, come spesso accade negli studi di valutazione ambientale. In tal caso, un'alternativa ottimale sviluppata in letteratura per stimare i benefici derivanti dal cambiamento della qualità dei servizi ecosistemici è applicare la metodologia del benefit transfer. Il benefit transfer è definito come la procedura di "adattare i valori stimati da ricerche passate per monetizzare il valore di un

¹ Applicando metodi di valutazione ampiamente utilizzati negli studi ambientali: Averting Expenditure (preferenze rivelate); Contingent Valuation (preferenze dichiarate); Spese di viaggio (preferenze rivelate); Hedonic pricing (preferenze rivelate).

cambiamento simile, ma separato, in una risorsa ambientale differente". In contesto di valutazione ambientale, i valori per la WTP per un certo cambiamento di qualità di una risorsa ecosistemica, stimati da precedenti documenti empirici in diversi siti (study sites), vengono combinati e applicati per la stima dello stesso valore in un nuovo, ma simile contesto (policy site).

In particolare, una delle procedure finalizzate alla valorizzazione del benefit transfer è la Meta-Analisi, definita come una sintesi sistematica e quantitativa dei risultati riportati all'interno di contributi scientifici esistenti sulla valutazione della stessa risorsa ambientale oggetto di analisi. Dopo la raccolta di diversi articoli scientifici con un esito empirico comune, viene indagata la relazione dei valori stimati (nel nostro caso WTP per una maggiore qualità dell'acqua) con le caratteristiche socio-economiche di ciascun sito (core-economic variables - ad es. densità di popolazione, sesso, età) e / o le caratteristiche metodologiche del documento specifico (study design variables - ad esempio, come vengono raccolti i dati, come viene formulata la domanda sulla WTP).

Inizialmente, abbiamo selezionato tutti gli studi volti a valutare incrementi della qualità delle acque sotterranee in generale, raccogliendo un totale di oltre 90 studi. Successivamente, tra loro abbiamo scelto solo quelli che rispettano una serie di criteri di selezione definiti come di seguito:

1. Gli articoli devono stimare lo stesso risultato economico: WTP annuale per una migliore qualità dell'acqua potabile;
2. I risultati sulla WTP devono essere disponibili nello studio sotto forma di media o mediana della distribuzione;
3. Un evento di contaminazione prima dell'indagine non è stato ritenuto una condizione necessaria per giudicare uno studio di valutazione adatto al nostro scopo, poiché abbiamo deciso di controllare la contaminazione direttamente nella funzione di regressione;
4. Sono esclusi gli studi che valorizzano la qualità delle acque sotterranee che non specificano se l'acqua sotterranea oggetto dell'analisi sia utilizzata come fonte per uso potabile e domestico;
5. Escludiamo gli studi che dichiarano in maniera esplicita la cattiva qualità dei loro risultati a causa dell'asimmetria tra le caratteristiche del campione intervistato e la popolazione target.

Infine, è fondamentale precisare che abbiamo scartato tutti gli studi che indagano sui cambiamenti di qualità dell'acqua potabile nei paesi in via di sviluppo, perché in tal caso si cadrebbe in un errore di commodity inconsistency.

Filtrando in base a questi criteri, abbiamo ottenuto un totale di 40 studi e 72 osservazioni. Un elenco completo delle ricerche selezionate è fornito nella Tabella 8.

Tabella 8. elenco di documenti che stimano il WTP in siti di studio analoghi selezionati per la MA.

