

LA FALDA DI PRATO

Il volume ha come obiettivo quello di presentare lo stato idrico ed ambientale della falda di Prato, un acquifero di grande interesse nell'ambito delle risorse idriche del medio Valdarno. La stessa nascita della Città di Prato e lo sviluppo del polo industriale tessile non sarebbe stata possibile, con la stessa intensità, senza quella disponibilità di acqua garantita da una risorsa sotterranea così facilmente estraibile.

La forte pressione antropica ha comportato negli anni un progressivo depauperamento dell'acquifero, sia dal punto di vista quantitativo sia qualitativo, con la presenza di vaste aree di inquinamento dovute alla presenza di composti organoalogenati e nitrati.

Con la direttiva quadro sulle acque (dir. 2000/60/EC) e con la collegata direttiva acque sotterranee (dir. 2006/118/EC) l'Unione Europea ha introdotto un nuovo approccio per l'indagine e la valutazione della qualità delle acque sotterranee.

In questo volume si illustra lo stato della falda sulla base del livello di conoscenza più aggiornato, conseguente alle campagne di indagine e modellizzazione svolte in base alla Convenzione che l'Autorità di Bacino del fiume Arno, l'Autorità Idrica della Toscana, il Comune di Prato e Publiacqua SpA hanno sottoscritto, allo scopo di approfondire degli aspetti qualitativi dell'acquifero pratese. I risultati presentano un quadro piuttosto complesso, con la presenza di alcune chiare tendenze evolutive che necessitano di essere seguite nel tempo al fine di cogliere gli effetti prodotti - dalla riduzione delle estrazioni di acqua, conseguenti alla contrazione della produzione industriale..

I VOLUMI DELLA QUALITÀ

2

Claudio Lubello, Marco Doveri, Matia Menichini, Silvia Angelini, Francesco Consumi
Giovanni Montini, Isabella Bonamini, Tania Macchi, Armando Miniati, Barbara Ferri

LA FALDA DI PRATO

indagine e modellizzazione dell'acquifero



EDIZIONI POLISTAMPA



Coordinamento e supervisione
Claudio Lubello

Responsabile della collana
Matteo Colombi

Autori

Claudio Lubello, *PIN – Università di Firenze*

Marco Doveri, *IGG-CNR*

Matia Menichini, *IGG-CNR*

Silvia Angelini, *West Systems srl*

Francesco Consumi, *Autorità di Distretto dell'Appennino Settentrionale*

Giovanni Montini, *Autorità di Distretto dell'Appennino Settentrionale*

Isabella Bonamini, *Autorità di Distretto dell'Appennino Settentrionale*

Tania Macchi, *Publiacqua*

Armando Miniati, *Publiacqua*

Barbara Ferri, *Autorità Idrica Toscana*

EDIZIONI POLISTAMPA

Via Livorno, 8/32 - 50142 Firenze

Tel. 055 737871 (15 linee)

info@polistampa.com - www.leonardolibri.com

SOMMARIO

Presentazione	7
Introduzione	9
LA DIRETTIVA QUADRO ACQUE	13
2.1. Il Piano di Gestione delle Acque dell'Appennino Settentrionale	14
INQUADRAMENTO GEOLOGICO E IDROGEOLOGICO	17
LO SFRUTTAMENTO IDRICO DELL'ACQUIFERO PRATESE	21
MODELLIZZAZIONE IDRODINAMICA DELL'ACQUIFERO	29
5.1. Modello concettuale	30
5.2. Modello numerico	31
5.3. Simulazione e calibrazione del modello	36
LA QUALITÀ DELL' ACQUIFERO	41
6.1. Il quadro conoscitivo preesistente	41
6.2. Metodologia delle nuove campagne di misura	48
6.3. Campagne estese di misura e campionamento	49
6.4. Indagini con perturbazione idrodinamica	56
6.5. Conclusioni	73
MODELLIZZAZIONE DEL TRASPORTO DEGLI INQUINANTI IN FALDA	75
7.1. Introduzione	75
7.2. Modello di trasporto dei nitrati	76
7.3. Modellazione dei nitrati	80
7.4. Modello di trasporto degli organoalogenati	83
7.5. Modellazione degli organoalogenati	86
IL TRATTAMENTO DELLE ACQUE A SCOPO IDROPOTABILE	89
8.1. Evoluzione nel trattamento delle acque	89
8.2. Gli impianti di potabilizzazione centralizzati Falda 1 e Falda 2	92
8.3. L'impianto di potabilizzazione S. Giorgio a Colonica	93
8.4. L'impianto di potabilizzazione S. Lucia	94
Bibliografia	95

PRESENTAZIONE

Publiacqua, gestore del servizio idrico integrato nelle province di Prato e, in parte, in quelle di Arezzo, Firenze e Pistoia, per un totale di 45 comuni, ha da sempre posto, tra i suoi obiettivi strategici, il miglioramento dell'approvvigionamento idrico. Per quanto attiene la disponibilità della risorsa Publiacqua ha messo in campo una strategia volta a ridurre il rischio che le ricorrenti crisi idriche, determinate dalla scarsità di precipitazioni, si risolvessero nelle difficoltà di erogazione del servizio, quali quelle vissute nell'estate del 2003. L'interconnessione degli acquedotti - perseguita con la conclusione della c.d. autostrada dell'acqua (che interconnette i sistemi acquedottistici di Firenze, Prato e Pistoia), la realizzazione della superstrada dell'acqua (che interconnette il sistema del Chianti Fiorentino con l'impianto dell'Anconella) e, più in generale, con un programma di collegamenti tra acquedotti precedentemente separati al fine di garantire una corretta distribuzione della risorsa disponibile - hanno garantito il superamento delle criticità presenti sul territorio. Allo stesso tempo, l'efficientamento delle stesse infrastrutture, grazie alla creazione di reti distrettualizzate e alla diffusione del telecontrollo, hanno permesso di implementare sistemi di gestione della risorsa finalizzati al suo risparmio, ponendo così le basi per raggiungere obiettivi di sua tutela e riduzione delle perdite. Come più volte ricordato, a titolo esemplificativo, la distrettualizzazione e il telecontrollo realizzato sulla rete di distribuzione pratese hanno permesso di ridurre di circa il 25% circa la risorsa immessa in rete.

Parallelamente Publiacqua ha investito nel migliorare i processi di potabilizzazione e nello sviluppo della qualità della risorsa, sia intrinseca che percepita, approfondendo le conoscenze sui processi di potabilizzazione, ma anche sull'acqua trattata.

Il secondo volume edito da Publiacqua dimostra l'impegno portato avanti in questi anni proprio per garantire una maggiore disponibilità di risorsa idrica e una maggiore qualità erogata.

Publiacqua e le principali Istituzioni coinvolte nella gestione della falda pratese (Autorità Idrica Toscana, ex Autorità di Bacino del Fiume Arno (oggi Autorità di Distretto dell'Appennino Settentrionale) e Comune di Prato, hanno dato vita infatti ad uno studio, di cui il volume presenta i primi risultati, per comprendere come agiscono gli inquinanti presenti nella stessa falda, al fine di assicurare condizioni di approvvigionamento sempre più affidabili. Allo stesso tempo il volume presenta come gli investimenti attuati abbiano consentito di implementare la sicurezza dei sistemi di potabilizzazione.

Publiacqua, che dal 2002 ha realizzato più di un miliardo di euro di investimenti, continuerà fino al 2024, anno di scadenza della concessione, a investire nel territorio (previsti circa 460 milioni di euro) per assicurare un migliore utilizzo dell'acqua disponibile, così come per garantirne la qualità, grazie anche allo sviluppo del sistema depurativo e restituire, all'ambiente, acqua pulita.

Allo stesso tempo, con i volumi editi, Publiacqua continuerà a fornire, ai decisori pubblici e a tutti i soggetti interessati, informazioni ritenute utili per comprendere lo sviluppo del servizio idrico integrato nel nostro territorio.

Lorenzo Perra
Presidente di Publiacqua

INTRODUZIONE

Il presente volume ha come obiettivo quello di presentare lo stato idrico ed ambientale della falda di Prato, un acquifero di grande interesse nell'ambito delle risorse idriche dell'area del Medio Valdarno. La stessa nascita della Città di Prato e lo sviluppo del polo industriale tessile non sarebbe stata possibile, in egual modo, senza quella disponibilità di acqua garantita da una risorsa sotterranea così facilmente estraibile.

Dal punto di vista idrogeologico si tratta di un corpo idrico che si sviluppa all'interno del conoide del fiume Bisenzio, cioè quell'insieme di sedimenti che il fiume ha depositato all'ingresso del lago che nel Pleistocene (periodo che va da circa 2,6 milioni fino a 11.550 anni fa) ricopriva la piana oggi occupata dalle città di Firenze, Prato e Pistoia. I depositi di conoide sono caratterizzati dall'abbondanza di ghiaie e sabbie, sedimenti di maggiore dimensione che consentono un'ottima circolazione delle acque.

A causa della notevole disponibilità idrica e della facilità di estrazione, la risorsa è stata prelevata nel tempo attraverso un numero crescente di pozzi, in funzione dei crescenti consumi civili ed industriali. Ma ogni acquifero è un po' come il nostro conto in banca: se spendiamo più di quello che guadagniamo andiamo in "rosso". Così i consumi durante il grande sviluppo industriale erano largamente superiori alla capacità di ricarica della falda, che negli anni '80 e primi '90 ha visto una progressiva discesa del suo livello piezometrico con la necessità di sviluppare il controllo dei consumi, la scelta di interventi di ravvenamento idrico e l'individuazione di fonti alternative.

Accanto al depauperamento quantitativo, la falda ha subito un forte inquinamento, causato da una serie di sostanze, prevalentemente di origine industriale, utilizzate nell'area. I solventi, così utili nel processo industriale tessile, sono apparsi dapprima in alcune aree specifiche a maggiore densità di attività, per poi essere rilevati ovunque con concentrazioni ben superiori rispetto ai limiti di legge per l'uso idropotabile. Si trat-

ta di composti molto tossici, non miscibili con l'acqua, la cui dinamica all'interno di un corpo idrico sotterraneo è estremamente complessa ed imprevedibile.

Accanto ai solventi sono poi apparsi i nitrati, anch'essi molto diffusi, ma con un comportamento di trasporto più simile a quello dell'acqua e quindi relativamente più semplici da rappresentare.

Per tutte queste ragioni la falda è stata, sin dagli anni '80, molto studiata e monitorata, anche se non si è mai giunti ad uno studio "definitivo", che consentisse di scegliere soluzioni univoche di intervento.

Dal punto di vista dello sfruttamento, la crisi del settore tessile ha ridotto significativamente i consumi e quindi il livello dell'acquifero ha invertito il suo trend di discesa, con una risalita costante e importante che si è però portata dietro problemi opposti a quelli del passato. La città era ormai cresciuta con la presenza di una depressione idrica accentuata, che permetteva di sfruttare il sottosuolo senza il rischio di allagamenti: la risalita ha reso necessario, per esempio, difendere i parcheggi sotterranei e gli scantinati dall'acqua, cosa che nessuno pochi lustri prima avrebbe mai immaginato.

Anche il trasporto degli inquinanti presenti nell'acquifero è stato interessato da questo fenomeno di risalita anche per una sorta di "lavaggio" degli strati superficiali inquinanti.

In questo contesto lo sfruttamento ad uso idropotabile dell'acquifero è sempre continuato, con una progressiva razionalizzazione delle fonti, con l'abbandono dei campi pozzi più inquinanti e il rafforzamento e la specializzazione dei sistemi di trattamento delle acque operati da Publiacqua in qualità di gestore del servizio idrico.

Con la Direttiva quadro sulle acque (Dir. 2000/60/EC) e con la collegata Direttiva acque sotterranee (Dir. 2006/118/EC) l'Unione Europea ha introdotto un nuovo approccio per l'indagine e la valutazione della qualità delle acque sotterranee.

In particolare la Direttiva acque sotterranee definisce all'art. 3, comma 1 i valori soglia per il "buono stato chimico" delle acque sotterranee e all'art. 5 introduce il termine "pennacchi di inquinamento". Gli standard di qualità – sostanzialmente i valori di riferimento – sono riportati nell'allegato 1 alla direttiva, con un elenco limitato a nitrati e pesticidi. La stessa direttiva tuttavia obbliga gli Stati membri a indicare i valori di riferimento per altre sostanze (allegato 2) che, secondo la caratterizzazione effettuata ai sensi dell'articolo 5 della direttiva 2000/60/CE (analisi pressioni e impatti), identificano i corpi o gruppi di corpi idrici sotterranei a rischio di non poter conseguire un buono stato chimico delle acque sotterranee. Tra queste sostanze sono menzionati i solfati e i cloruri, spesso correlati ad attività minerarie, nonché il tetracloroetile-

ne e il tricloroetilene che producono, in tutta Europa, inquinamenti molto ampi e particolarmente pericolosi a carico delle acque.

In questo volume si è cercato di illustrare lo stato dell'acquifero sulla base del livello di conoscenza più aggiornato, conseguente alle campagne di indagine e modellizzazione svolte secondo la Convenzione sottoscritta tra l'Autorità di Bacino del Fiume Arno, l'Autorità Idrica della Toscana, il Comune di Prato e Publiacqua S.p.A. per l'approfondimento degli aspetti qualitativi dell'acquifero pratese. Tale studio ha previsto l'utilizzo di prove di campo e di misure chimiche ed isotopiche per la caratterizzazione dell'inquinamento della falda da composti organo-alogenati e da azoto.

In particolare sono state previste due campagne di misura, effettuate in un numero consistente di punti di prelievo, una in condizioni di morbida ed una di magra del corpo idrico. Ciò ha permesso di individuare gli attuali hot spot, cioè i punti ad alta concentrazione di inquinanti e i relativi pennacchi, cioè le zone di diffusione. Sulla base di questa indagine è stato possibile definire due aree campione su cui programmare e realizzare indagini di dettaglio sotto l'effetto di perturbazioni dello stato idrodinamico della falda (stress test). Gli stress test hanno come obiettivo quello di individuare relazioni di dipendenza tra il contaminante e le variazioni idrodinamiche indotte, in modo da stabilire una migliore comprensione dei meccanismi che regolano le variazioni delle concentrazioni degli inquinanti, verificando anche la possibilità di esportazione dei risultati su aree limitrofe. In funzione delle indicazioni ottenute sui meccanismi in gioco, è quindi possibile intraprendere varie strategie gestionali dell'acquifero, in termini di previsione del fenomeno di inquinamento e protezione delle opere di captazione.

LA DIRETTIVA QUADRO ACQUE

La Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 istituisce un quadro di riferimento in materia di protezione delle acque, con l'obiettivo di ridurre l'inquinamento (attraverso un approccio combinato che contempla sia i limiti alle emissioni che gli standard di qualità), di impedire il deterioramento e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, terrestri e delle zone umide, agevolando e promuovendo un utilizzo idrico sostenibile. L'obiettivo si concretizza sostanzialmente con il raggiungimento del "buono stato ambientale" per tutti i corpi idrici superficiali e sotterranei e per le aree protette, con un approccio innovativo che prevede di intervenire sia su aspetti prettamente ambientali che amministrativo-gestionali.

La Direttiva, partendo dal presupposto che «l'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale» e che «è necessario sviluppare una politica comunitaria integrata in materia di acque» vuol rappresentare la base per un dialogo continuo tra settori diversi (protezione e gestione sostenibile delle acque, gestione del rischio idraulico, energia, trasporti, agricoltura, pesca, turismo...) e per lo sviluppo di strategie tese a ottenere una maggiore integrazione tra le diverse politiche afferenti ai settori sopra citati.

Per il raggiungimento degli obiettivi previsti, la direttiva traccia un percorso tecnico, amministrativo e partecipativo estremamente dettagliato e complesso che vede nel corpo idrico l'elemento fondamentale su cui applicare le misure e gli interventi necessari al raggiungimento del buono stato ambientale. Il corpo idrico è quindi l'unità elementare in cui si misurano la qualità e quantità della risorsa, lo stato dell'ecosistema, l'effetto delle pressioni e degli impatti, lo stato chimico, ecologico e quantitativo, i costi ed i benefici delle azioni e l'efficacia degli interventi. Tutti questi aspetti sono collegati in un percorso logico e codificato in numerosi documenti guida prodotti nell'ambito della Direttiva *Common implementation strategy for the water framework directive* (2000/60/CE), particolarmente copiosi e dettagliati nel periodo successivo al-

l'istruttoria dei primi piani, quando, tra l'altro, sono state inserite tematiche afferenti agli aspetti quantitativi della risorsa, anche in un'ottica di cambiamento climatico, solo accennate dalla direttiva.

L'ambito di riferimento territoriale della direttiva è il "distretto idrografico", costituito da uno o più bacini idrografici e definito come la scala idonea per individuare soluzioni e scelte atte a garantire lo sviluppo di politiche di utilizzo della risorsa, il mantenimento e la protezione dell'acqua, mitigandone il degrado ma rispettando i sistemi naturali e sociali che dall'acqua traggono il proprio benessere.

A questa scala, lo strumento conoscitivo, strategico e programmatico attraverso cui applicare i contenuti e le finalità della direttiva è il Piano di Gestione delle Acque. Tale Piano sarebbe dovuto essere pubblicato entro 9 anni dall'entrata in vigore della direttiva e successivamente aggiornato ogni 6 anni fino al dicembre 2027 e ha natura di piano avrebbe per tutte le pianificazioni afferenti (es. Piani di Tutela, Piani d'Ambito...) o dipendenti dall'acqua (es. i Piani di Sviluppo Rurale, i Piani di Bonifica...), strumenti dei quali ci si avvale per raggiungere gli obiettivi di Piano.

2.1. IL PIANO DI GESTIONE DELLE ACQUE DELL'APPENNINO SETTENTRIONALE

In Italia il percorso di attuazione della direttiva acque è iniziato con il Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, che all'art. 64 individua i distretti idrografici in cui è ripartito il territorio nazionale e all'art. 117 disciplina il "Piano di gestione", che rappresenta articolazione interna, o stralcio, del Piano di bacino distrettuale. Il medesimo decreto all'art. 63 prevede inoltre l'istituzione, in ciascun distretto idrografico, di un'Autorità di bacino distrettuale rimandandone la costituzione a successivi decreti attuativi.

Al fine di rispettare la scadenza comunitaria prevista per la pubblicazione dei primi piani, con la Legge 27 febbraio 2009, n. 13, si è stabilito che "l'adozione dei Piani di Gestione di cui all'articolo 13 della Direttiva 2000/60/CE, è effettuata, sulla base degli atti e dei pareri disponibili, entro e non oltre il 22 dicembre 2009, dai Comitati Istituzionali delle Autorità di bacino di rilievo nazionale...", termine poi differito al 28 febbraio 2010. In altre parole, con la legge di cui sopra, non essendo ancora state costituite le Autorità di distretto, il legislatore ha assegnato alle Autorità di bacino di rilievo nazionale, tra cui quella del fiume Arno, il ruolo di coordinamento delle Regioni al fine della redazione, nel nostro caso, del Piano di gestione del distretto dell'Appennino Settentrionale (distretto costituito da un insieme di bacini idrografici in parte re-

capitanti nel versante tirrenico e in parte in quello adriatico, per una superficie di circa 44.000 Km² nei termini stabiliti.

Con questa organizzazione, nel 2010 sono stati adottati i primi Piani di Gestione. In particolare il Piano di Gestione del distretto idrografico dell'Appennino Settentrionale è stato adottato il 24 febbraio 2010 e definitivamente approvato, a seguito di procedura di Valutazione Ambientale Strategica (VAS), con D.P.C.M. 21 novembre 2013. Nel marzo 2016 è stato quindi approvato il primo aggiornamento del Piano, con il quale è stato introdotto il così detto "cruscotto di controllo", sistema informativo in cui sono concatenate tutte le informazioni di piano e che fornisce supporto alle decisioni per il raggiungimento degli obiettivi ambientali.

I corpi idrici sotterranei nel Piano di Gestione sono classificati anche in base allo stato chimico. Il corpo idrico della piana di Prato è classificato in stato chimico scadente e per tale motivo l'obiettivo del raggiungimento del buono stato ambientale, al quale la direttiva tende, è stato prorogato al dicembre 2021, ritenendo che per quella data le misure mitigative in atto, tra cui in particolare il completamento degli interventi strutturali previsti dall'Accordo integrativo sulla risorsa idrica di riorganizzazione della depurazione e del collettamento dei reflui industriali e civili nell'area del comprensorio tessile, daranno il proprio effetto ambientale.

Ma il Piano non prevede solo misure strutturali: in un'ottica di cambiamenti climatici è sempre più necessario che la pianificazione sia progettata e pensata in modo flessibile e aperta a differenti valutazioni. Quindi la necessità di ulteriori misure conoscitive, per stare al passo di un ambiente non sempre prevedibile, fra cui quelle descritte del presente volume, in grado di fornire elementi conoscitivi molto spinti.

Ad oggi sono in corso le attività che dovranno portare, nel dicembre 2021, all'approvazione del secondo aggiornamento di Piano. Con il Piano 2021 dovranno essere risolte diverse criticità ancora presenti e in parte conseguenti alla nuova perimetrazione distrettuale prevista dalla Legge n. 221/2015, con la quale, tra l'altro, l'ex distretto del bacino del fiume Serchio (sul quale vige uno specifico piano di Gestione) è stato incorporato al distretto dell'Appennino, che quindi nella sua configurazione definitiva comprende quasi tutti i bacini idrografici della Regione Toscana e quelli Liguri che drenano verso il Tirreno, con una nuova superficie di 24.284 Km².

In questo nuovo ciclo si andrà ad operare con un quadro di riferimento consolidato, sia in merito alla *governance*, che vede proprio in questi giorni il compimento dell'iter costitutivo delle Autorità distrettuali, sia in merito agli strumenti regolamentari e conoscitivi, ad oggi sostanzialmente in linea e conformi con gli indirizzi comunitari.

Sarà comunque necessario e opportuno valutare la scelta degli obiettivi tramite un'analisi puntuale e mirata delle pressioni e degli impatti che gravano sui corpi idrici, aspetti su cui il presente lavoro potrà dare un importante contributo, e quindi dell'efficacia delle misure messe in atto, considerato che il Piano 2021 è l'ultima opportunità pianificatoria prevista dalla Direttiva prima del 2027, anno in cui il buono stato ambientale dei corpi idrici dovrà essere raggiunto.

INQUADRAMENTO GEOLOGICO E IDROGEOLOGICO

L'acquifero di Prato fa parte del Sistema della Piana di Firenze-Prato-Pistoia, inserendosi nel settore centrale della pianura del Medio Valdarno. Risulta compreso tra i rilievi dei Monti della Calvana-Monte Morello a nord e il Monte Albano a sud, mentre

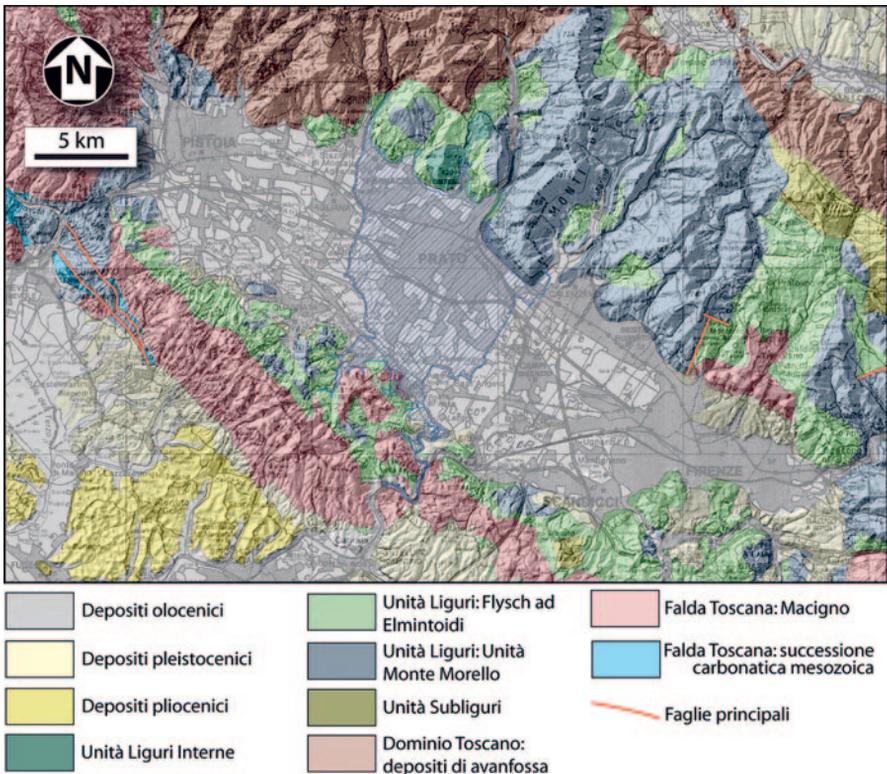


Figura 1 - Schema geologico semplificato dell'area oggetto di studio (da Cerrina Feroni et al., 2010)

i limiti occidentale ed orientale sono convenzionalmente posti in coincidenza dei confini con i comuni di Pistoia e Firenze (Figura 1).

La pianura del Medio Valdarno rappresenta una depressione lacustre villafranchiana, il cui paleo invaso, impostato su di un substrato roccioso con formazioni appartenenti al Dominio Ligure s.l. e alla Falda Toscana, è stato colmato da depositi fluvio-lacustri.

Il bacino presenta una profondità massima di circa 500-550 m dal piano campagna nella zona compresa tra Campi Bisenzio e Calenzano (Capecchi et al., 1975), mentre nel settore compreso tra Prato e Pistoia le profondità raggiungono valori intorno a 400-450 m. I valori di profondità minimi si raggiungono in corrispondenza dell'abitato di Firenze, dove sembrano non superare i 50 m.

La natura del substrato dei depositi fluvio-lacustri sembra variare lungo il bacino, riflettendo la natura delle diverse formazioni affioranti lungo i margini della pianura.

In corrispondenza del settore centrale del bacino, nella zona della pianura di Prato, il substrato è costituito da calcari marnosi appartenenti alla formazione di Monte Morello associati ad elementi del complesso ofiolitico e da arenarie dell'Unità Cervarola.

La zona pratese del bacino è stata caratterizzata sin dagli stadi iniziali della sua evoluzione da un'area di conoide principalmente riconducibile al paleo fiume Bisenzio, con diffusi livelli di ghiaie intercalati alle argille lacustri, con spessori delle ghiaie che diminuiscono passando dal margine settentrionale al centro della pianura.

Come conseguenza dell'evoluzione geologica, da un punto di vista idrogeologico il sottosuolo di Prato corrisponde nell'insieme ad un sistema acquifero multistrato, costituito da un'alternanza fra orizzonti permeabili costituiti dai depositi ghiaiosi, ghiaioso-sabbiosi della successione fluvio-lacustre pleistocenica (quindi più remota) e dalle ghiaie, sabbie e sabbie limose dei depositi alluvionali olocenici (quindi più recente), e livelli impermeabili o scarsamente permeabili, costituiti dai depositi argillosi lacustri e dai limi ed argille di esondazione associati ai sedimenti alluvionali grossolani olocenici.

Come schema generale delle caratteristiche geometriche idrostrutturali dell'acquifero pratese può ritenersi rappresentativo quello elaborato da Landini et al. (1990) (Figura 2).

In particolare, sulla base delle informazioni stratigrafiche disponibili, Cerrina Feroni et al. (2010) individuano un totale di 6 orizzonti acquiferi (principalmente rappresentati da ghiaie e ghiaie-sabbiose), tre dei quali (quelli più superficiali) ritenuti di principale importanza in ragione degli spessori e della significativa continuità laterale. Soltanto il più superficiale di questi orizzonti è ritenuto appartenere al ciclo deposi-

zionale fluviale olocenico, mentre i restanti 5 vengono attribuiti al ciclo deposizionale fluvio-lacustre plio-pleistocenico.

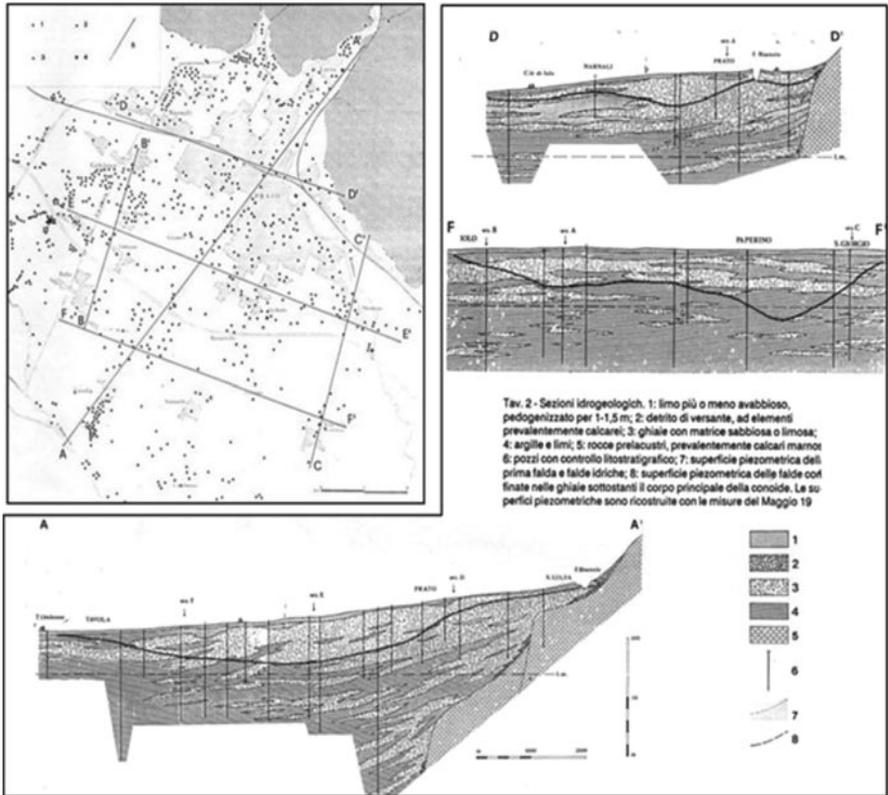


Figura 2 - Sezioni idrogeologiche del sistema acquifero fluvio-lacustre di Prato (Landini et al., 1990)

Quest'ultimi risultano in buona parte confinati, in quanto intercalati a livelli a bassa o nulla permeabilità (acquitardi/acquicludi) più o meno continui e rappresentati da depositi argillosi lacustri. Tuttavia su aree significativamente estese, soprattutto in corrispondenza dei margini del bacino (ed in particolare in corrispondenza della porzione apicale degli apparati di conoide e delta-conoide), questi orizzonti tendono a fondersi tra di loro o sono solcati dall'orizzonte acquifero superficiale olocenico, con il quale mostrano continuità idraulica. L'orizzonte acquifero olocenico risulta, a seconda dei settori, non confinato o semi-confinato (nei casi di presenza, al tetto, di spesse coltri di limi di esondazione).

I due acquiferi principali pleistocenici (quelli al di sotto dell'orizzonte acquifero olocenico superficiale) hanno spessori dell'ordine dei 15-20 metri in corrispondenza del settore assiale del conoide e si assottigliano verso le zone marginali. Nella parte apicale del conoide aumentano i loro spessori, che peraltro vanno a fondersi tra di loro e con l'acquifero superficiale olocenico.

Relativamente alle profondità, nella parte centrale della piana i due acquiferi pleistocenici si attestano sugli intervalli 35-55 e 15-30 metri rispettivamente dal piano campagna.

Al disotto dei tre acquiferi principali viene riconosciuto un altro orizzonte di significativa importanza, costituito da ghiaie e ghiaie sabbiose passanti a ghiaie argillose. Lo spessore di questo acquifero, nell'insieme abbastanza isolato dai soprastanti, risulta variabile da pochi metri fino a 10-15 metri, ed è rintracciabile alla profondità di circa 80 metri nella parte centrale della piana. A profondità ancora maggiori, vengono infine individuati due ulteriori orizzonti di spessori compresi tra pochi metri e una decina di metri, la cui continuità è difficilmente documentabile a causa della limitata disponibilità di stratigrafie profonde.

Da un punto di vista idrodinamico, il sistema nella parte alta della piana (parte apicale del conoide) è di fatto da ritenersi freatico e pressoché monofalda (vista la continuità dei principali orizzonti acquiferi sopra menzionati e la prevalenza delle granulometrie grossolane). Procedendo verso la parte centrale e meridionale dell'area i corpi più permeabili risultano intercalati a termini a granulometria fine che favoriscono una ripartizione della circolazione idrica su intervalli di profondità differenti. In questi settori la circolazione idrica può risultare anche di tipo confinato, in particolare negli orizzonti permeabili più profondi (profondità superiori ai 50-60 metri), sebbene scambi idrici tra quest'ultimi e la falda libera più superficiale non sono da escludere.

Un aspetto da sottolineare è che anche laddove i vari orizzonti riconosciuti nel sottosuolo di Prato risultano ben separati tra loro ad opera di spessi strati di scarsa permeabilità, talvolta la loro connessione idraulica è localmente determinata dalla presenza di pozzi multi fenestrati. In questi casi, riscontrabili anche per diversi pozzi idropotabili, le acque emunte risultano essere rappresentative di un mescolamento indotto dall'opera di captazione tra acque ospitate in orizzonti acquiferi differenti.

LO SFRUTTAMENTO IDRICO DELL'ACQUIFERO PRATESE

La falda del conoide, che ha la maggiore potenza e produttività proprio nel sottosuolo della città di Prato, ha rappresentato, almeno dagli anni Cinquanta del secolo scorso, la principale risorsa per l'acquedotto civile e per gli approvvigionamenti privati industriali, con ripetuti conflitti fra i diversi utilizzatori dell'acquifero, che si accentuavano man mano che il sovrasfruttamento portava inevitabilmente all'impoverimento della risorsa.

Già nel 1963 Bendini, direttore dell'Ufficio Idrografico dell'Arno, sulla base di una sommaria ricostruzione dell'acquifero e dei suoi livelli piezometrici, concludeva che la falda era sovrasfruttata e invitava a prendere provvedimenti per non esaurire la risorsa. Il problema della riduzione di portata dei pozzi veniva solitamente risolto facendone di più profondi, mentre i pozzi dell'acquedotto, inizialmente concentrati nell'area cittadina, venivano via via spostati nelle zone periferiche meno sfruttate.

Risale al periodo fra gli anni '80 e '90 il massimo sovrasfruttamento dell'acquifero pratese. Tale fenomeno spinse verso la ricerca di soluzioni atte a migliorare l'utilizzo della risorsa ad evitare di portare la riserva all'esaurimento. Questo ha richiesto l'attuazione di una serie di misure normative e infrastrutturali fra cui la regolazione e la riduzione di alcune concessioni, la realizzazione di opere di ravvenamento della falda (briglie su corsi d'acqua), infrastrutture acquedottistiche di area vasta ("Autostrada dell'acqua", invaso di Bilancino e il "tubino" della Val Bisenzio) e la realizzazione dell'acquedotto industriale come opera di recupero e distribuzione di acque reflue depurate.

Proprio per risolvere le criticità riscontrate e mettere a sistema e potenziare gli interventi previsti e in parte già realizzati, l'acquifero di Prato nei primi anni 2000 è stato oggetto di un importante accordo tra istituzioni pubbliche – periferiche e centrali – e associazioni produttive, l'Accordo di programma integrativo per la "Tutela delle risorse idriche del Medio Valdarno e degli acquiferi di PO e PT" siglato nel luglio 2004

e successive integrazioni. L'Accordo prevedeva e prevede, non essendo stato ancora completato, una serie di interventi strutturali finalizzati alla protezione e al miglioramento dell'acquifero e dei corpi idrici superficiali sotto l'aspetto quali-quantitativo. Tra gli interventi principali previsti si ricorda il riassetto e affinamento del sistema depurativo degli impianti industriali di Baciacavallo e Calice e di quelli della Val Bisenzio, anche ai fini del successivo riutilizzo delle acque attraverso l'acquedotto industriale, e la riorganizzazione del sistema fognario, con particolare riferimento alla realizzazione della fognatura separata per i reflui industriali della Val Bisenzio, intervento questo non ancora realizzato, per il quale il costo previsto è di circa 30 ML di euro – di cui oltre la metà a carico delle associazioni industriali – e fine dei lavori al dicembre 2021.

Più recentemente, il bilancio idrico predisposto dall'Autorità di Bacino dell'Arno nel 2008 ha evidenziato un miglioramento quantitativo rispetto al periodo di massimo sfruttamento, anche se permangono alcune situazioni di criticità. Il cono di depressione si è gradualmente ridotto per effetto delle misure messe in atto sia per la disincentivazione all'emungimento che per la crisi dell'industria tessile pratese, che ha determinato una marcata riduzione dei prelievi delle acque sotterranee ad uso industriale. La riduzione dei prelievi, unita alla presenza di anni con precipitazioni sopra la media, ha determinato situazioni di risalita della falda tali da creare problemi alle strutture interrato di alcuni edifici (Figura 3). L'articolo de «La Nazione» di Prato del 2014 ne dà testimonianza.



Figura 3 - Prato con "l'acqua alla gola" (La Nazione, Firenze)

Vista l'importanza che rivestono i prelievi di acque sotterranee nel territorio pratese, la loro conoscenza, in termini di ubicazione e di quantità estratte, è alla base di ogni corretta analisi sullo sfruttamento sostenibile della risorsa. Una corretta conoscenza dei prelievi idrici è quindi elemento indispensabile per la determinazione del bilancio idrico.