Study	Year	Study site	Contaminant
Harrington et al.	1986	Luzerne County, Pennsylvania, US	Giardia
Edwards	1988	Cape Cod, Massachussets (Barnstable and Plymouth Counties)	Nitrate
Shulz & Linsday	1990	Dover, New Hampshire	Generic contaminants
Abdalla et al.	1992	Perkasie, southeastern Pennsylvania	TCE
Musser et al.	1992	Milesburg, Pennsylvania	Giardia
Sun et al.	1992	Dougherty County, Georgia	Agricultural chemicals
Collins & Stainback	1993	West Virginia	Bacteria contaminatin
Du Vair & Loomis	1993	California, US	Heavy metals
Hauser & Van Kooten	1993	Abbotsford region of british columbia, Canada	Nitrate
Jordan & Einagheeb	1993	Georgia	Nitrate
Wattage	1993	Iowa, US	Acgricultural chemicals
Bergstrom, J.C. and J.F. Dorfman	1994	Dougherty County, Georgia	Agricultural chemicals
Powell et al.	1994	Massachussetts, Pannysilvania, New York	TCE, Dissel fuel
Tervonen et al.	1994	Oulu, Finland	N.C.
Laughland et al.	1996	Milesburg, Pennsylvania	Giardia
Cho	1996	Southwestern Minnesota	Copper and sulfates
Crutchfield et al.	1997	Mid-columbia basin	Nitrate
Luzar & Cosse	1998	Lousiana, US	N.C.
Piper	1998	Montana, US	N.C.
Poe & Bishop	1999	Portage County, Wisconsin	Nitrate
Abrahams et al.	2000	Georgia, US	Generic contaminants
Bergstrom et al.	2001	Aroostock County, Maine	Nitrate
Epp & Delavand	2001	Lebanon and Lancaster counties, Pennsylvania	Nitrate
Koss, P. and M.S. Khawaja	2001	California, US	Water shortage
Eisen-Hect & Kramer	2002	Catawba basin, US	N.C.
Hurley et al.	1999	Iowa, US	
Um et al.	2002	Pusan, South Korea	E. Coli and nitrate
Kim & Cho	2002	Southwester Minnesota	Copper
Brox et al.	2003	Grand River, Souther Ontario	Chemical spills
Nielsen et al.	2003	Denmark	Toxic substances
Dupont 2005	2005	Canada	E. coli
Genius & Tsagarakis	2006	Haraklion, Greece	Water shortage
Aulang et al.	2006	Alsace Region, France	Clorinant solvents
Genius et al.	2008	Rethymno, Greece	Soil infiltration
Beaumais et al.	2010	10 OECD countries (Italy, Korea and Brazil)	N.C.
Kanishi & Adachi	2010	Minnesota, US	Arsenic
Polyzou et al.	2011	Mitylene, Greece	Water shortage
Kwak et al.	2013	Pusan, South Korea	N.C.
Alvarez & Asci	2014	Florida	
Tanellari et al.	2015	Northern Virginia and Maryland	Generic contaminants
Nielsen-Pincus et al.	2017	The McKenzie River watershed, Oregon	N.C.
Chatterjee et al.	2017	Jacksonville, Florida	Chemical components
Guerrini et al.	2018	Italy, Province of Verona	N.C.

La meta-analisi è implementata stimando un modello di regressione che spiega come i risultati della WTP di tutti gli studi selezionati variano in base a: un insieme di variabili economiche fondamentali del paese/regione considerati; alcune variabili metodologiche che controllano, per gli articoli selezionati, l'eterogeneità della metodologia applicata nel processo di raccolta e analisi dei dati.

Il modello log-log stimato per lo studio s è il seguente:

$$\ln(WTP)_s = \beta_1 mean_s + \beta_2 elicitation_s + \beta_3 payment_s + \beta_4 contamination_s + \beta_5 CVM_s + \beta_6 phone_s + \gamma_1 income_s + \gamma_2 density_s + \gamma_3 sex_s + \gamma_4 age_s + \gamma_5 education_s + \epsilon_s$$

Dove la variabile dipendente è $\ln(WTP)_s$ = Log naturale della disponibilità annuale a pagare per famiglia stimata nello studio espressa in \$ 2018.