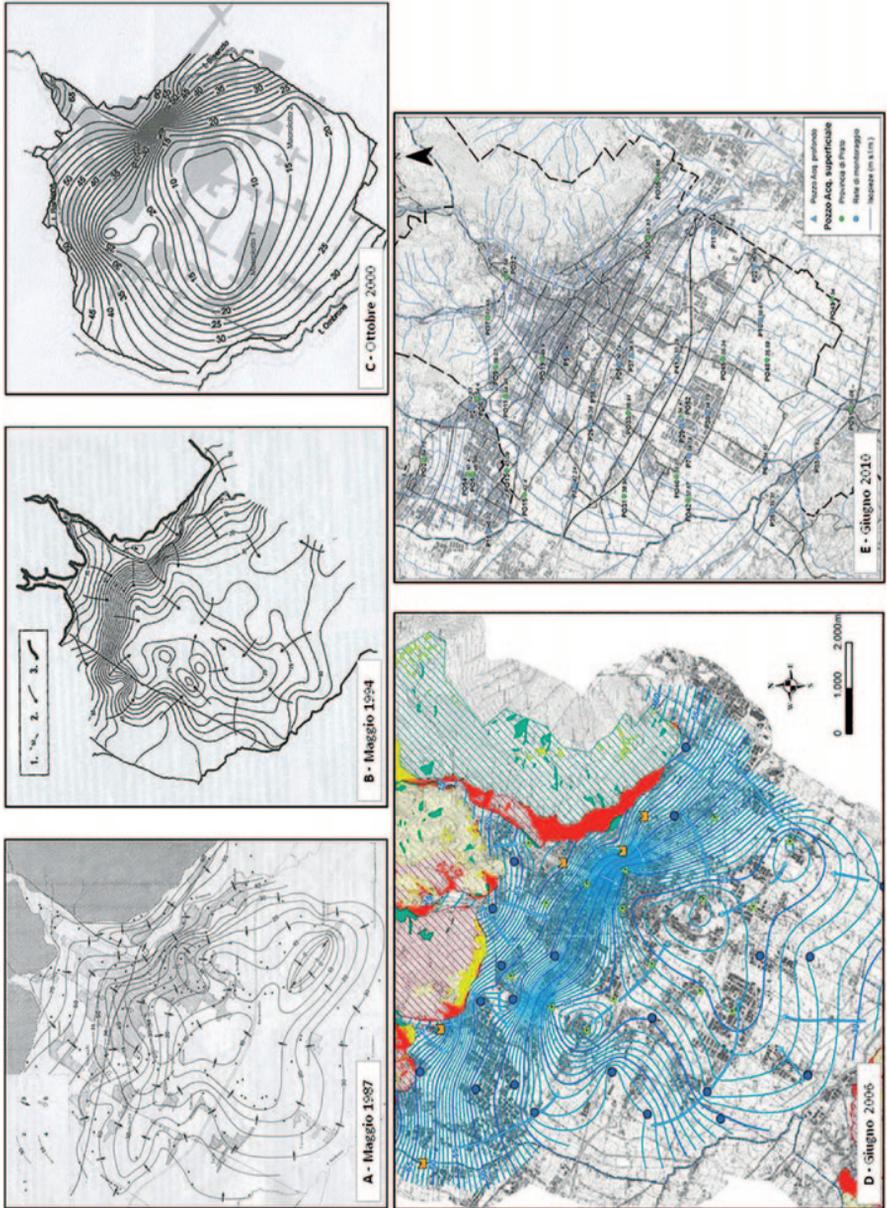


Figura 4 - Elaborazioni piezometriche in differenti anni (A: Landini et al., 1990; B: Gargini et al., 1995; C: Landini, 2005; D: Doveri, 2006; E: Gargini et al., 2011)

Vari lavori in passato (Landini et al., 1990; Gargini et al., 1995; Landini, 2005; Doveri, 2006; Gargini et al., 2011) hanno realizzato mappe piezometriche della falda pratese (Figura 4). L'insieme di queste elaborazioni permette di verificare il comportamento della falda in termini di abbassamenti o innalzamenti avvenuti nel tempo.

In generale, tali variazioni del livello di falda dipendono sia dalla ricarica che dallo sfruttamento. Poiché i pozzi utilizzati nelle campagne di misura effettuate negli anni non sono gli stessi, il confronto deve essere fatto nell'insieme e non puntualmente. Pur nei limiti esposti, si possono tuttavia sottolineare aspetti importanti.

Nonostante le differenze di approccio, le varie piezometrie presentano una simile morfologia. È evidente un'alimentazione da parte sia del fiume Bisenzio, con particolare riferimento alla zona del suo ingresso nella piana, che dagli acquiferi in roccia dei settori collinari/montani (con particolare riferimento ai Monti della Calvana). Nella parte centrale della piana, tutte le piezometrie riportano depressioni legate agli emungimenti (principalmente di natura industriale e idropotabile), sebbene nel 2010 queste risultino meno accentuate e relativamente spostate verso sud. Infatti fino all'anno 2000 le depressioni piezometriche erano caratterizzate da quote molto basse, dell'ordine dei 10-15 metri s.l.m. Nel 2006 si assiste invece a una risalita generale dei livelli, che nelle aree più depresse vanno ad attestarsi intorno ai 20-25 metri s.l.m. Nel 2010 tale risalita risulta ancora più accentuata e i valori più bassi registrati non risultano inferiori ai 30 metri s.l.m. In quest'ultimo periodo i minimi piezometri sembrano anche esser relativamente migrati verso sud.

La Provincia di Prato, con l'approvazione del Regolamento per la Gestione del Demanio Idrico (D.C.P. n.23 del 15/03/2006), ha introdotto, per le concessioni di derivazione ad uso industriale, l'obbligo di misurare e comunicare gli effettivi consumi entro il mese di febbraio successivo all'annualità di riferimento di validità della concessione. Ciò ha consentito di avere dati più certi sugli emungimenti ad uso industriale (Figura 5). I prelievi di acque sotterranee ad uso industriale nell'area in esame sono diminuiti di circa il 46% nel periodo 2005-2013, passando da circa 9 Mm³ del 2005 a circa 4,8 Mm³ del 2013.

Il quadro dei prelievi ad uso potabile è, invece, meglio documentato. L'approvvigionamento idropotabile della falda è stato fortemente condizionato dai problemi di qualità descritti in seguito, che ne hanno in parte limitato l'uso. Dal 2009 si è avuto comunque un incremento dei prelievi ad uso idropotabile, che negli anni 2012 e 2013 è stato di poco superiore ai 16 Mm³ (Figura 6).

In Figura 7 è riportata la mappa della distribuzione delle variazioni di prelievo industriale nel periodo 2005-2011, che risulta essere correlata alla risalita del livel-

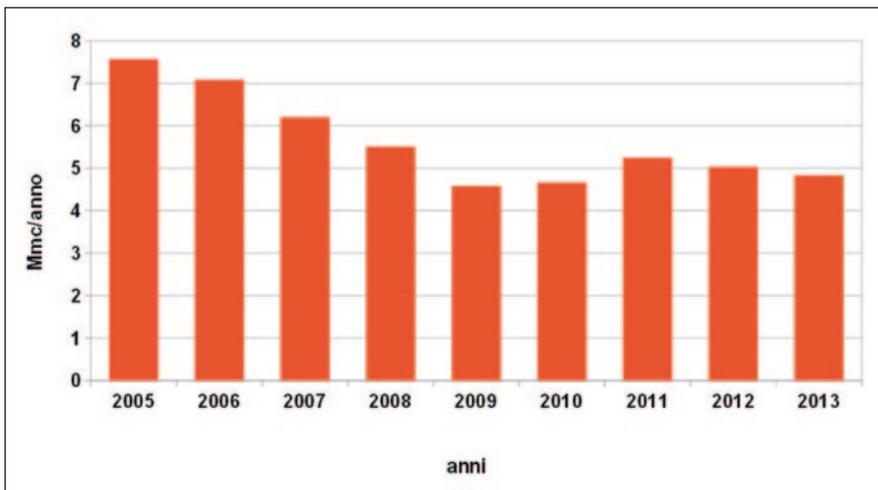


Figura 5 - Quadro riepilogativo dei prelievi industriali dal 2005 al 2013

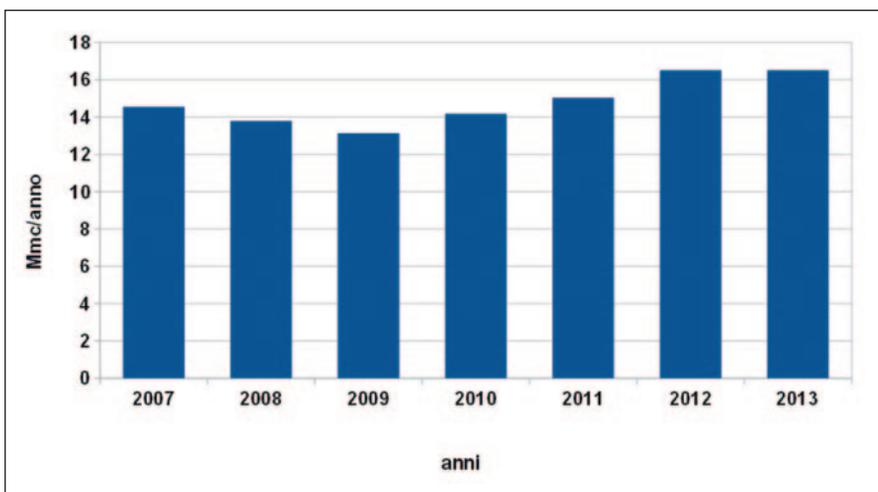


Figura 6 - Quadro riepilogativo dei prelievi acquedottistici dal 2007 al 2013

lo di falda. Ad ogni punto è assegnato il valore, espresso in variazione di volume per unità di area, riguardante la variazione di prelievi di acque sotterranee a scopo industriale nel periodo 2005-2011 verificatasi nel raggio di 500 m dal punto stesso. Da tale mappatura è rilevabile una buona correlazione spaziale tra aree interessate

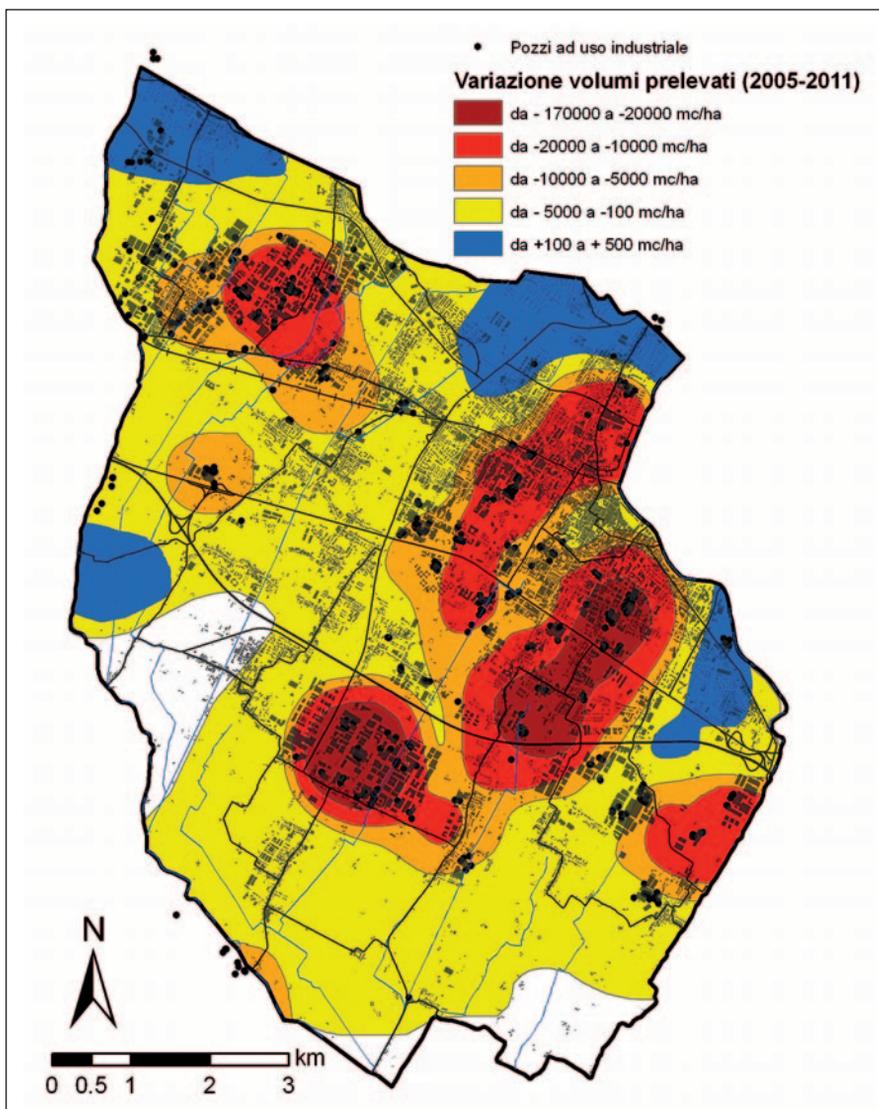


Figura 7 - Densità delle variazioni di prelievo industriale nel periodo 2005-2011

da risalita della falda e zone a maggiore riduzione di prelievi industriali, così come appare evidente un aumento dei prelievi nelle zone dove invece si è registrato un ulteriore abbassamento dei livelli piezometrici.

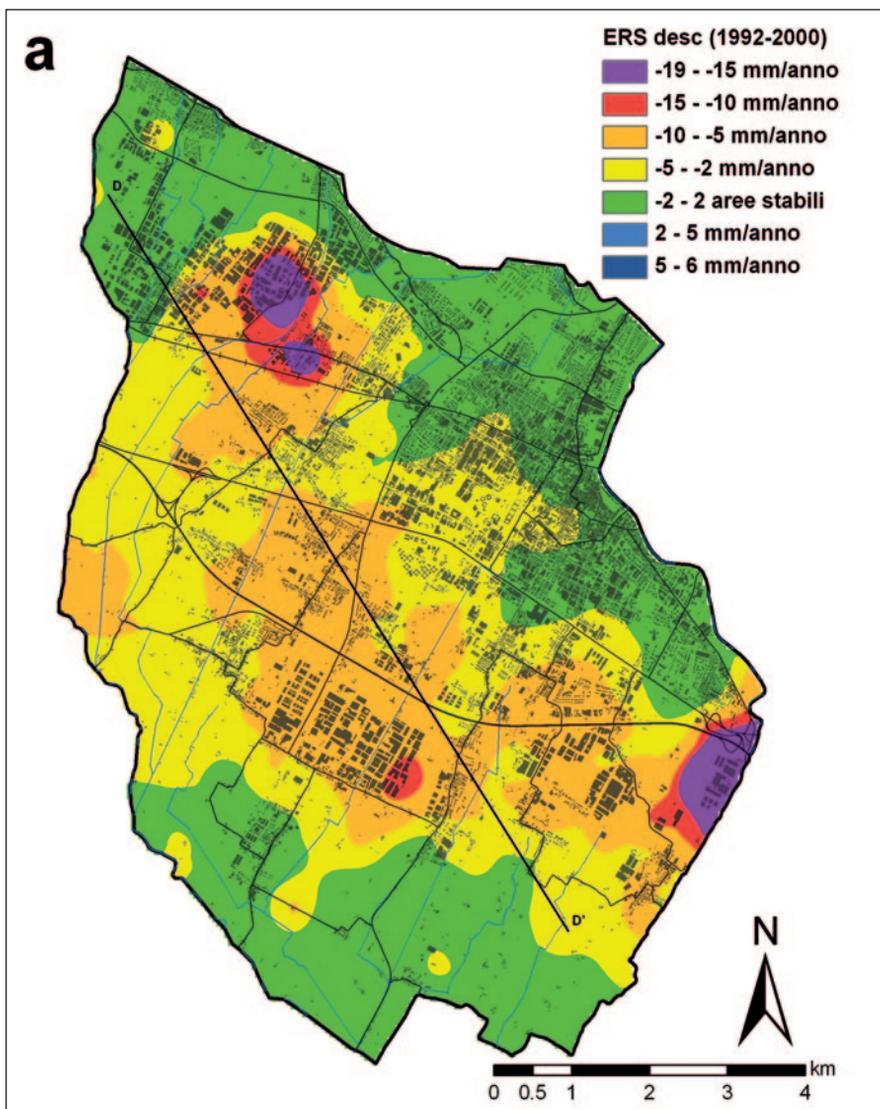


Figura 8 - Mappa di deformazione media annua per i periodi 1992-2000 (ERS, Fig. a)

Il sovrasfruttamento della falda ha portato in passato ad effetti di subsidenza del terreno (Montini et al.), vale a dire ad abbassamenti della quota del piano campagna dovuto alla compattazione dei terreni sottostanti.

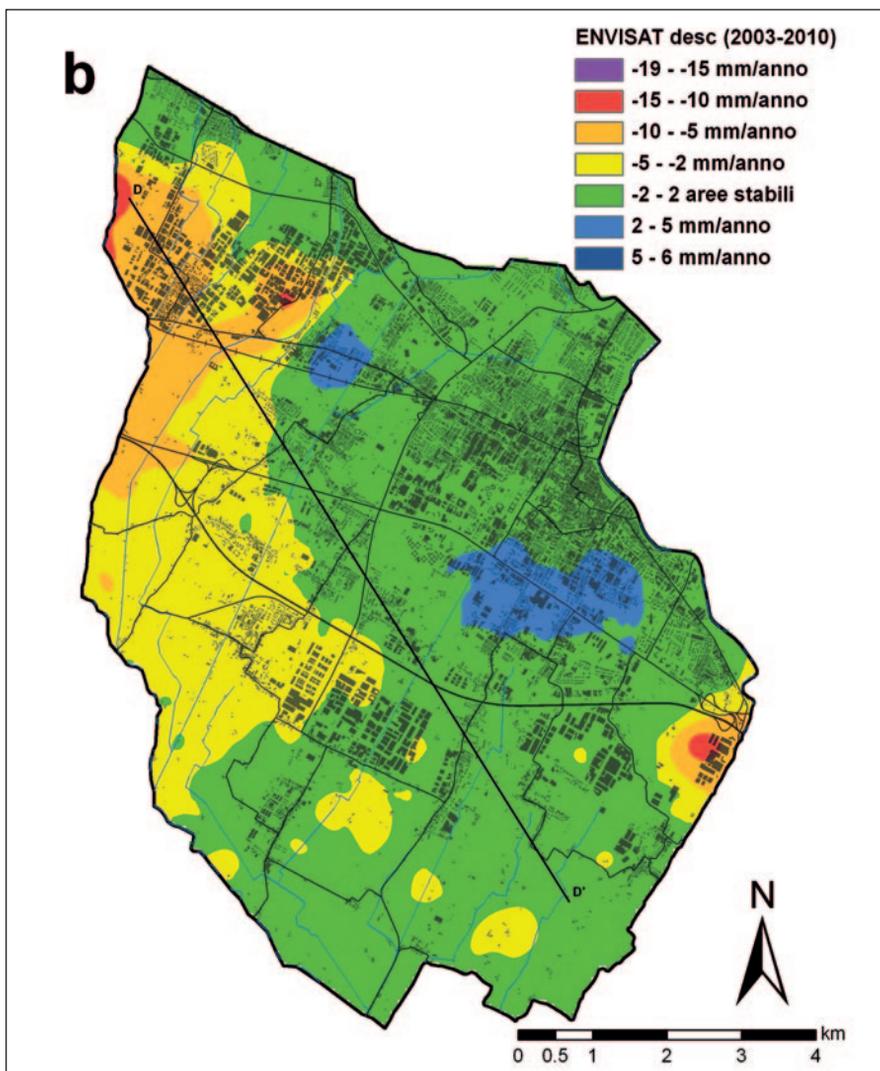


Figura 8 - Mappa di deformazione media annua per i periodi 2003-2010 (ENVISAT, Fig. b)

Dal più recente confronto tra le mappe di deformazione media annua di suolo emerge un generale rallentamento della subsidenza confrontando i periodi 1992-2000 e 2003-2010. Dal confronto si nota come negli anni dopo il 2000 la subsidenza si sia arrestata nelle aree precedentemente interessate da intensi prelievi (Figura 8).

MODELLIZZAZIONE IDRODINAMICA DELL'ACQUIFERO

Il modello di una falda acquifera è uno strumento per caratterizzare “numericamente” la risorsa idrica sotterranea, attraverso la soluzione delle equazioni di moto che rappresentano il flusso dell’acqua. Per questo scopo si parte dalla conoscenza dettagliata delle caratteristiche geologiche ed idrogeologiche, basandosi su una serie di rilievi del sottosuolo e campagne di monitoraggio. Sulla base di queste informazioni conoscitive, possibilmente protratte nel tempo, si costruisce un “modello concettuale”, che permetta di schematizzare il problema ai suoi soli tratti essenziali, mantenendo le caratteristiche di rappresentatività e verosimiglianza con la realtà.

Sulla base dello schema di riferimento tracciato nel modello concettuale, tramite strumenti numerici implementati in appropriati software, è possibile risolvere, in tutti i punti dell’area di studio (dominio di interesse) e nel tempo, le equazioni differenziali alle derivate parziali che governano il moto dell’acqua all’interno degli acquiferi. Quelle caratteristiche geologiche del sottosuolo che non possono essere rappresentate attraverso una legge matematica, vengono ricostruite per interpolazione in tutto il dominio attraverso i sondaggi puntuali.

Il codice numerico è lo strumento per risolvere le equazioni che governano il flusso ed il trasporto; questo viene trasformato in un modello per lo studio delle acque sotterranee attraverso l’introduzione delle caratteristiche geometriche del sito in esame e delle relative condizioni al contorno e dei parametri che caratterizzano il flusso. Infine si opera una taratura (o calibrazione) del modello sulla base dei dati a disposizione al fine di raggiungere la massima verosimiglianza nella rappresentazione dei fenomeni fisici reali. Il modello, una volta tarato, viene verificato nella sua attendibilità accertando la capacità di simulare serie di dati misurati.

In questo capitolo si riportano i risultati elaborati dall’Autorità di Bacino dell’Arno insieme a Publiacqua, attraverso la costruzione di un modello idrodinamico

dell'acquifero pratese mediante il codice di modellazione MODFLOW, lo strumento più utilizzato al mondo per la simulazione delle acque sotterranee.

5.1. MODELLO CONCETTUALE

Come accennato, il modello concettuale costituisce uno schema delle condizioni geologiche e idrogeologiche reali in grado di rappresentare gli aspetti fondamentali del sistema idrogeologico. L'importanza di questa fase nel processo di modellazione è alta poiché consente il successivo trasferimento delle caratteristiche di un sistema reale in un modello che può essere risolto utilizzando codici numerici.

L'acquifero superficiale coincide con la struttura sedimentaria del conoide del fiume Bisenzio, raggiunge uno spessore massimo di 50-60 metri ed ha una trasmittività relativamente alta. La sua forma è stata ricostruita usando le sezioni idrogeologiche esistenti (Landini, 1990) e le stratigrafie raccolte. A causa della forma stessa del conoide, l'acquifero superficiale può essere considerato limitato anche lateralmente, visto che giace di fianco e al di sopra di un altro acquifero formato dall'alternanza di strati sabbioso-ghiaiosi all'interno di orizzonti limoso-argillosi prevalenti.

Le due falde contenute negli acquiferi descritti vengono alimentate da diverse fonti: l'afflusso dal margine montano settentrionale, la precipitazione efficace e l'infiltrazione negli alvei dei fiumi Bisenzio e Ombrone.

Il solo limite naturale è quello a N e N-E dove lo spessore dell'acquifero si azzerava contro le rocce prelacustri: tali formazioni sono quasi tutte a bassa permeabilità (Ofioliti e Flysch argilloso-calcareo) ad eccezione della formazione di Monte Morello. Tale condizione permette degli scambi idrici fra queste rocce e le ghiaie del conoide. Nelle altre direzioni le ghiaie del conoide si uniscono con quelle deposte dai corsi d'acqua contigui al fiume Bisenzio: il torrente Agna a ovest, il torrente Ombrone a sud, l'Arno a sud ovest ed il torrente Marina a est. I depositi alluvionali di questi corsi d'acqua si trovano tutti a profondità modeste (non oltre i 25-30 metri), in quanto questi hanno formato la pianura solo nell'ultima fase deposizionale del bacino.

L'alimentazione del corpo idrico avviene attraverso differenti fattori, tra cui la ricarica diretta ad opera delle precipitazioni, l'alimentazione dai fiumi Bisenzio e in sabbordine Ombrone Pistoiese, l'afflusso proveniente dal margine montano a nord do-

ve la falda è alimentata anche dall'acqua di ruscellamento superficiale che raggiunge la pianura, l'afflusso profondo dai calcari dei Monti della Calvana, posti immediatamente a nord-est di Prato e le infiltrazioni dovute alle perdite delle reti idriche.

I deflussi invece sono essenzialmente quelli dovuti agli emungimenti e in subordine al drenaggio operato dai corsi d'acqua.

Il bilancio effettuato nell'ambito del Piano Stralcio Bilancio Idrico del Bacino del Fiume Arno nel 2008 ha considerato il periodo dal 1993 al 2006 e ha evidenziato un sostanziale pareggio tra prelievo e ricarica.

Falda di "PRATO" "85.97 Km ²		Mmc/a
Infiltrazione areale		10,88
Apporti sotterranei		7,99
Apporti dai versanti		0,46
Infiltrazione dai fiumi		17,18
Volume di subalveo prelevato da pozzi		1,24
TOTALE RICARICA		36,51
Prelievi	acquedottistico	14,50
	domestico	0,27
	irriguo	2,09
	produttivo	19,99
	servizi	0,13
TOTALE USCITE		36,97
SALDO		0,78

Tabella 1 - Bilancio idrico del conoide del F. Bisenzio (Piano Stralcio Bilancio Idrico del bacino del Fiume Arno, 2008)

5.2. MODELLO NUMERICO

Il dominio del modello comprende l'area di pianura della Provincia di Prato interessata dai Comuni di Prato e Montemurlo, delimitata ad est dal fiume Bisenzio ed a nord dai rilievi del Monteferrato. La delimitazione dell'area di studio ricalca abbastanza fedelmente quello del corpo idrico sotterraneo così come definito nel Piano di Gestione delle Acque (Direttiva 2000/60 CE).

Tutte le conoscenze pregresse, schematizzate nel modello concettuale, sono confluite nel modello numerico di flusso, che ha permesso di rappresentare l'idrodina-

mica dell'acquifero e di effettuare un bilancio idrogeologico più accurato della falda, ottenendo nel complesso uno strumento affidabile per la gestione della risorsa acqua.

È stato realizzato un modello relativamente semplice, scegliendo di rappresentare l'acquifero più superficiale formato dai depositi di conoide del Bisenzio come un unico layer, individuando il tetto e la base dell'acquifero attraverso l'esame e l'analisi delle stratigrafie disponibili (Figura 9). Secondo questa ipotesi la falda è considerata un acquifero monostrato. Al di sotto di questo corpo acquifero principale sono presenti altri livelli permeabili inter-comunicanti e ospitanti falde; in esse si evidenziano scambi idrici sia tra loro che con la falda libera sovrastante; per tale motivo è stato modellato anche un terzo livello (oltre alla copertura e all'acquifero vero e proprio) che comprende le suddette falde idriche.

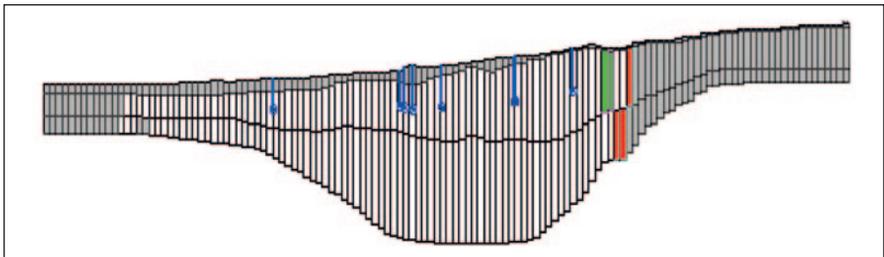


Figura 9 - Schema di suddivisione in tre layer del sottosuolo del dominio considerato

Il modello è stato realizzato usando il codice numerico MODFLOW (McDonald e Harbaugh, 1988; Harbaugh A.W et al., 2000) integrato nel software Groundwater Vistas 6, ed è stato impostato per simulare le condizioni di flusso stagionale per gli anni dal 2007 al 2012. Per la tipologia di modello utilizzato il dominio di applicazione è stato suddiviso (discretizzato) in celle quadrate ciascuna delle quali rappresenta l'unità elementare massima di definizione del sistema.

Questo intervallo temporale è stato ulteriormente suddiviso in 24 stress periods (periodi all'interno dei quali le sollecitazioni sono costanti). La scelta di operare attraverso la simulazione di stress periods stagionali risiede nel fatto che le misure disponibili per la calibrazione non sono a cadenza mensile bensì circa trimestrale. La schematizzazione adottata è comunque adeguata agli obiettivi del modello che sono quelli di creare scenari di lungo periodo di diverse ipotesi di gestione.

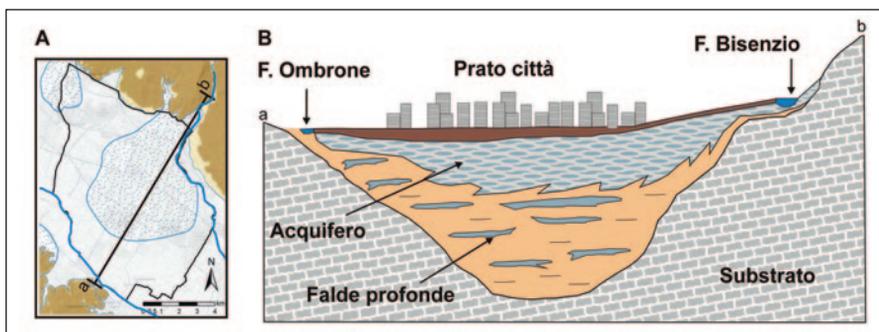


Figura 10 - Relazioni tra acquifero e conoide

LE PROPRIETÀ IDRODINAMICHE

Ogni cella attiva del modello è stata caratterizzata da una serie di proprietà idrauliche quali la permeabilità e i parametri di immagazzinamento.

I valori di permeabilità sono stati ricavati sia dalle informazioni tecniche a corredo delle richieste di concessione idriche, che dal materiale bibliografico, fra cui il lavoro di Adrenelli & Baldini (1996). Anche i valori del coefficiente d'immagazzinamento (S) sono stati desunti dallo stesso lavoro. Per la simulazione in regime transitorio risulta infatti fondamentale la definizione dei parametri di immagazzinamento, che regolano le risposte dell'acquifero alle sollecitazioni a cui è sottoposto. In pratica viene quantificato l'effetto di riempimento o svuotamento del serbatoio idrico a seconda rispettivamente di un bilancio idrico attivo o passivo. In fase di calibrazione è stata eseguita una zonazione dei parametri di immagazzinamento sulla base dello spessore delle ghiaie, aumentando cioè il coefficiente d'immagazzinamento dove le ghiaie hanno maggior spessore.

LE CONDIZIONI AL CONTORNO

Sono rappresentate da tutti quei fattori che condizionano la circolazione idrica, quali la ricarica efficace, gli apporti da acquiferi contigui a quello studiato, le interazioni falda-fiume, e i prelievi da pozzi (Figura 11).

Come già indicato, il solo limite naturale è localizzato a N e N-E, dove lo spessore dell'acquifero si azzerava contro le rocce prelacustri che sono in prevalenza a bassa permeabilità (Ofoliti e Flysch argilloso-calcareo) ad eccezione della formazione di Monte Morello, per la quale sono possibili scambi idrici con le ghiaie del

conoide. Nelle altre direzioni le ghiaie del conoide si uniscono con quelle deposte dai corsi d'acqua contigui al Bisenzio: i torrenti Agna e Calice a ovest e Ombrone a sud.

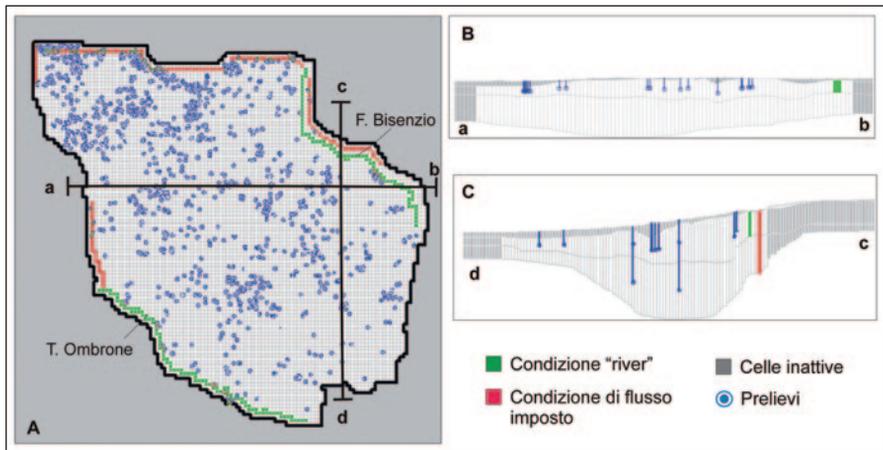


Figura 11 - Condizioni al contorno del modello numerico

Riassumendo l'alimentazione del corpo idrico avviene attraverso:

- Ricarica diretta (precipitazioni)
- Reinfiltrazioni dovute alle perdite delle reti idriche
- Alimentazione dal fiume Bisenzio e in subordine dall'Ombrone
- Afflusso proveniente dal margine montano a nord, dove la falda è alimentata anche dall'acqua di ruscellamento superficiale che raggiunge la pianura
- Afflusso profondo dai calcari dei Monti della Calvana, appartenenti, dal punto di vista geologico, alla formazione di Monte Morello posti immediatamente a nord est di Prato
- Contributo (comunque minoritario) dal margine ovest in corrispondenza del torrente Calice.

I deflussi sono essenzialmente quelli dovuti agli emungimenti e in subordine al drenaggio dai corsi d'acqua. I rapporti fra le varie voci di ricarica del corpo idrico di Prato sono stati desunti dallo "Studio idrogeologico e idrogeochimico delle risorse idriche di Prato" (Consorzio Ferrara Ricerche & Hydrogea Vision, 2011).

RICARICA ZENITALE

La ricarica zenitale è composta da due termini: l'infiltrazione da precipitazioni, quella dovuta alle perdite di rete idrica e, in misura molto minore, quella fognaria. Trattandosi di un'area in larga parte urbanizzata non è trascurabile il termine dovuto alle infiltrazioni dalle perdite delle reti.

Il dominio del modello è stato inizialmente diviso in zone urbanizzate e zone non urbanizzate. Per quanto riguarda le zone urbanizzate, il contributo dell'infiltrazione da pioggia è stato considerato pari a zero, dovuto alla forte e pervasa impermeabilizzazione del suolo; in queste zone la ricarica è rappresentata unicamente dalle perdite della rete.

Per la quantificazione dell'infiltrazione da perdite idriche, è stato applicato un coefficiente d'infiltrazione pari al 20% del valore totale delle perdite, mentre per il calcolo delle perdite da fognatura è stata applicata una percentuale dello 0,02% sulla quantità di reflujo in arrivo ai depuratori di Prato (Baciacavallo e Calice), prima del bypass, considerato che la maggior parte delle condotte non sono in pressione.

FIUMI

Il dominio di studio risulta interessato dalla presenza dei fiumi Bisenzio e Ombrone; soprattutto il primo è un'importante voce di ricarica della falda, mentre il secondo assume un ruolo decisamente minoritario. L'alimentazione dai fiumi è rappresentata tramite l'impostazione di una condizione di flusso dipendente dal carico idraulico che dipende dalla conducibilità idraulica del letto, dal suo spessore e dalla differenza di carico tra il livello del fiume e la piezometrica. Il flusso dipende dalla differenza di carico idraulico fra l'acquifero e il corpo idrico superficiale.

APPORTI DA ACQUIFERI CONTIGUI

Gli afflussi da parte dei rilievi prospicienti il dominio sono riassumibili in due termini:

- gli afflussi sotterranei dai Monti della Calvana
- gli afflussi dovuti agli apporti dai bacini nord occidentali (che concorrono in misura minore).

Durante le simulazioni, è stato tenuto di conto delle percentuali di ricarica tra le varie voci, che risultavano essere di circa il 50% per ricarica diretta, 40% per apporti dal fiume Bisenzio e per travaso dai Calcari dei Monti della Calvana e per il restante 10% per apporti dei rilievi posti a nord (Monteferrato) e del torrente Ombrone a sud dell'area in esame. Questa condizione relativa alla ricarica dai rilievi è stata attribuita

nel modello come un limite a flusso imposto e consiste quindi in un flusso di acqua entrante nel corpo idrico.

PRELIEVI

Per i prelievi industriali e acquedottistici è stata presa la media annua degli emungimenti. In totale sono stati inseriti nel modello 1.285 punti di prelievo georiferiti con i relativi quantitativi.

5.3. SIMULAZIONE E CALIBRAZIONE DEL MODELLO

Sulla base di quanto sopra esposto è stato implementato il modello in regime transitorio per il periodo 2007-2012; la discretizzazione temporale è stata impostata a scala trimestrale, assegnando, come abbiamo detto, ad ognuno dei 24 stress periods una durata pari a tre mesi. All'interno di ogni periodo sono stati quindi variati i dati di input (ricarica, afflussi da monte, prelievi, livello dei fiumi).

La simulazione del modello consiste nella risoluzione delle equazioni di governo del flusso, per ogni cella del sistema e per l'intero periodo considerato, a partire da una situazione iniziale prefissata. Al termine del calcolo, per ognuno dei 24 stress periods e per ciascuna cella, viene prodotta una piezometria risultante e quantificati i volumi di acqua in entrata ed in uscita dal sistema, ossia il bilancio idrogeologico. Come carico idraulico iniziale è stato preso quello relativo al dicembre 2006, ottenuto dalle misure osservate nei piezometri della rete freaticometrica provinciale.

La successiva fase di taratura risulta uno dei momenti più delicati dell'intera creazione di un modello. Il metodo di taratura utilizzato è quello diretto che consiste nel modificare entro un range di variabilità i parametri immessi, al fine di ottenere un'accettabile convergenza tra i valori piezometrici reali e quelli simulati con il modello. In altri termini, mediante un procedimento "trial and error", si è cercato di calibrare alcuni parametri-chiave cercando di minimizzare lo scarto tra i valori di piezometria calcolati con il modello con quelli realmente misurati, sino ad ottenere un modello rappresentativo del sistema idrogeologico in esame.

La calibrazione ha coinvolto i parametri relativi al coefficiente di immagazzinamento, la ricarica areale e gli apporti dai rilievi, tenendo presente le percentuali tra i vari termini derivanti dallo studio idrogeochimico dell'acquifero pratese. I targets di calibrazione sono stati quelli della rete piezometrica.

RISULTATI OTTENUTI

Il modello in regime transitorio ha permesso di fare il bilancio del corpo idrico per il periodo considerato, dettagliando i singoli termini del bilancio di massa come mostrato in Figura 12.