Le variabili esplicative, secondo l'approccio WSTU, sono divise in due gruppi. Le variabili del disegno dello studio sono le seguenti:

- $mean_s$: 1 se la WTP stimato è la media della distribuzione; o se la WTP stimato è la mediana della distribuzione;
- $elicitation_s$: 1 se scelta dicotomica nella domanda WTP; o altrimenti;
- $payment_s$: 1 se il veicolo di pagamento utilizzato nel sondaggio è una tassazione extra sulle bollette dell'acqua; o altrimenti;
- $contamination_s$: 1 se la valutazione è correlata a un evento di contaminazione; o se non lo è;
- CVM_s : 1 se lo studio utilizza i metodi di contingent valuation; o se lo studio utilizza altre metodologie;
- $phone_s$: 1 se l'indagine è condotta tramite interviste telefoniche; o altrimenti;

Mentre le principali variabili economico-demografiche sono le seguenti:

- $income_s$: Logaritmo naturale del reddito personale annuo medio nel sito dello studio in \$/2018
- $density_s$: logaritmo naturale della densità di popolazione nel sito di studio in h/km² ;
- age_s : 1 se l'età media nel sito è maggiore o uguale a 45 anni; o altrimenti;
- sex_s : 1 se la percentuale di donne nella popolazione è maggiore o uguale al 50%; o altrimenti;
- $education_s$: Percentuale di persone nella popolazione che ha conseguito un diploma di laurea o superiore.

La funzione di valutazione si comporta correttamente dal punto di vista statistico, con una percentuale di varianza spiegata dal modello (R^2) pari al 98% e nove su undici parametri stimati significativamente diversi da zero (otto dei quali a livello di significatività dell'1% e uno al 5%).

In particolare, da un punto di vista metodologico, la stima della WTP è significativamente più alta se si considera la media dei valori raccolti rispetto alla mediana ($\beta_1 = 0.7785$), se il metodo di scelta dicotomica è applicato nella domanda sulla WTP ($\beta_2 = 0.6437$) e se la WTP è ottenuta dopo un precedente evento di contaminazione ($\beta_4 = 0.7785$). Guardando le caratteristiche socio-economiche, invece, la stima della WTP è significativamente più alta per gli individui con reddito più alto ($\gamma_1 = 0.3821$), anziani ($\gamma_4 = 0.8448$) e per le donne ($\gamma_3 = 1.2096$). Infine, la stima della WTP è significativamente inferiore quanto maggiore è la densità di popolazione del policy site ($\gamma_2 = -0.1749$).

Utilizzando i parametri stimati in Tabella 9, e inserendo nella funzione di regressione le variabili esplicative dell'area PFAS si ottiene una WTP annuale che si trova nell'intervallo [267,48 €; 496,13 €] per nucleo familiare, dato un errore di misurazione del 30% applicato alla stima puntuale.

Dato il numero di famiglie che vivono in ciascuna area (Rossa, Arancione, Gialla), i benefici sociali annuali derivanti da una riduzione dell'inquinamento dell'acqua potabile PFAS si collocano quindi nell'intervallo [33.432.466,94 €; 62.088.867,17 €]².

² Anche se questo intervallo sembra essere piuttosto ampio, la letteratura suggerisce che l'errore di misurazione è il difetto principale della procedura di trasferimento dei benefici. Di conseguenza, per superare questa fonte di inesattezza è necessario un margine del 30% sulla stima puntuale.

Tabella 9. Parametri stimati dalla regressione della meta-analisi (funzione del valore).

Source	SS	df	MS	Number of obs	=	72
Model	1965.3862	11	178.671473	F(11, 61)	=	317.03
Residual	34.3778178	61	.563570783	Prob > F	=	0.0000
				R-squared	=	0.9828
				Adj R-squared	=	0.9797
Total	1999.76402	72	27.7745003	Root MSE	=	.75071

ln_WTP	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
mean	.7785108	.2374209	3.28	0.002	.3037584 1.253263
elicitation	.6437578	.2078202	3.10	0.003	.2281957 1.05932
payment	-.4500623	.2087158	-2.16	0.035	-.8674154 -.0327092
contamination	.6880508	.2462852	2.79	0.007	.195573 1.180529
CVM	-.4419198	.3739158	-1.18	0.242	-1.189611 .3057711
phone	.2293906	.2821408	0.81	0.419	-.3347849 .793566
income	.3821446	.0539489	7.08	0.000	.2742671 .4900221
density	-.1749186	.0601461	-2.91	0.005	-.2951883 -.054649
sex	1.209659	.2053935	5.89	0.000	.7989494 1.620369
age	.8448168	.2159875	3.91	0.000	.4129231 1.276711
education	.1158186	.0363882	3.18	0.002	.0430558 .1885813