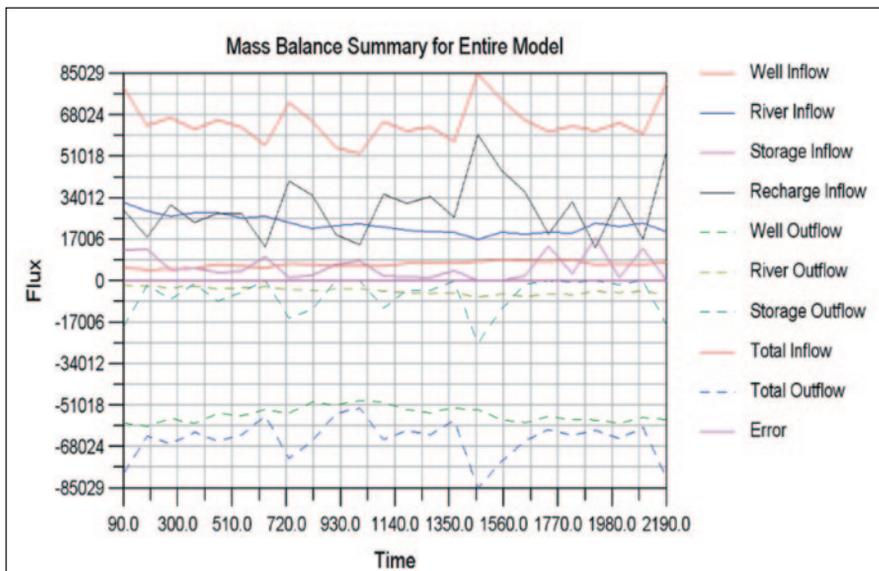


Figura 12 - Andamento del bilancio idrico della falda

Dal bilancio idrico si ha un afflusso idrico alla falda così ripartito:

- 55% proveniente dalla ricarica zenitale
- 33% proveniente dai fiumi (prevalentemente dal fiume Bisenzio)
- 12% proveniente dagli acquiferi contigui (Monti della Calvana e rilievi settentrionali).

Dal modello implementato si riesce a valutare il bilancio in un periodo caratterizzato da estrema variabilità climatica, con alternanza di anni piovosi (2009 e 2010) ed anni siccitosi (2007 e 2012), in un contesto caratterizzato da un lato dalla diminuzione del prelievo industriale e dall'altro da un incremento del prelievo acquedottistico, necessario anche per far fronte ai periodi siccitosi. Nel periodo studiato si è assistito ad una risalita piezometrica rilevante che il modello riesce bene a rappresentare. Tale

alto piezometrico si mantiene anche nel 2012, anno caratterizzato nei primi mesi da precipitazioni molto al di sotto della media stagionale. Il bilancio di massa mette in evidenza come la ricarica zenitale, sostenuta in parte anche dalle perdite dalla rete idrica, assuma un ruolo fondamentale per l'immagazzinamento dell'acquifero, ma anche come l'infiltrazione dal fiume Bisenzio risulti un elemento regolatore dello scambio idrico, in quanto le sue acque, unitamente a quelle che per travaso arrivano al corso d'acqua dai Calcari dei Monti della Calvana, forniscono un contributo importante anche nei periodi di piogge sotto la media stagionale.

Il bilancio risulta pertanto positivo sia per il decremento del prelievo industriale che per l'incremento della ricarica negli anni idrologici 2009/10 e 2010/11. La falda risulta ancora sfruttata in maniera importante, come testimonia il flusso radiale centrifugo nella porzione centrale del conoide, ma non si trova più in uno stato di sovrasfruttamento come negli anni '80 e '90, data la risalita piezometrica avvenuta soprattutto negli ultimi anni.

Dal modello si ricava che nel periodo considerato la ricarica è sempre stata maggiore dei prelievi (Figura 13), con un massimo nell'anno 2010; gli anni 2009 e 2010 sono quelli che hanno registrato il minimo dei prelievi industriali (circa 4,6 Mm³) ed il massimo degli apporti meteorici; questo si riscontra nell'andamento dei livelli nei piezometri. Anche nel periodo fra il 2011 ed il 2012, contraddistinto da una forte siccità in tutta la Toscana, il bilancio si mantiene positivo.

Il conoide, per le sue caratteristiche idrostratigrafiche, funge da vero e proprio "bacino di accumulo" di riserva idrica sotterranea; risulta ben alimentato sia da nord-est (fiume Bisenzio), sia da nord-ovest, ed essendo un sistema abbastanza chiuso lateralmente permette l'accumulo di un'importante riserva di acqua che nei periodi di bassa ricarica sostiene le uscite attraverso l'immagazzinamento. L'area di alimentazione diretta è situata nella parte apicale del conoide mentre una indiretta si trova nelle vicinanze del Bisenzio, sia per infiltrazione di subalveo dal fiume che dai Monti della Calvana, anche per travaso delle sue acque nel corso d'acqua; le aree più interne sono invece quelle di accumulo e immagazzinamento della risorsa.

La fase di validazione del modello consiste nell'applicarlo in un periodo che non faccia parte di quello servito per la taratura, con la calibrazione dei parametri. Come periodo di validazione è stato quindi utilizzato quello che va dal gennaio 2013 al giugno 2014. Il modello è riuscito a prevedere con una buona approssimazione i valori della piezometria, con errori confrontabili con quelli del periodo di calibrazione 2007/12, a conferma della validità delle ipotesi di schematizzazione adottate.

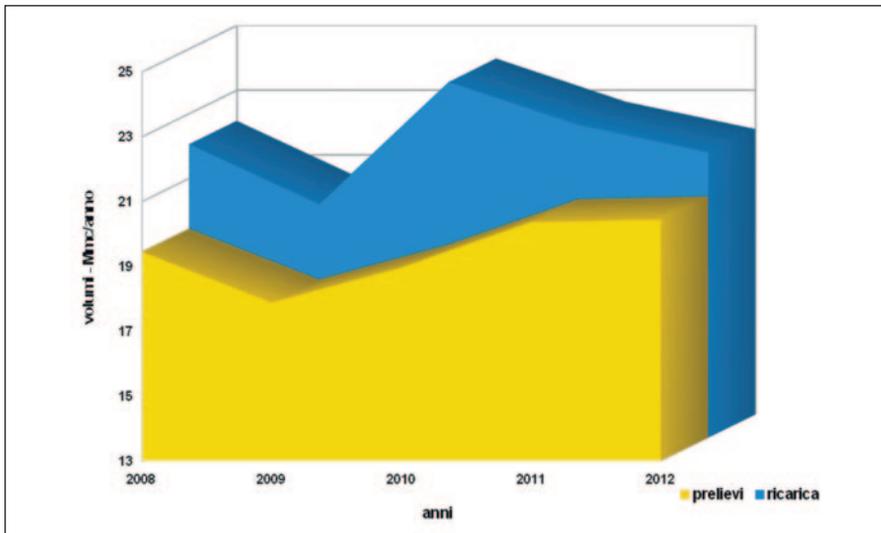


Figura 13 - Confronto fra ricarica e prelievi nel periodo 2008-2012

La validazione ha permesso quindi di estendere il bilancio anche per il periodo gennaio 2013 - giugno 2014. La Figura 14 riporta l'andamento degli immagazzinamenti netti cumulati all'interno della zona del conoide di Prato da gennaio 2007 a giugno 2014. Questi hanno comportato un aumento di risorsa di circa 6 Mm³, che ha generato un innalzamento piezometrico generalizzato in tutta l'area pratese.

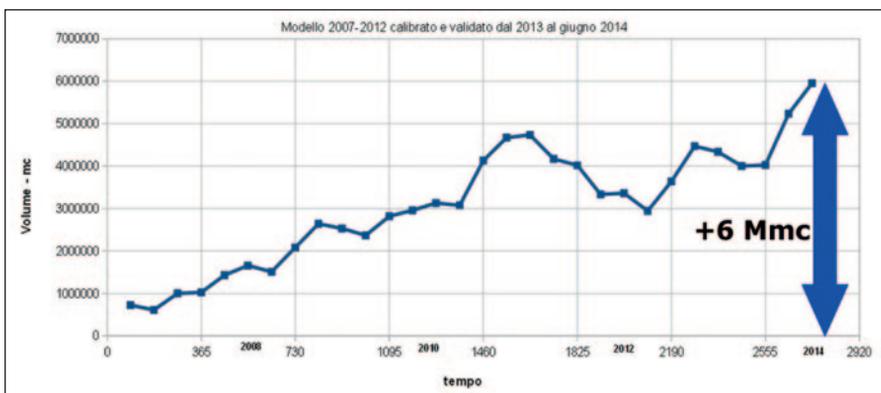


Figura 14 - Immagazzinamento cumulato di acqua nell'acquifero (zona conoide) rispetto al dicembre 2006

Le simulazioni del modello con la ricostruzione del tempo della piezometria e del bilancio idrico confermano le condizioni dell'acquifero che oggi mantiene un saldo positivo fra alimentazione e consumo. Dal punto di vista quantitativo la condizione di sovrasfruttamento può considerarsi completamente superata ed è presente, al contrario, un significativo margine di riserva per un eventuale aumento dei consumi nel futuro.

LA QUALITÀ DELL'ACQUIFERO

La falda di Prato è interessata da inquinamento diffuso da organo-alogenati e nitrati che interessa settori estesi del corpo idrico. A questo stato di inquinamento di fondo si sovrappongono aree con picchi di concentrazione dovuti a fonti di inquinamento puntuali. Le cause di tali situazioni sono molteplici e difficilmente identificabili con precisione, anche in relazione alla tipologia dei contaminanti ed alla loro specifica modalità di trasporto in un acquifero sotterraneo.

L'Autorità di Bacino del Fiume Arno, L'Autorità Idrica della Toscana, il Comune di Prato e Publicacqua hanno sottoscritto una Convenzione finalizzata all'approfondimento degli aspetti qualitativi dell'acquifero pratese. Ne è seguito uno studio nell'anno 2016 che ha previsto l'utilizzo di prove di campo e di misure chimiche ed isotopiche per la caratterizzazione dell'inquinamento della falda riguardo sia i composti organo-alogenati che l'azoto. Entro tale studio è stato progettato e realizzato un monitoraggio di dettaglio basato su una serie di campagne di misura che, partendo dallo stato di conoscenza attuale, ha permesso di fornire importanti elementi per la gestione dell'acquifero.

6.1. IL QUADRO CONOSCITIVO PREESISTENTE

Per il monitoraggio qualitativo preesistente al 2016 si è fatto riferimento ai dati di Publicacqua ed ARPAT per il periodo 2000-2015 riferiti a campionamenti/analisi (non continui) su 45 pozzi situati a sud di Prato in località Vergaio, Iolo e Badie (Figura 15).

Al fine di rappresentare il fenomeno di inquinamento sulla base sia dei dati di qualità disponibili, sia dell'infrastrutturazione del territorio e delle caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero, si è proceduto ad una suddivisione dell'area di studio in quattro quadranti che corrispondono a Badie nord e sud, Vergaio e Iolo, utilizzando l'Autostrada A11 come limite nord-sud.

Per ogni zona sono stati studiati degli andamenti della concentrazione degli inquinanti in funzione del tempo. Nelle figure 16-23 sono riportati i grafici utilizzando toni di colore diverso a seconda della profondità del pozzo monitorato:

- Profondità fra 0 e 40 m in scala di colori del verde
- Profondità fra 40 e 60 m in scala di colori rosso-arancio
- Profondità maggiore di 60 m in scala di colori azzurro-blu.

L'indicazione della profondità del pozzo ha solo un valore molto indicativo, in quanto i pozzi in oggetto presentano finestrate su tutti gli orizzonti permeabili più produttivi. Il fenomeno dell'inquinamento da nitrati e tetracloruri interessa l'area in maniera molto variabile sia in funzione della zona che delle concentrazioni rilevate.

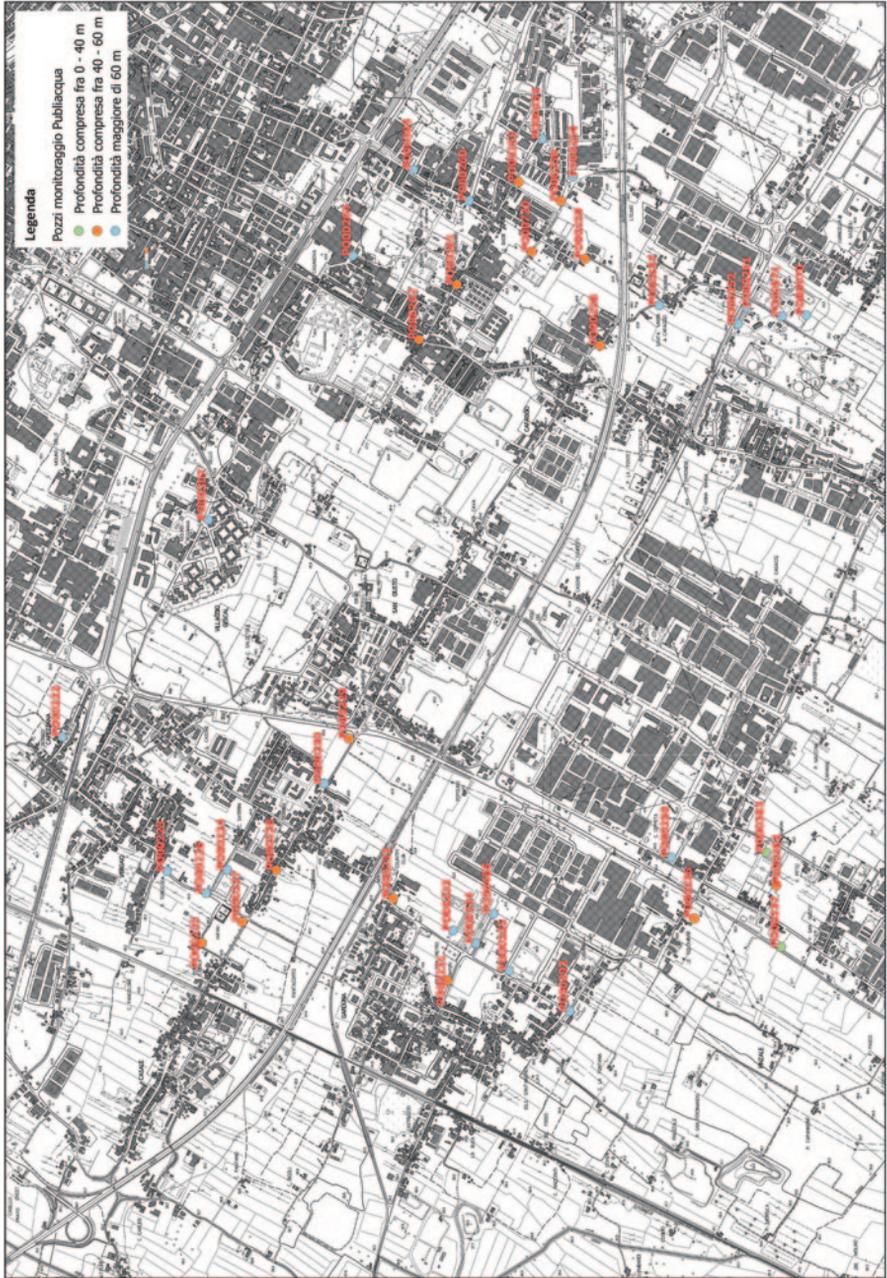
I nitrati presentano i valori più elevati di concentrazione nelle zone nord (Vergaio e Badie nord), con un trend stabile o di leggerissimo decremento dei valori più alti negli ultimi 5 anni. Le zone sud hanno invece un andamento complementare, con un'evidente crescita delle concentrazioni per quasi tutti i pozzi, indipendentemente dalla profondità.

Anche per il tetracloroetilene le zone nord hanno concentrazioni nettamente superiori (circa un ordine di grandezza in questo caso) rispetto a quelle della zona sud (Iolo e Badie sud). Negli oltre 15 anni esaminati, i dati presentano i valori più elevati fino al 2004, per poi scendere gradualmente fino al 2015 (pur in presenza di fluttuazioni temporali più o meno accentuate).

Nella zona di Iolo, pur all'interno di valori inferiori a 50 µg/l, è evidente un incremento a partire dal 2010. Un comportamento meno evidente ma analogo è presente nell'area di Badie sud.

Quanto rilevato appare di estremo interesse e dimostra comunque una coerenza generale dei dati a disposizione pur considerando la lunga serie storica ed il numero elevato di pozzi monitorati.


Figura 15 - Distribuzione e zonizzazione della profondità dei pozzi di Publiacqua



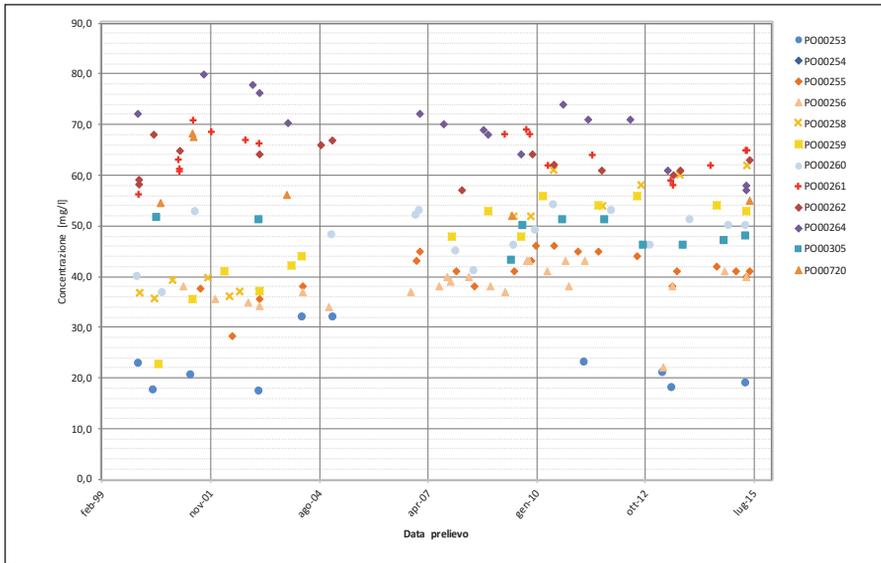


Figura 16 - Andamento della concentrazione dei nitrati nel tempo - Zona Badie nord

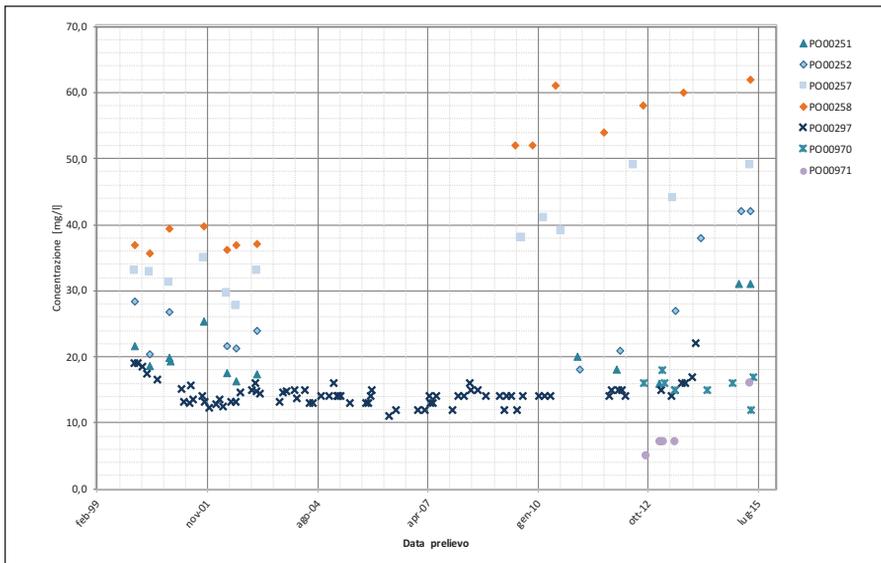


Figura 17 - Andamento della concentrazione dei nitrati nel tempo - Zona Badie sud

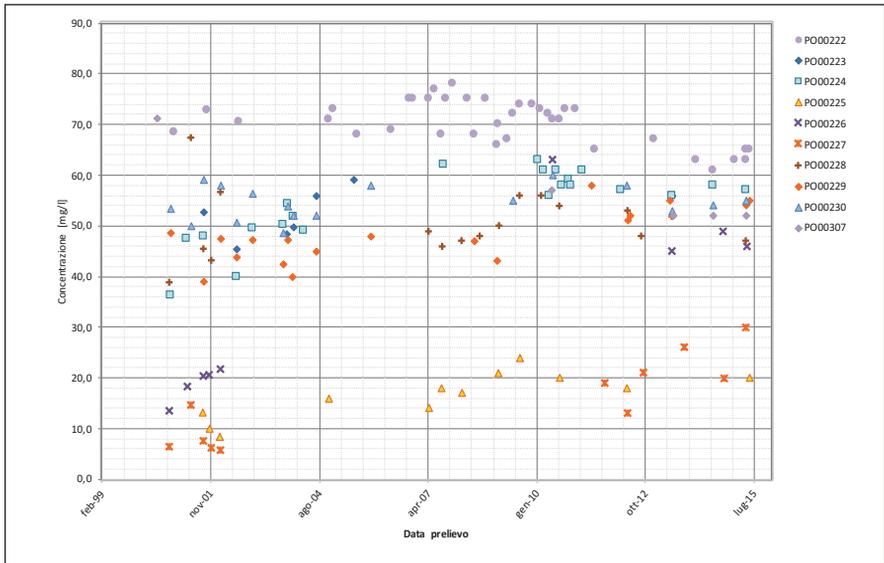


Figura 18 - Andamento della concentrazione dei nitrati nel tempo - Zona Vergaio

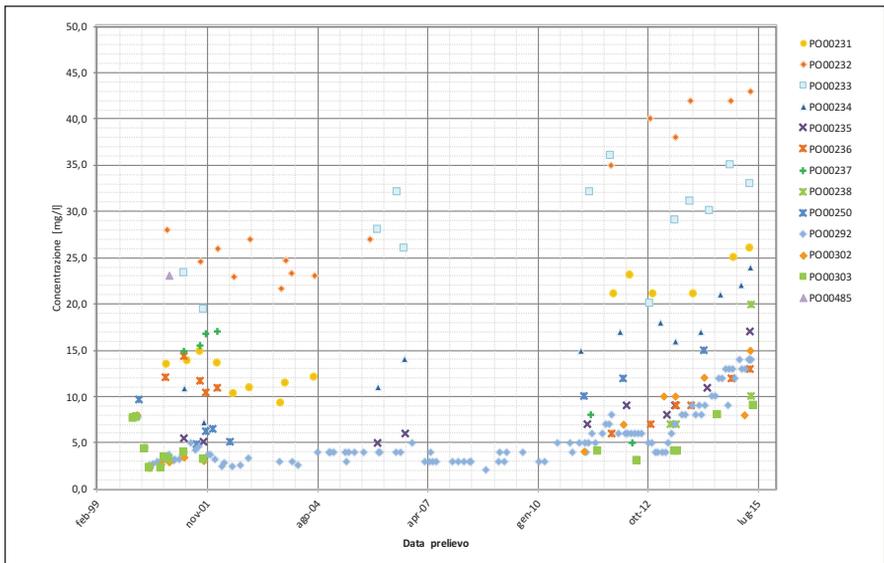


Figura 19 - Andamento della concentrazione dei nitrati nel tempo - Zona Iolo

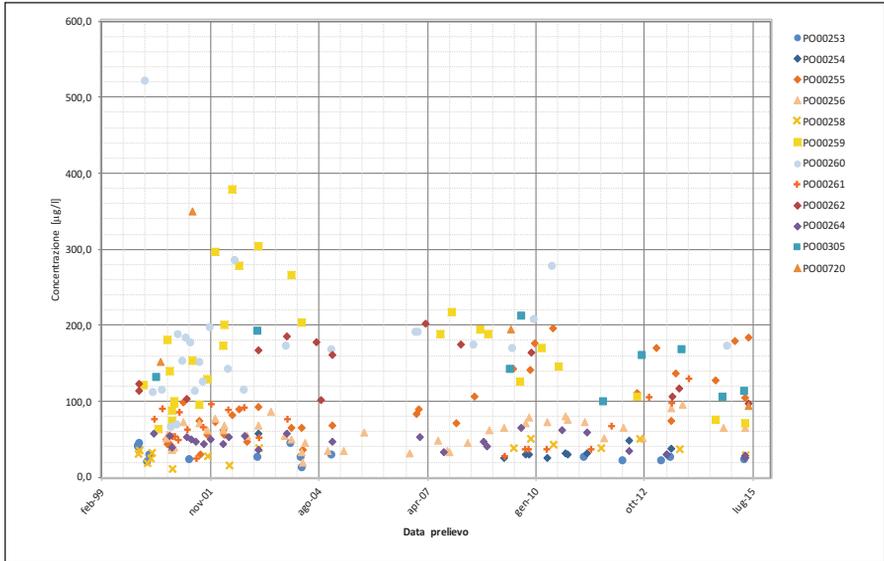


Figura 20 - Andamento della concentrazione del tetracloroetilene nel tempo - Zona Badie nord

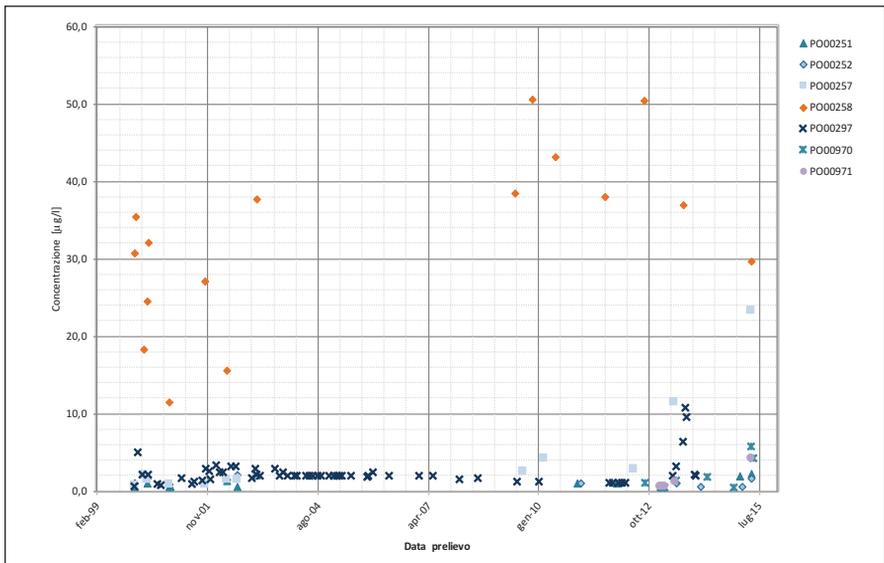


Figura 21 - Andamento della concentrazione del tetracloroetilene nel tempo - Zona Badie sud

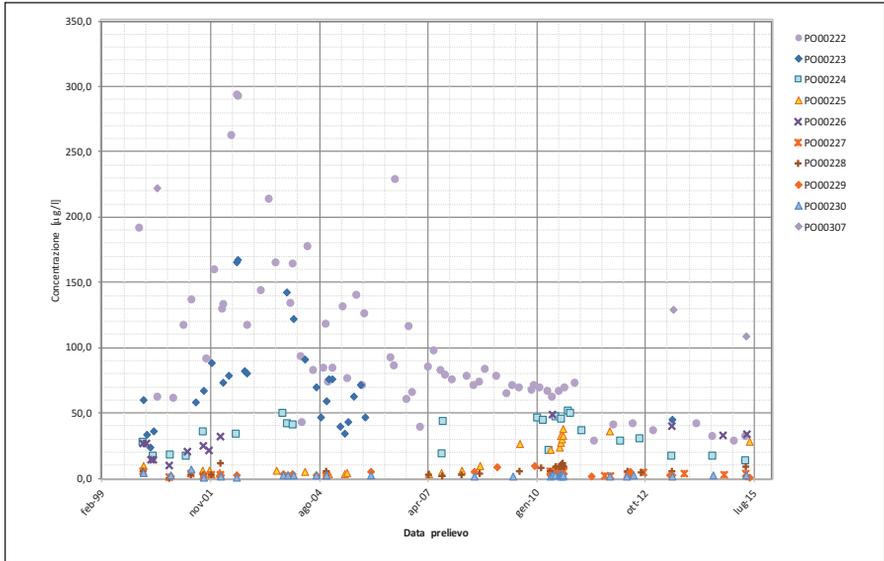


Figura 22 - Andamento della concentrazione del tetracloroetilene nel tempo - Zona Vergaio

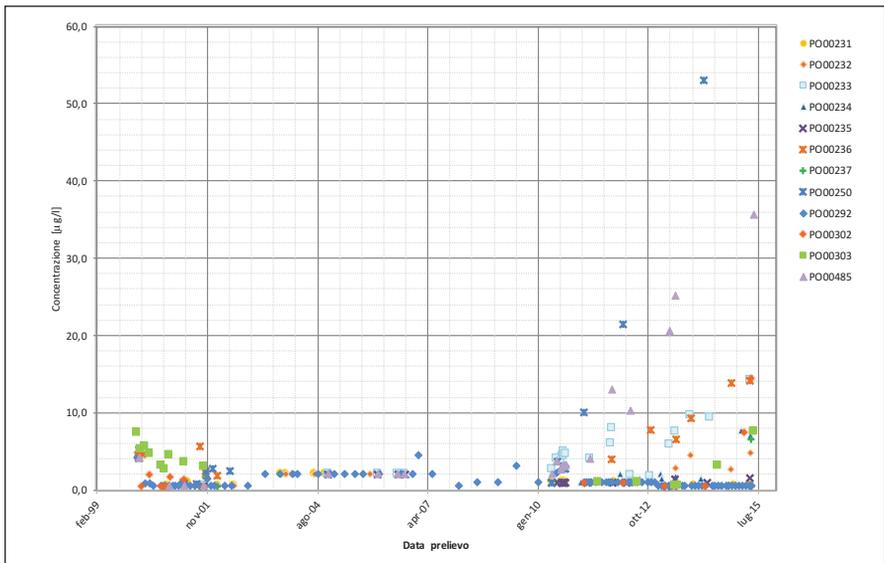


Figura 23 - Andamento della concentrazione del tetracloroetilene nel tempo - Zona Iolo

6.2. METODOLOGIA DELLE NUOVE CAMPAGNE DI MISURA

In questo studio sono state effettuate due campagne di misura con un numero consistente di punti di prelievo, una in condizioni di morbida e una di magra, del corpo idrico. Ciò ha permesso di individuare gli attuali *hot spot*, cioè punti ad alta concentrazione di inquinanti e i relativi pennacchi, cioè le relative zone di diffusione. Sulla base di questa indagine è stato possibile definire due aree campione su cui programmare e realizzare indagini di dettaglio sotto l'effetto di perturbazioni dello stato idrodinamico della falda (*stress test*). Gli *stress test* hanno come obiettivo quello di individuare relazioni di dipendenza tra il contaminante e gli aspetti idrodinamici in modo da stabilire una migliore comprensione dei meccanismi che regolano le variazioni delle concentrazioni dei contaminanti, verificando anche la possibilità di esportazione dei risultati su aree limitrofe. In funzione delle indicazioni ottenute, è possibile intraprendere strategie gestionali dell'acquifero atte a prevedere i fenomeni di inquinamento e a proteggere le opere di captazione.

Di seguito sono descritte le principali attività svolte:

- a) Realizzazione di due campagne estese di monitoraggio dell'acquifero (in periodi idrologici diversi) attraverso misure piezometriche e prelievo di campioni di acqua in piezometri e pozzi distribuiti nell'aerale della falda pratese.
- b) Scelta di due siti su cui effettuare il monitoraggio della qualità delle acque nel corso di "perturbazioni idrodinamiche", in relazione ai risultati conseguiti nelle campagne di monitoraggio e dell'effettiva possibilità tecnica di svolgere dette prove.
- c) Esecuzione di una campagna pre-test (antecedente alle prove) in modo da definire il quadro di riferimento di base immediatamente prima della "perturbazione" indotta sull'acquifero. La campagna ha riguardato il rilievo dei livelli piezometrici e il campionamento delle acque per la loro caratterizzazione qualitativa.
- d) Esecuzione delle indagini con "perturbazione idrodinamica" nel corso delle quali sono stati monitorati livelli idrici e la qualità delle acque. A partire da una situazione dinamica (pre-test) corrispondente a quella a regime (in cui i pozzi idropotabili sono mantenuti costantemente attivi), si è determinato una condizione "statica" o pseudo-statica (nel caso esistano altri pozzi privati attivi al contorno), mantenendo inattivi per alcuni giorni i pozzi idropotabili della zona test. Successivamente il campo pozzi è stato riportato alle stesse condizioni di attività del pre-test. Il monitoraggio, che prevede misure piezometriche e pre-

lievo di campioni d'acqua con conseguenti analisi chimico-isotopiche, è caratterizzato da frequenza di misura e prelievo pressoché giornaliera, sia nell'arco di tempo in condizioni pseudo-statiche indotte, sia in quello in cui l'emungimento dei pozzi è ripristinato.

Le due campagne estese sono state effettuate rispettivamente a fine giugno-inizio luglio e settembre 2015. I due test con perturbazione idrodinamica rispettivamente nei periodi 15-28 ottobre 2015 e 1-12 febbraio 2016.

Per entrambe le tipologie di indagine (campagna estesa e test con perturbazione) sono stati misurati in situ i livelli idrici ed i parametri fisico-chimici delle acque, nonché prelevati campioni da analizzare in laboratorio di maggiore dettaglio riferiti ai composti inquinanti di interesse (tetracloroetilene e nitrati) e gli isotopi dell'acqua.

Le indagini isotopiche, utilizzate per la caratterizzazione della circolazione idrica nell'acquifero, sfruttano il fatto che a seconda del luogo di provenienza dell'acqua (acque piovane della fascia alta del bacino di alimentazione rispetto a quella di valle, per esempio) questa sia composta da concentrazioni diverse delle diverse specie isotopiche. Gli isotopi si comportano pertanto come dei "traccianti" consentendo di seguire il flusso idrico all'interno dell'acquifero distinguendo nei diversi punti di captazione le diverse componenti (circolazione profonda, ricarica diretta...).

Il lavoro di campagna ha interessato i pozzi di Publiacqua e pozzi privati appartenenti alla rete di monitoraggio della Provincia, nonché alcuni punti del fiume Bisenzio e del torrente Bardena (detto anche Fosso Dogaia).

6.3. CAMPAGNE ESTESE DI MISURA E CAMPIONAMENTO

La prima campagna (fine giugno-inizio Luglio 2015), che è stata preceduta dal periodo piovoso invernale - primaverile (oltre 370 mm di pioggia da gennaio a giugno), è da ritenersi rappresentativa di condizioni di morbida, mentre la seconda può considerarsi rappresentativa di condizioni prossime a quelle di magra, visti i circa 100 mm di pioggia caduti nel periodo luglio-settembre, quando le temperature favoriscono un alto tasso di evapotraspirazione.

Nella Figura 24 e Figura 25 sono inserite le piezometrie elaborate per le due campagne estese. Entrambe le elaborazioni, rispetto a quelle degli anni passati, confermano il ruolo significativo nell'alimentazione del sistema da parte del fiume Bisenzio

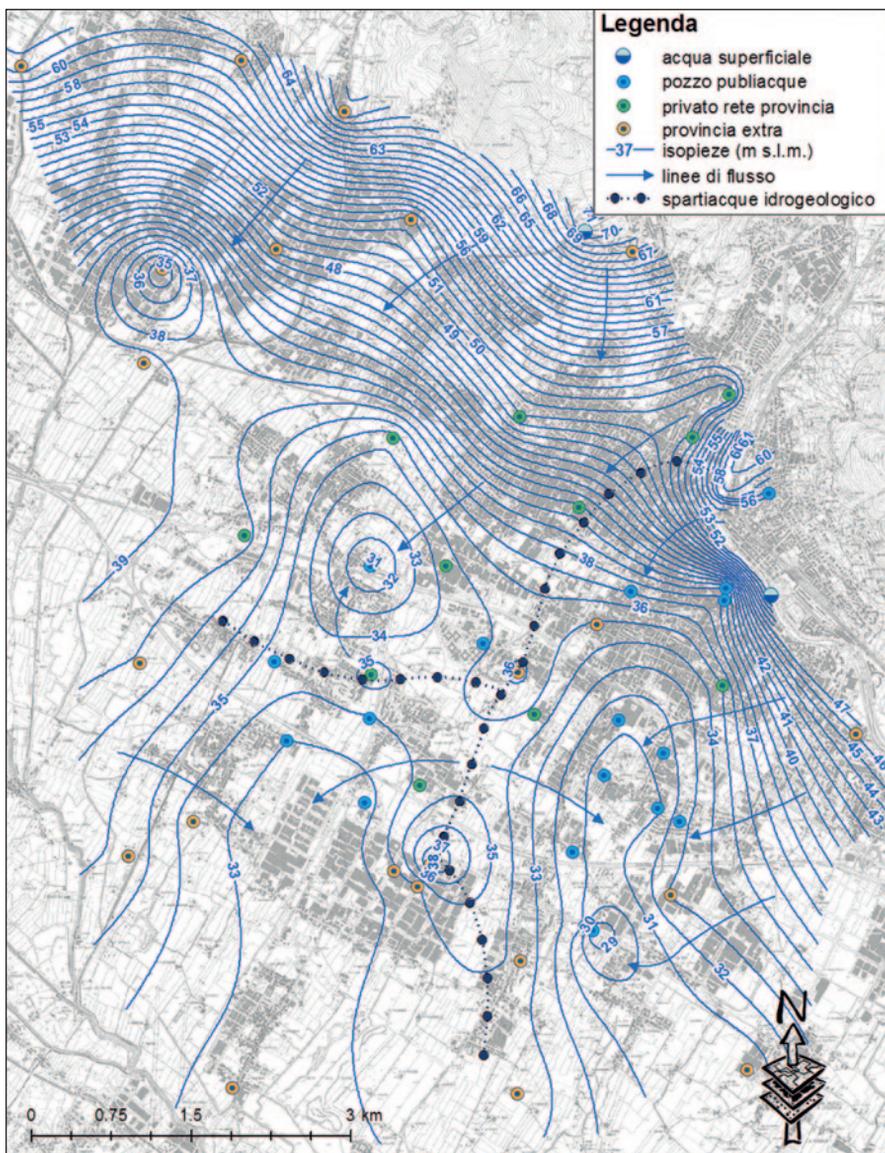


Figura 24 - Piezometria giugno 2015

e degli acquiferi collinari/montani, nonché la presenza di depressioni piezometriche legate allo sfruttamento della falda. È inoltre confermata un'estensione/migrazione di

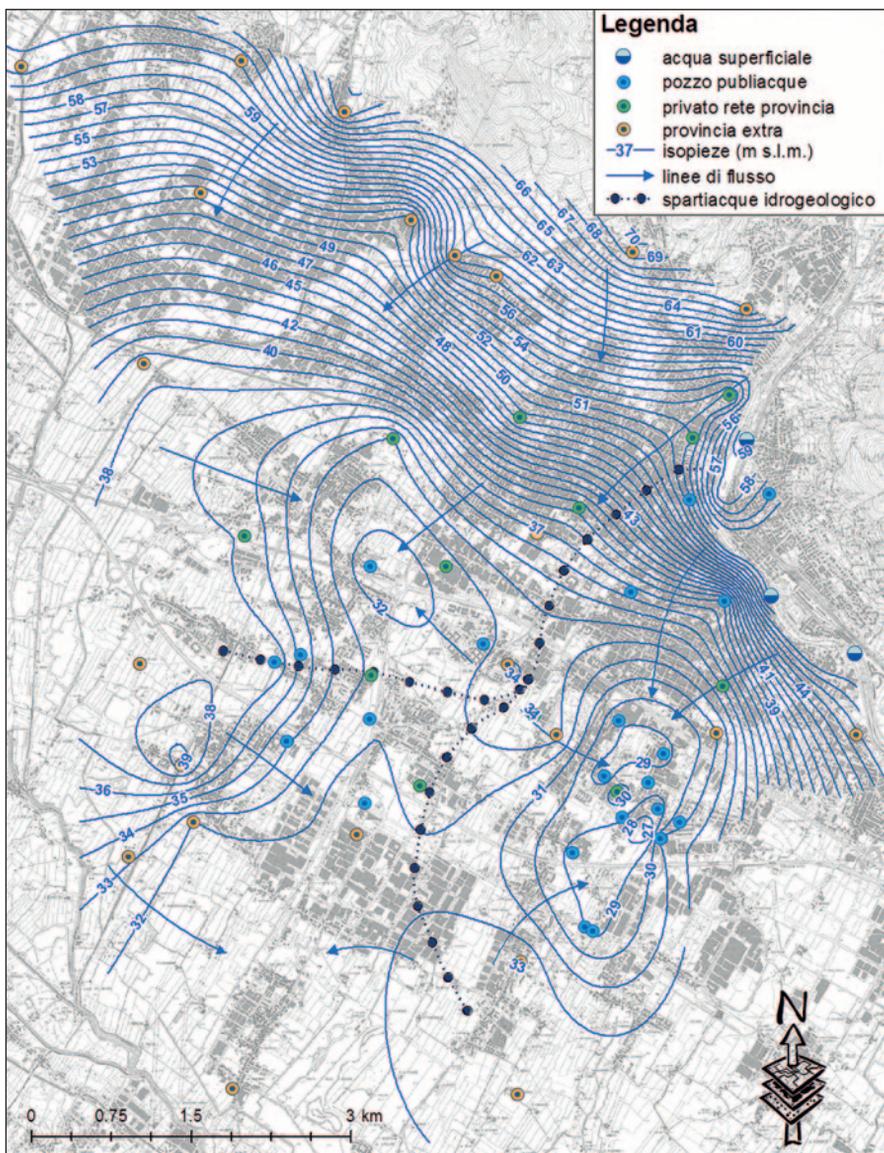


Figura 25 - Piezometria settembre 2015

queste depressioni verso sud (in analogia a quanto già evidenziato con la piezometria del 2010).