L'analisi dei costi sanitari in casi emergenziali di contaminazione: l'esperienza della Regione Veneto

L'analisi dell'impatto socio-economico del progetto è stata implementata con un focus sul Programma di Sorveglianza Sanitaria organizzato dalla Regione Veneto per la popolazione target. Le organizzazioni coinvolte sono: Regione Veneto, per la progettazione e coordinamento del Piano di Vigilanza Sanitaria, Aulss 8 Berica, Aulss 9 Scaligera e l'Agenzia Arpav per le analisi di laboratorio.

Si è proceduto all'individuazione delle fasi del Piano di Sorveglianza Sanitaria, individuando tre fasi principali: fase preliminare, con studi e valutazioni per l'adozione del piano di sorveglianza sanitaria e convocazione della popolazione interessata, fase di analisi di primo livello, con colloquio sulle caratteristiche socio-demografiche, anamnesi personale e test su sangue e urine, ed infine una fase di secondo livello, con visite specialistiche e prestazioni mediche.

È stato consegnato un questionario a tutte le istituzioni coinvolte al fine di raccogliere le informazioni ed i dati necessari, relativi alle spese sostenute in questo programma (già pre-centralizzato dalla Regione Veneto), quindi le informazioni raccolte sono state riclassificate secondo criteri comuni e omogenei.

Il primo ciclo del programma di monitoraggio, iniziato alla fine del 2016, doveva concludersi entro il 2020, ma a causa della pandemia Covid19 ci sono state diverse interruzioni delle attività e la fine prevista è stata posticipata al 2021. Pertanto, entro la fine del progetto LIFE PHOENIX le attività di monitoraggio sono ancora in corso e di conseguenza alcune valutazioni devono essere considerate non definitive e limitate ai dati esistenti. Lo scopo di questa analisi è quello di elaborare una ricognizione dei costi sanitari, diretti e indiretti, necessari per sviluppare ulteriori valutazioni economiche, intese come confronto di linee di azione alternative in termini di costi e conseguenze (Drummond et al., 2015). Inoltre, queste valutazioni parziali potrebbero fornire informazioni utili ai modelli di whole-disease nel confrontare i costi previsti con i dati reali (Buja et al., 2021).

Raccolta dati dei costi relativi all'emergenza. Piano di sorveglianza sanitaria sulla popolazione esposta a PFAS

I *Costi Diretti* ammontano a 3.853.333 € relativi alle diverse fasi di attività di monitoraggio, pianificazione e coordinamento, distribuzione del questionario, prima fase di esami e prelievo campioni, seconda fase di controllo ed esami specialistici:

- Il costo per la predisposizione e gestione del piano di sorveglianza sanitaria (ore di lavoro Dirigenti Sanitari, Personale Settore Sanitario, dipendenti Sezione Amministrativa) e coordinamento tra le Istituzioni dal 2016 in poi ammonta a 856.643,52 €. Tale costo è stato stimato moltiplicando le ore del personale coinvolto con la Standard Cost Table della Regione Veneto disponibile per il progetto LIFE PHOENIX nel 2017.
- Il costo unitario delle lettere: Il costo delle lettere, elaborazione, stampa, imbustamento e affrancatura (compreso il costo del personale amministrativo) ammonta a 143.583,00 € è stato stimato moltiplicando il numero di lettere inviate per il costo unitario stimato necessario alla produzione.
- Il servizio postale esterno, comprese le attività amministrative per l'elaborazione dei testi, la preparazione degli ordini del giorno, la creazione degli inviti, l'estrazione dei file, l'inserimento dei dati del software postale, ammonta a 72.559,46 € è stato stimato moltiplicando il numero di lettere inviate per il costo unitario del necessario per la consegna.
- Il numero di persone coinvolte nel Primo Livello del programma di screening alla DGRV 2133/2016 e DGRV 691/2018 e il relativo invito: 85.157 sono le persone invitate a inizio marzo 2021 e 94.331 è il numero di lettere inviate (incluso ulteriori progressi e sollecitazioni).
- L'attività di Primo Livello è iniziata a dicembre 2016 con interviste e prelievo di campioni di sangue / urine e il costo stimato ammonta a 2.324.027,72 € comprensivo degli strumenti e delle analisi aggiuntive fornite da Arpav, quindi i costi che corrispondono all'analisi sierologica e gli investimenti in apparecchiature per analisi di screening sierologico (cromatografo in fase liquida ad alte prestazioni e preparazione di sistemi robotici automatizzati per i campioni biologici).
- L'attività di Secondo Livello è iniziata a dicembre 2017 con esami specialistici e il costo stimato ammonta a 456.519,63 €. Abbiamo cercato il numero di soggetti sottoposti al primo e secondo livello di (esami di follow-up ad hoc) considerando approfondimenti ad hoc in centri interni, cardiologici o antidiabetici.

I *Costi Indiretti* sono considerati come costi relativi a pazienti e familiari non direttamente imputabili al SSN e richiedono valutazioni puramente economiche (≠ finanziarie). Abbiamo ricercato il numero di individui soggetti al primo livello di analisi considerando diverse modalità di convocazione (dati estratti dal Sistema Informativo Regionale). Questa informazione è stata rilevante per stimare la quantità di tempo dedicata dalla popolazione al programma di sorveglianza sanitario. Altre informazioni rilevanti per la stima sono state la permanenza media dei pazienti all'interno delle cliniche AULss, il tempo medio dedicato alla consegna e alla consulenza a un paziente.

Al fine di fornire una valutazione economica del tempo dedicato si è proceduto prima ad ottenere una stima del valore monetario di un'ora di tempo libero e tempo di lavoro, seguendo la metodologia del valore aggiunto al PIL (De Luca, 2000). Per la stima del valore del tempo abbiamo adottato il valore "sociale" del tempo rispetto al contributo marginale al PIL locale (Veneto), raggiungendo un valore di 1.205.544,21 € come stima del tempo dedicato.

Conclusioni

La meta-analisi sviluppata all'interno del progetto LIFE PHOENIX ha prodotto un modello econometrico esportabile in cui le stime della WTP (Willingness to Pay) per una migliore qualità dell'acqua ad uso potabile derivanti da più di 90 studi analoghi precedenti sono statisticamente spiegate da una serie di variabili socio-economiche e metodologiche dei diversi study site. La migliore specificazione per il modello è risultata essere una log-log stimata utilizzando il metodo OLS. I parametri stimati ci hanno permesso di calcolare la WTP per una potenziale riduzione dell'inquinamento da PFAS nell'area Rossa (il nostro policy site) e di conseguenza l'ammontare totale dei benefici sociali connessi.

Ricerche future dovrebbero essere dedicate allo studio della WTP derivante da una potenziale riduzione dell'inquinamento da PFAS nelle acque irrigue. Tuttavia gli studi a disposizione in letteratura su una risorsa eco-sistemica così specifica sono pochi e non sufficienti per l'applicazione della metodologia di benefit-transfer. Di conseguenza, per ottenere una configurazione completa dei benefici sociali bisognerebbe condurre una survey specifica con l'obiettivo di captare la disponibilità a pagare delle famiglie per una riduzione dell'inquinamento da PFAS anche nelle acque irrigue.

È stato inoltre condotto uno studio di valutazione economico-finanziaria dei costi sostenuti dalla Regione Veneto all'interno del Piano di Sorveglianza sulla popolazione esposta. Lo studio adotta la prospettiva del Servizio Sanitario Regionale del Veneto, considerando solo i costi diretti sostenuti dalle autorità sanitarie, e utilizzando i dati di costo raccolti con i questionari e dai tariffari dei costi standard delle prestazioni.