Confrontando la piezometria di giugno 2015 (Figura 24) con quelle del passato riferibili a condizioni di regime idrologico/idrodinamico paragonabili, si può concludere che il processo di risalita dei livelli, avuto dal 2000 al 2010 come precedentemente sottolineato, sembra essersi ormai esaurito.

Tra settembre 2014 e giugno 2015 si registra un generale abbassamento dei livelli dell'ordine di pochi metri, da correlare alle diverse condizioni di regime idrologico (presoché di morbida a giugno e di magra a settembre) e di sfruttamento della falda (maggiore nel periodo della seconda campagna).

In entrambe le campagne si rilevano due principali spartiacque idrogeologici dinamici (susceptibili cioè di variazione, poiché almeno in parte determinati da condizioni di sfruttamento e dal rapporto tra queste e l'alimentazione). Il primo spartiacque si sviluppa pressappoco in direzione N-S, nella parte assiale del conoide, il secondo, più evidente nella campagna di giugno, percorre una direzione W-E nel settore occidentale della piana.

Questi spartiacque favoriscono la ripartizione della circolazione idrica sotterranea in settori tra di loro poco comunicanti e/o comunicanti soltanto in alcuni periodi dell'anno. In particolare, si ha la tendenza ad una separazione tra la circolazione che insiste nel settore orientale rispetto a quella del settore occidentale ed in quest'ultimo una tendenza alla separazione tra la parte nord e la parte sud. È corretto parlare di tendenza, poiché vista la natura dinamica di questi spartiacque è lecito attendersi che nel tempo si spostino ed oscillino in termini di quota, rendendo comunque possibile, almeno in alcuni periodi dell'anno, un certo scambio idrico tra detti settori.

Come conseguenza di questa conformazione degli spartiacque, le alimentazioni da parte del Fiume Bisenzio e delle zone collinari/montane settentrionali fluiscono maggiormente nel settore orientale della piana ed in quello nord della parte occidentale. Nella zona sud-occidentale possono viceversa avere maggior peso sia l'infiltrazione locale (quella cioè causata direttamente dalle precipitazioni sulla piana o dalle perdite acquedottistiche), sia l'alimentazione dalle colline meridionali.

Da un punto di vista chimico tutte le acque analizzate nel corso delle due campagne mostrano un chimismo dominante di tipo bicarbonato alcalino terroso (Figura 26). Sono tuttavia evidenti significative differenze idrochimiche.

In particolare, si osserva una componente relativamente abbondante in magnesio, evidenziata in magenta nella Figura 26 A e B, che è ben riconoscibile nella parte nord-occidentale dell'area investigata. Questo settore è di fatto prospiciente alle pendici collinari dove insistono anche i termini ofiolitici delle Unità Liguri e che tipicamente pos-

sono impartire alle acque un chimismo di tipo bicarbonato-calcio/magnesiaco. Di conseguenza vi sono indicazioni, peraltro concordanti con le piezometrie, di un'alimentazione verso la falda pratese da parte di questi rilievi, attraverso il torrente Bardena e/o direttamente per travaso sotterraneo.

Un altro termine piuttosto ben riconoscibile è quello relativamente arricchito in una componente cloruro-sodica (punti evidenziati in verde nella Figura 26 A). Questa è associata alle acque del fiume Bisenzio e a quelle dei pozzi ad esso vicini (Figura 26 B), ottenendo quindi ancora una conferma di quanto indicato dalla piezometria, questa volta riguardo il significativo ruolo del fiume Bisenzio nell'alimentazione della falda.

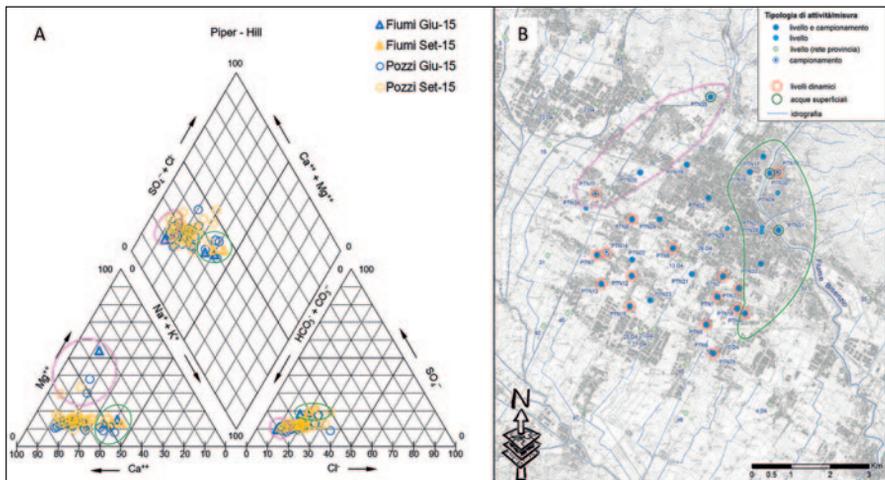


Figura 26 - Diagramma Piper-Hill di classificazione chimica (A) e ubicazione punti di prelievo (B)

La restante parte delle acque mostra caratteristiche più schiettamente bicarbonato-calciche (Figura 26 A).

Anche da un punto di vista degli isotopi stabili dell'acqua si trova corrispondenza con l'assetto piezometrico elaborato. Come osservabile dalla Figura 27 A e B, relativa alla campagna di giugno 2015, i valori isotopici più negativi contraddistinguono le acque del fiume Bisenzio e dei pozzi posti nella zona d'ingresso del fiume nella pianura. Questi segnali isotopici, relativamente negativi, sono legati alle acque provenienti dalle quote elevate del bacino del Bisenzio. L'importante diffusione di queste acque nel sottosuolo della pianura (ad opera del fiume e/o per travaso sotterraneo dai rilievi) è confermata dai contenuti isotopici relativamente negativi che osserviamo in tutti quei

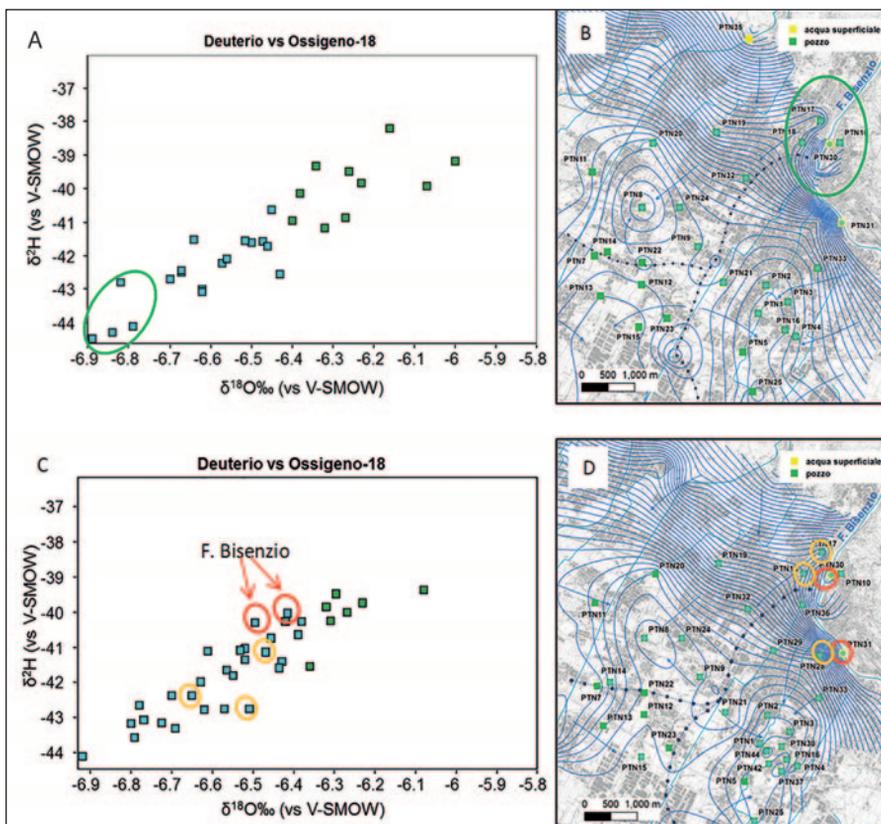


Figura 27 - Diagrammi Deuterio vs Ossigeno-18 per le campagne di giugno 2015 (A) e Settembre 2015 (C) e ubicazione punti di prelievo con sovrapposte la piezometrie di giugno 2015 (B) e settembre 2015 (D)

pozzi che si collocano nella parte settentrionale ed orientale della piana stessa (evidenziati in ciano nelle immagini A e B di Figura 27). Nei settori più meridionali ed occidentali, laddove la superficie piezometrica (per presenza di spartiacque idrogeologici e per la forma di alcune depressioni) suggerisce una più limitata possibilità di diffusione dei circuiti provenienti dai settori settentrionale e orientale, si ritrovano viceversa valori isotopici più elevati ed indicativi di quote medie d'infiltrazione più basse, provenienti quindi in misura maggiore dalle precipitazioni dirette sulla piana.

Come deducibile dal diagramma di Figura 27 A, si assiste ad un graduale incremento dei valori isotopici e ciò è da mettere in relazione ad un corrispondente incremento dell'importanza della componente di infiltrazione locale nei confronti di acque

provenienti da quote più elevate. Anche l'infiltrazione diretta di acque meteoriche nella piana sembra costituire quindi una voce importante in termini di alimentazione del sistema acquifero.

Il significativo ruolo di questa componente è confermato indirettamente anche dai dati della campagna di settembre 2015 (Figura 27 C e D), dove il decremento generale dei valori isotopici rispetto alla campagna di giugno può essere spiegato con la ridotta ricarica diretta dell'acquifero durante l'antecedente periodo estivo (scarse precipitazioni ed elevato tasso di evaporazione).

Un altro aspetto rimarcato dai dati isotopici della seconda campagna è la continuità idraulica tra il fiume Bisenzio e la falda, con uno scambio idrico essenzialmente a favore di quest'ultima. Di fatto questo corso d'acqua nella campagna di settembre 2015, in cui il deflusso fluviale risultava ben inferiore a quello della campagna di giugno 2015, ha mostrato contenuti isotopici decisamente più elevati rispetto al primo periodo di campionamento (cerchi rossi in Figura 27 C rispetto al cerchio verde in Figura 27 A), e ciò è da legare, con ogni probabilità, agli apporti delle limitate precipitazioni estive, che come noto risultano statisticamente appesantite da un punto di vista isotopico (valori più elevati di $\delta^{18}\text{O}\text{‰}$ e $\delta^2\text{H}\text{‰}$). A questa variazione isotopica tre dei cinque pozzi posti nelle immediate vicinanze del corso d'acqua (cerchi arancio nelle Figura 27 C e D) hanno risposto in maniera concorde, cioè mostrando un incremento dei valori isotopici nelle acque da loro intercettate, a conferma di una partecipazione (ovviamente più importante nei periodi in cui il fiume ha un livello idrometrico maggiore) delle acque del Bisenzio nell'alimentazione della circolazione idrica sotterranea del conoide di Prato.

Per quanto riguarda i contaminanti oggetto di questo studio (nitrati e tetracloroetilene), le loro concentrazioni non sembrano in linea generale avere una diretta relazione con la profondità (Figura 28). C'è tuttavia da evidenziare che i valori di quest'ultimo parametro sono stati dedotti dalla profondità raggiunta dai pozzi e che spesso uno stesso pozzo drena le acque sotterranee contemporaneamente da più intervalli di quota, visto che l'analisi delle stratigrafie e dei disponibili schemi di condizionamento dei pozzi evidenzia come la pratica della multifenestrazione sia molto diffusa a livello dell'intera area.

La contaminazione in nitrati sembra essere diffusa più o meno a livello di tutta l'area indagata, quindi per questo parametro non è evidente neppure una relazione tra concentrazione e ubicazione dei pozzi sul territorio (Figura 28). Viceversa, per il tetracloroetilene si osservano aree con maggiori concentrazioni del contaminante, rispetto ad altre dove tali concentrazioni risultano molto basse.

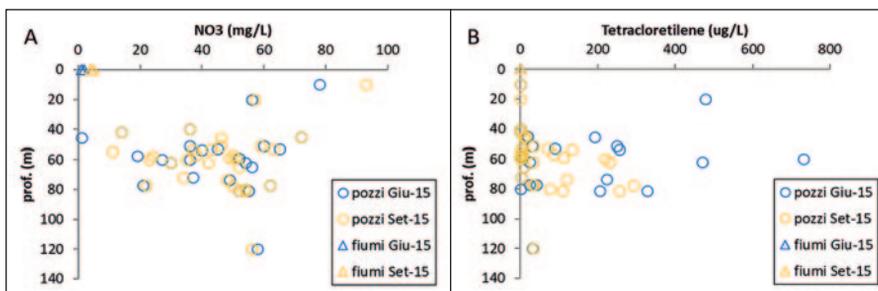


Figura 28 - Contenuti in nitrati (A) e tetracloroetilene (B) nei confronti della profondità

Mentre per i nitrati non si assiste a marcate variazioni di concentrazione tra giugno e settembre (Figura 29), per il tetracloroetilene (Figura 30) si verifica un generale decremento nella seconda campagna e questo aspetto è maggiormente evidente nel settore centro occidentale dell'area di studio. Anche se in via del tutto preliminare, questo sembra indicare l'esistenza di una relazione tra condizioni idrodinamiche e concentrazioni di tetracloroetilene (livelli e gradienti più alti, maggiore concentrazione del contaminante).

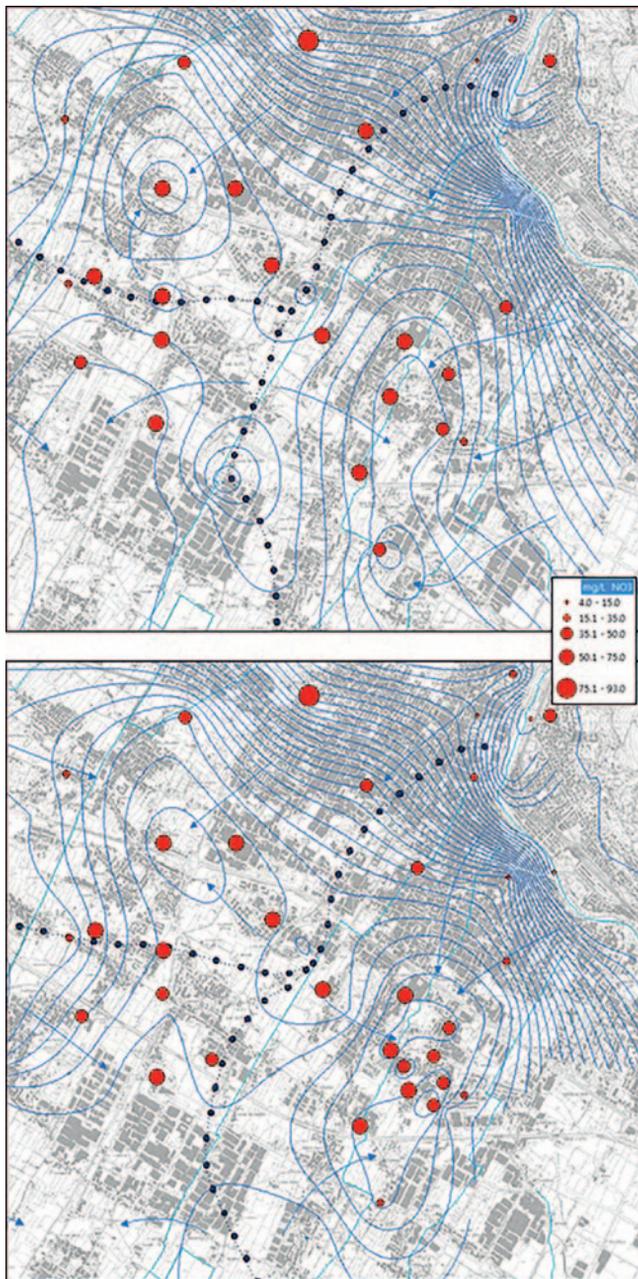
Anche il confronto tra contenuti di tetracloroetilene ed isotopi dell'acqua sembra aggiungere un elemento di conferma sulle relazioni tra concentrazioni del contaminante e condizioni idrodinamiche. Di fatto dal diagramma di Figura 31 si osserva che ad un generale decremento del tetracloroetilene tra giugno e settembre corrisponde un generale decremento dei contenuti isotopici che, come trattato precedentemente, è correlabile ad una minore infiltrazione locale nel periodo estivo.

Tutti questi aspetti sembrano suggerire la presenza di strati più alti inquinati dal tetracloroetilene che interessano i punti di prelievo quando sono attraversati da un flusso idrico. Il fatto che anche pozzi profondi presentino questo comportamento potrebbe essere dovuto unicamente al fatto che i pozzi profondi in realtà raccolgono l'acqua anche da orizzonti più superficiali.