Tutte le più note tecniche di valutazione economica completa (CMA, CBA, CEA e CUA) adottano l'analisi dei costi e si differenziano per il tipo di confronto degli interventi o per la valutazione dei benefici. I dati raccolti possono essere utili per formulare analisi dei costi e confrontare i costi attesi con i costi reali (Buja et al. 2021), e per studiare il lato dei benefici intesi come uso alternativo di risorse e costi risparmiati (Drummond et al. 2015).

Bibliografia

- Allen & Loomis (2007). The decision to use benefit transfer or conduct original valuation research for benefit-cost and policy analysis. Western Economic Association International.
- Bergstrom & Taylor (2006). Using meta-analysis for benefit transfer: theory and practice. Ecological Economics.
- Boutwell & Westra (2013). Benefit Transfer: a Review of Methodologies and Challenges. Resources.
- Buja, A., Rivera, M., Polo, A. D., Brino, E. di, Marchetti, M., Scioni, M., Pasello, G., Bortolami, A., Rebba, V., Schiavon, M., Calabrese, F., Mandoliti, G., Baldo, V., & Conte, P. (2021). Estimated direct costs of non-small cell lung cancer by stage at diagnosis and disease management phase: A whole-disease model. *Thoracic Cancer*, 12(1), 13–20.
- De Luca, M. (2000). Manuale di pianificazione dei trasporti—FrancoAngeli. FrancoAngeli. https://www.francoangeli.it/Ricerca/scheda_Libro.aspx?codiceISBN=9788846417398
- Drummond, M. F., Sculpher, M. J., Claxton, K., Stoddart, G. L., & Torrance, G. W. (2015). *Methods for the economic evaluation of health care programmes*. Oxford university press.
- Nielsen et al. (2003). Impact of socio-demographic factors on Willingness to pay for a reduction of future health risk. *Journal of Environmental Planning and Management*.

SEZIONE 4

Benefici apportati dal progetto al sistema regionale e prospettive di sviluppo

Il progetto LIFE PHOENIX ha rappresentato un importante banco di prova per l'integrazione tra Ambiente e Salute, dimostrando che un approccio condiviso alle problematiche di origine ambientale con impatto sulla salute della popolazione non solo è possibile ma garantisce risultati migliori rispetto al lavoro per settori. Nel corso del progetto, è stato sperimentato un metodo di lavoro intersettoriale e sono stati sviluppati strumenti comuni che costituiscono una solida base per proseguire sulla strada dell'intersettorialità, come indicato anche dal Piano Nazionale della Prevenzione 2020-2025 recentemente approvato con intesa fra lo Stato italiano e le Regioni.

Nei prossimi anni, il metodo di lavoro e gli strumenti operativi sviluppati in LIFE PHOENIX troveranno un'applicazione concreta nell'ambito della sicurezza della filiera idro-potabile, con l'obiettivo di supportare l'adozione sull'intero territorio regionale di un nuovo approccio olistico basato sul modello dei Piani di Sicurezza dell'Acqua proposti dall'Organizzazione Mondiale della Sanità. Tale approccio, che sposta l'attenzione dal controllo retrospettivo sulle acque distribuite alla prevenzione e gestione dei rischi nella filiera idropotabile, estesa dalla captazione al rubinetto, è attivamente promosso in Italia dal Ministero della Salute e dall'Istituto Superiore di Sanità nell'ottica di potenziare le strategie di controllo sulla qualità delle acque, rimodulandole in base alle conoscenze derivanti dall'analisi di rischio. Proprio per supportare l'analisi di rischio che ciascun Gestore del Servizio Idrico Integrato, con la collaborazione dell'Azienda ULSS territorialmente competente e di ARPAV, dovrà condurre sui propri sistemi di fornitura, la Direzione Prevenzione, Sicurezza alimentare, Veterinaria della Regione del Veneto metterà a disposizione degli Enti competenti il sistema informativo e statistico sviluppato nell'ambito di LIFE PHOENIX. Questo consentirà anche di testare sul campo la funzionalità del sistema informativo e di evidenziarne le necessità di miglioramento e sviluppo.

Il modello numerico di flusso e trasporto degli inquinanti, implementato e testato con successo nell'area dell'alta e media pianura veneta interessata dall'inquinamento da PFAS, si è dimostrato uno strumento importante ed efficace per interpretare, quantificare e prevedere la propagazione degli inquinanti nelle acque sotterranee, fornendo stime delle masse di contaminanti rilasciate e previsioni attendibili sulla futura evoluzione della contaminazione. La modellistica numerica rappresenta quindi un avanzato e potente strumento di analisi a supporto delle decisioni al fine di rispondere ai più diversi tipi di scenario reali (ad es. incidente con rilascio di un nuovo contaminante) dimostrandosi uno strumento prezioso nella gestione delle emergenze ambientali o, se applicato a scopo preventivo, nella realizzazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua. Tale strumento necessita di essere ulteriormente sviluppato e perfezionato per una migliore comprensione dell'esteso evento di contaminazione da PFAS verificatosi in Veneto: una maggiore conoscenza della struttura geologica, dei parametri idrologici e idrodispersivi consentirebbe di ampliare l'area del modello per un'analisi più completa ed esaustiva dell'area inquinata. In particolare, l'estensione del modello nella pianura servita dall'irrigazione, attraverso una piena integrazione delle acque superficiali, sotterranee e del suolo, potrebbe fornire informazioni importanti relativamente all'impatto della

contaminazione sulla catena alimentare e quindi sull'esposizione della popolazione (anche in retrospettiva).

È ormai evidente, e questo progetto ha apportato numerosi dati a supporto, che l'elevata mobilità e persistenza dei PFAS nella matrice acquosa ne favorisce la diffusione in tutti i comparti ambientali, con un contributo non ancora sufficientemente studiato da parte del trasporto atmosferico. Da ciò discende che una sorgente puntuale significativa può impattare un'area molto vasta, esponendo ecosistemi e popolazione al rischio determinato da questa classe di sostanze. Uno dei comparti recettori dell'inquinamento sia del comparto acque che atmosferico è il suolo che, come dimostrato nel corso del progetto, costituisce un sistema tampone efficace per i PFAS a catena lunga ma non per quelli a catena corta che vengono captati dalle piante. Questo non vuol dire però che il suolo sia un comparto di sequestro per queste sostanze, perché esse possono essere reintrodotti negli ecosistemi attraverso la rete trofica terrestre, dagli invertebrati come i lombrichi fino agli uccelli e ai mammiferi. Sono necessari ulteriori studi per comprendere meglio il ruolo di tali organismi nella diffusione dei PFAS. Un altro aspetto da approfondire per quanto riguarda i suoli è la determinazione delle concentrazioni di fondo nel suolo e nei prodotti agricoli allo scopo di determinare l'esposizione di fondo degli organismi attraverso le diverse vie espositive. In assenza di una normativa europea per i suoli, è necessario promuovere un'ampia cooperazione internazionale per stabilire valori di fondo di contaminazione da PFAS nei diversi comparti e di esposizione per la popolazione.

Sul fronte delle analisi e dei monitoraggi ambientali, il progetto LIFE PHOENIX ha permesso di mettere a punto un pacchetto di metodi e procedure che potranno essere utilizzati e ulteriormente affinati nel prossimo futuro, anche attraverso l'applicazione su scala più ampia, con l'obiettivo di rilevare precocemente la contaminazione delle diverse matrici ambientali e monitorarne l'andamento nel tempo, fornendo anche indicazioni sull'efficacia delle misure di controllo e mitigazione. La determinazione di un set di biomarcatori cellulari di stress sul lombrico, un organismo bioindicatore della qualità del suolo, sperimentata nella specifica realtà della Regione Veneto, si è dimostrata un approccio metodologico promettente per la valutazione dell'impatto ambientale da PFAS e potenzialmente applicabile ad aree di dimensioni maggiori. La conduzione di estese campagne di biomonitoraggio basate su tale approccio consentirebbe di analizzare un numero consistente di campioni e ottenere risultati significativi in un arco temporale adeguato a fornire indicazioni precise sulla situazione ecotossicologica.

Accanto agli strumenti di previsione, analisi e monitoraggio, il progetto LIFE PHOENIX ha inteso sperimentare anche strumenti innovativi di mitigazione della contaminazione da PFAS. Su questo fronte, risultati promettenti sono stati ottenuti applicando alle acque irrigue un metodo basato su processi naturali, la fitodepurazione. In Italia, è il primo tentativo in campo ambientale di utilizzo della fitodepurazione per i PFAS, una metodologia a basso impatto e a basso costo. I buoni risultati ottenuti sono particolarmente interessanti per il contesto territoriale della Regione Veneto che è molto ricca di aree umide di vario tipo potenzialmente utilizzabili per la fitodepurazione. L'utilizzo su larga scala di questo metodo naturale di depurazione delle acque richiede l'adozione di azioni sinergiche tra i diversi "attori" coinvolti nella gestione del territorio, che consentano di trasformare le aree umide (incluse quelle di fossi e canali di secondo livello) in snodi centrali del sistema di fitodepurazione della maggior parte delle acque irrigue presenti nella Regione Veneto.

Un simile approccio apporterebbe benefici anche sotto il profilo naturalistico e della fruibilità del territorio.

Infine, le attività progettuali hanno consentito una prima quantificazione dei costi, diretti e indiretti, che la contaminazione da PFAS ha comportato a carico del sistema regionale. Attraverso un procedimento di meta-analisi è stato infatti sviluppato un modello econometrico, esportabile e replicabile in altri contesti, che consente di stimare la Willingness To Pay (WTP) per una migliore qualità dell'acqua ad uso potabile a partire da una serie di variabili di tipo socio-economico e metodologico. L'applicazione di tale modello econometrico all'area contaminata da PFAS della Regione Veneto restituisce una stima della WTP compresa nell'intervallo fra 267,48 €/anno e 496,13 €/anno per nucleo familiare. Inoltre, è stata condotta una ricognizione economico-finanziaria dei costi diretti sostenuti dal Servizio Sanitario Regionale del Veneto per le attività di sorveglianza sanitaria a favore della popolazione esposta, risultati pari a 3.853.333 €.

I dati e le informazioni sin qui raccolti potranno essere affinati in futuro con ulteriori ricerche, ad esempio valutando la WTP attraverso *survey* effettuate nel contesto specifico e tenendo in considerazione, oltre all'acqua potabile, anche altre matrici ambientali vulnerate come le acque irrigue. La ricognizione dei costi effettuata rappresenta un prerequisito indispensabile per qualsiasi tipo di analisi economica finalizzata a valutare e confrontare possibili usi alternativi di risorse.

“ Progetto strategico finalizzato ad un’azione tempestiva,
efficace ed efficiente in caso di inquinamento di acque
potabili e di acque per uso irriguo ”

ENTE COORDINATORE



REGIONE DEL VENETO

Contatti

Regione del Veneto - Area Sanità e Sociale
Direzione Prevenzione, Sicurezza Alimentare, Veterinaria
Rio Novo – Dorsoduro 3493
30123 Venezia ITALY
info@lifephoenix.eu
lifephoenix.eu

PARTNER ASSOCIATI

REGIONE DEL VENETO



AZIENDA
Z E R O



Agenzia Regionale per la Prevenzione
e Protezione Ambientale del Veneto



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

Budget

2.176.493 €
Co-finanziamento UE: 1.264.369 €

Durata

dal 01/09/2017
al 31/03/2021



WITH THE CONTRIBUTION OF THE LIFE FINANCIAL
INSTRUMENT OF THE EUROPEAN UNION
LIFE16ENV/IT/000488 - LIFE PHOENIX