6.4. INDAGINI CON PERTURBAZIONE IDRODINAMICA

Come accennato precedentemente, sono stati eseguiti due test con perturbazione idrodinamica. Durante i test si sono alternati periodi di attività e di spegnimento di una serie di pozzi, contestualmente si è seguita l'evoluzione dei parametri chimico-fisici, chimici ed isotopici delle acque di tali pozzi.

Figura 29
Mappa dei contenuti
in nitrati di giugno 2015
(A) e settembre 2015 (B)
con sovrapposte
le rispettive piezometrie



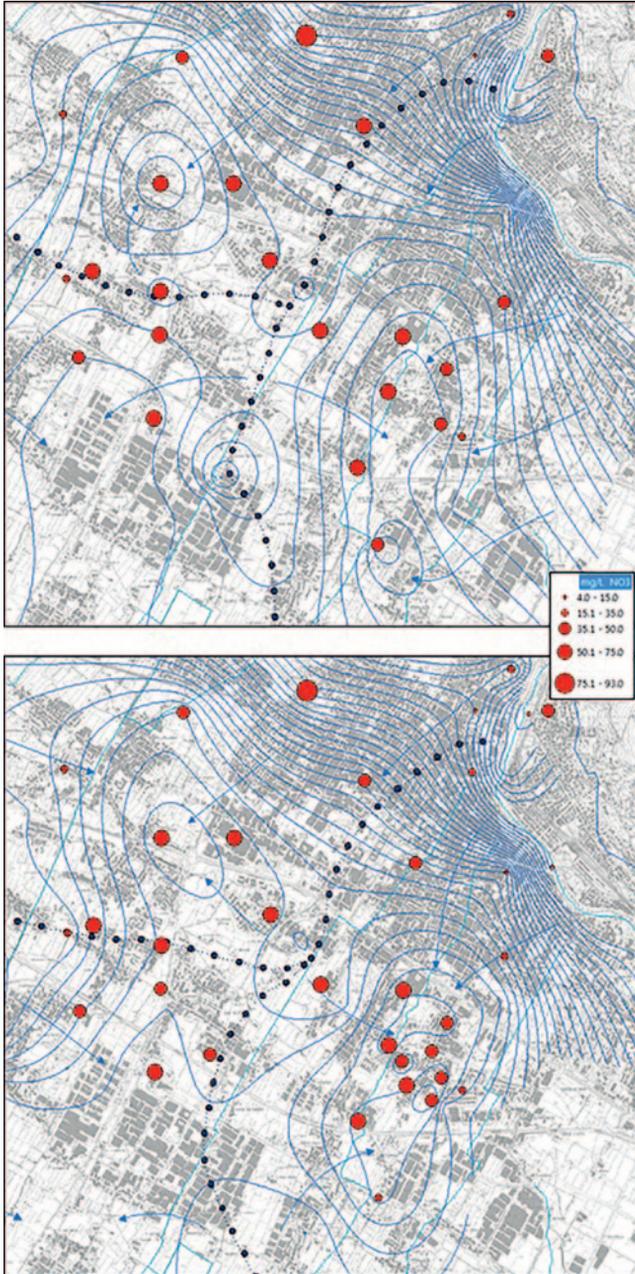


Figura 30
 Mappe dei contenuti
 in tetracloroetilene
 di giugno 2015 (A)
 e settembre 2015 (B)
 con sovrapposte
 le rispettive piezometrie

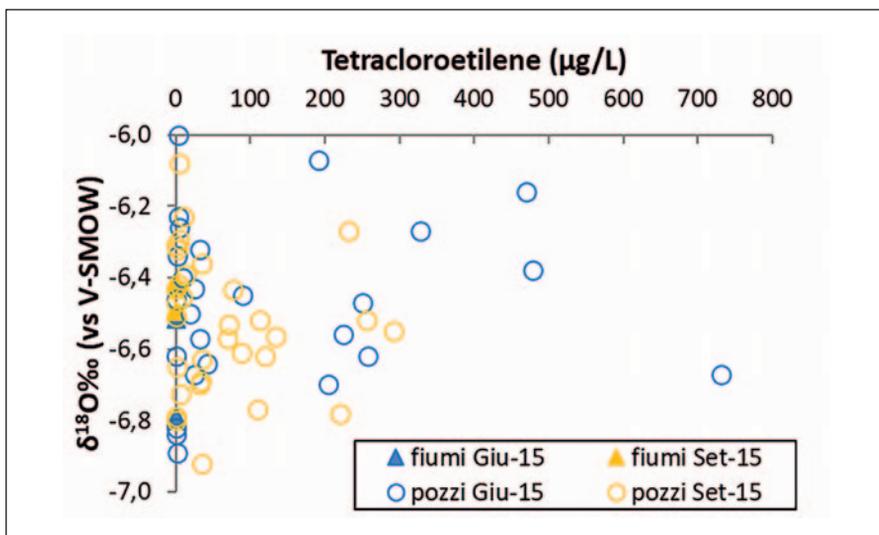


Figura 31 - Confronto tra concentrazioni di tetracloroetilene e valori di $\delta^{18}\text{O}\text{‰}$.

TEST 15-28 OTTOBRE 2015

Nel corso della seconda metà di ottobre 2015 sono stati interrotti per 5 giorni consecutivi gli emungimenti di una serie di pozzi idropotabili nella zona Badie. Precedentemente all'interruzione, ovvero il giorno 15 ottobre, si è eseguita una campagna finalizzata a definire le condizioni di livello idrico e chimico-isotopiche delle acque della zona. Nel corso dei cinque giorni di inattività di detti pozzi (16-20 ottobre) si è provveduto a misurare livelli ed a campionare (attivando un pozzo alla volta per 10 minuti) quotidianamente. Queste attività sono inoltre proseguite anche dopo la riaccensione definitiva del campo pozzi, sull'arco temporale 21-28 ottobre.

In Figura 32 è riportata l'ubicazione dei punti presi in esame nel corso di queste indagini, nonché il quadro temporale riassuntivo delle attività svolte e dello stato di attività dei pozzi.

Oltre ai pozzi e ai piezometri della zona Badie, è stato preso in esame il Fiume Bisenzio all'altezza del Ponte alla Vittoria, nonché le acque piovane raccolte tramite pluviometro appositamente installato presso il pozzo Badie 3 (PTN16). Questo perché nei giorni immediatamente precedenti e nel corso dei primi due del periodo test si sono verificate precipitazioni significative, ed era opportuno verificarne il se-

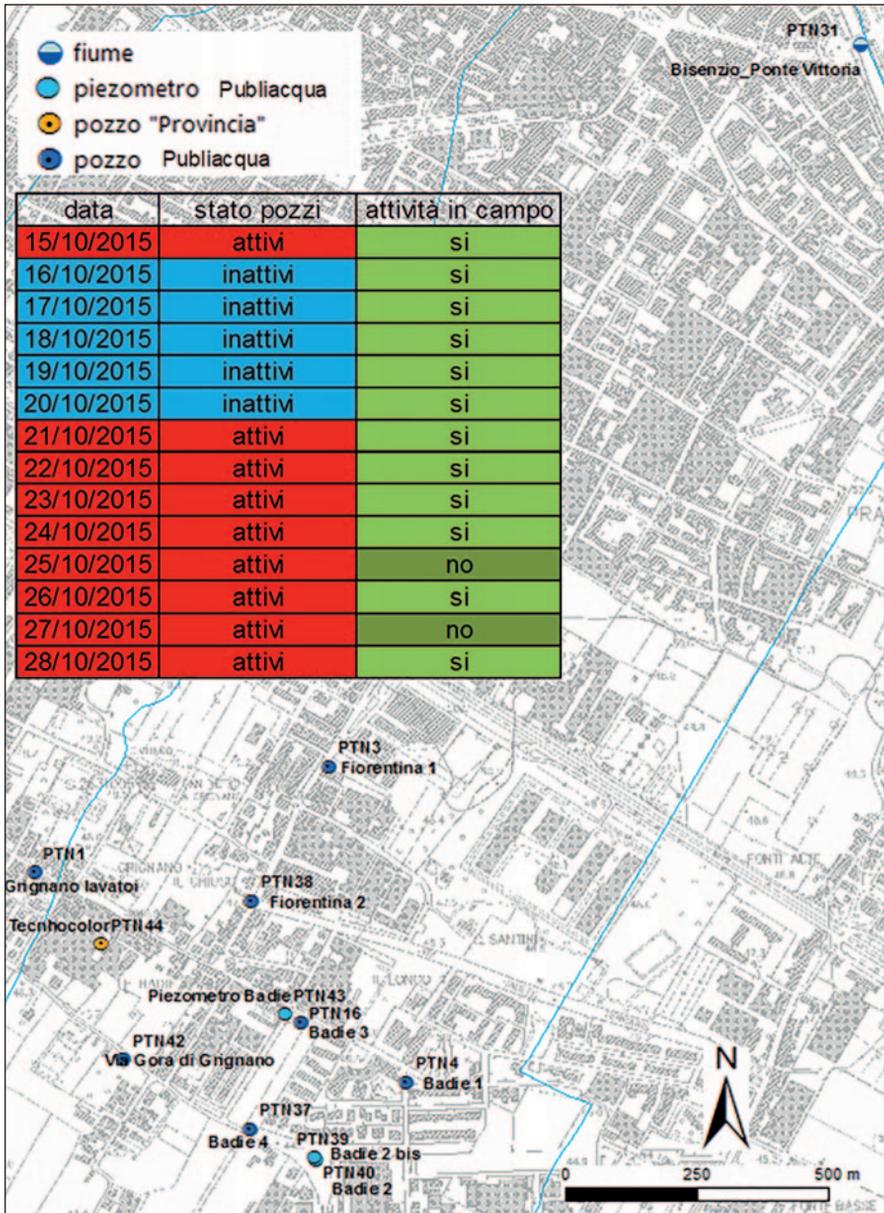


Figura 32 - Punti presi in esame e cronoprogramma delle attività nel corso del test

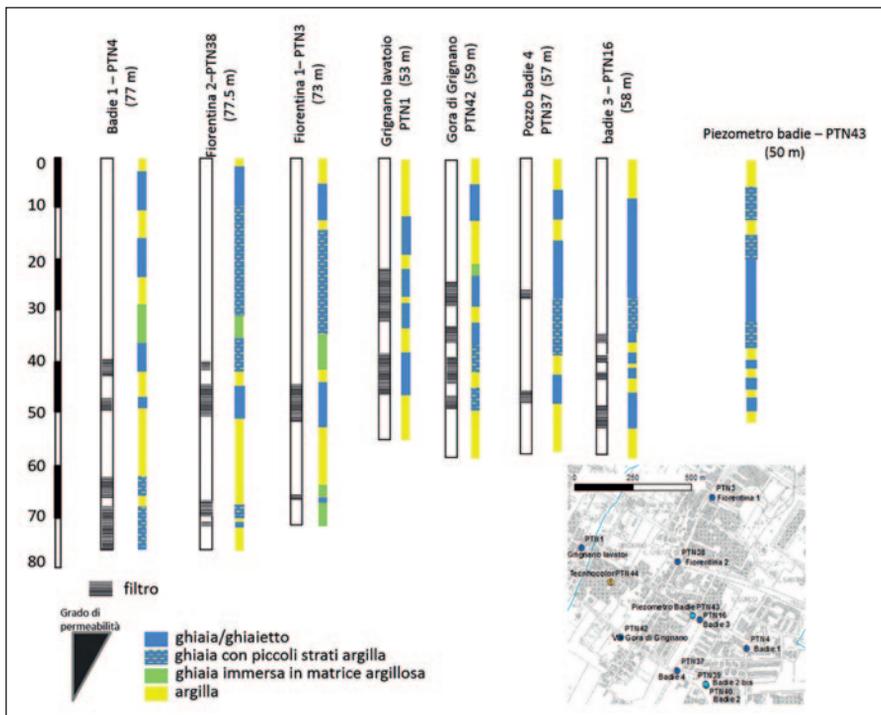


Figura 33 - Stratigrafie e quote filtri dei pozzi e piezometri Publiacqua in zona test

gnale isotopico, qualora questo avesse influenzato nel breve periodo i contenuti isotopici delle acque di falda. Come atteso, le piogge raccolte (così come mostrato anche dalle acque del Bisenzio in risposta alle precipitazioni) sono risultate decisamente più negative ($\delta^{18}O\text{‰}$ circa -7.7) rispetto al valore di base (15 ottobre, pre-test) delle acque sotterranee ($\delta^{18}O\text{‰}$ tra -6.5 e -6.8), e non si è registrato in quest'ultime un'evoluzione verso tali valori più negativi. Si può di conseguenza concludere che nel breve periodo della prova dette precipitazioni non hanno raggiunto le acque sotterranee della zona test né direttamente (infiltrazione diretta), né indirettamente (per mezzo del Bisenzio).

In Figura 33 si riportano le stratigrafie e le quote dei filtri dei pozzi e piezometri Publiacqua presi in esame.

Dalla figura si evince come nella zona del test ci siano un primo raggruppamento di pozzi attestati su profondità di 50-55 metri, ed un secondo con pozzi che raggiungono le profondità di 70-75 metri. Tutti i pozzi drenano più orizzonti acquiferi simul-

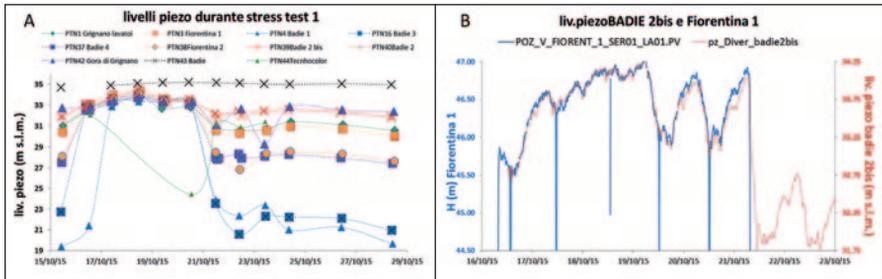


Figura 34 - Evoluzione dei livelli idrici nei pozzi nel corso del test. A: misure giornaliere; B: misure di monitoraggio in continuo (NB: per Fiorentina 1 sono riportate le altezze H di colonna d'acqua sopra la sonda di registrazione e non i livelli piezometrici)

taneamente. Basandosi sulle stratigrafie a disposizione, dei tre pozzi più profondi soltanto uno (Badie 1 - PTN4) risulta poter intercettare una significativa circolazione in profondità (livello acquifero tra 65 e 75 metri di profondità), mentre per gli altri due (Fiorentina 1 - PTN3 e Fiorentina 2 - PTN38) le acque erogate sono in parte preponderante rappresentative degli orizzonti acquiferi più superficiali, in analogia alla restante parte dei pozzi esaminati nella zona.

Da un punto di vista piezometrico l'intera area ha mostrato una omogenea risposta alla perturbazione idrodinamica indotta dallo spegnimento del campo pozzi idropotabile (periodo 16 mattina-21 mattina). Infatti, sia dall'andamento dei livelli piezometrici misurati quotidianamente nei vari pozzi, sia da quello dei livelli registrati in continuo su Fiorentina 1 (PTN3) e Badie 2bis (PTN39) le variazioni di livello sono risultate concordanti nei tempi e nelle ampiezze nei vari pozzi (Figura 34). L'unica eccezione riguarda il piezometro Badie (PTN43) verosimilmente da ricercare in un'inefficienza idraulica dell'opera maturata nel tempo.

Sulla scorta di una serie di analisi di dettaglio sul comportamento dei pozzi monitorati in fase di stress test e ponendo questi risultati a confronto con quanto rilevato nelle campagne estese è possibile concludere che nella zona del test si possono ipotizzare tre componenti principali di alimentazione del sistema e loro determinate modalità di interazione:

- una componente A che si origina dal fiume Bisenzio e defluisce preferenzialmente negli orizzonti acquiferi più superficiali subendo una sorta di "maturazione" chimica (sicuramente in parte naturale, senza però escludere possibili influenze antropiche) prima di raggiungere la zona del campo pozzi in zona Badie;
- una componente B, che pare essenzialmente originarsi dal quadrante occiden-

tale rispetto alla zona baricentrica del campo pozzi e defluire, anch'essa, negli orizzonti permeabili più superficiali;

- una componente C, la cui origine è di difficile individuazione, che, almeno all'altezza del campo pozzi, risiede negli orizzonti acquiferi più profondi (tra 65 e 75 m da p.c.);
- le componenti A e B danno origine ad acque intermedie, sempre negli orizzonti più superficiali, a seguito di un loro mescolamento che si verifica essenzialmente nella zona di minimo piezometrico generato dal campo pozzi, dove vanno a convergere sia i filetti liquidi richiamati dalla zona Bisenzio sia quelli di provenienza dal quadrante occidentale rispetto al campo pozzi stesso;
- la componente C risulta mescolarsi con le acque degli orizzonti più superficiali soltanto all'interno delle tre opere di captazione (PTN3-4-38) che in zona test drenano il sistema sia nella parte più superficiale sia in quella relativamente più profonda (per la presenza di multifenestrature).

Relativamente ai contaminanti oggetto dello studio risulta difficile discriminare a priori se vi sono orizzonti e/o settori responsabili della diffusione dei contaminanti stessi o se c'è una compartecipazione; l'unica cosa che pare si possa sostenere è che la maggiore contaminazione da tetracloroetilene si origini a nord-Est del campo pozzi (vedi PTN33, ma anche PTN16-3-38 maggiormente esposti alla circolazione idrica proveniente da detto settore).

Lo scopo della perturbazione idrodinamica nel corso del test era proprio quella di alterare le modalità di interazione tra le varie componenti in gioco e verificare se ad una possibile evoluzione dei parametri chimici macrodescrittori e isotopici era associata un'evoluzione delle concentrazioni dei contaminanti, in modo da comprenderne meglio l'origine.

Da un punto di vista chimico, nel corso del test sono state registrate variazioni significative, che in alcuni casi sono risultate marcate a tal punto da avere tendenze al cambiamento di facies chimica oltre che incrementi o decrementi di concentrazioni assolute. Il caso più rilevante riguarda il pozzo profondo Badie 1 (PTN4), il quale tra la fase "pozzi accesi" e quella "pozzi spenti" mostra un deciso decremento della componente cloruro-alcalina spostandosi verso una composizione più nettamente bicarbonato-alcalino terrosa, che contraddistingue la parte rimanente dei pozzi.

Altri pozzi mostrano comunque significative variazioni, meglio apprezzabili attraverso diagrammi quantitativi tipo quello di Figura 35. Nel riquadro ingrandito del diagram-

ma sono inseriti numeri progressivi da 0 a 13, che indicano il progressivo in giorni del periodo test: lo 0 indica il pre-test (che per tutti i pozzi ha mostrato chimismo del tutto simile a quello della campagna estesa di settembre), il 13 l'ultimo giorno di campionamento, i numeri da 1 a 5 si riferiscono ai giorni di prelievo con campo pozzi inattivo.

Da questa figura risulta ancora più evidente come il Badie 1 (PTN4), nel periodo con campo pozzi inattivo (punti da 1 a 5), mostri una diminuzione decisa del contenuto in cloruri diminuendo la propria salinità, per poi riportarsi alle condizioni pre-test una volta riattivato il campo pozzi. Più in particolare le acque di questo pozzo durante la fase di inattività del campo pozzi presentano caratteristiche molto più simili ad un termine di circolazione più superficiale derivante dal mescolamento tra le componenti A e B identificate in zona, come sopra descritto. In altri termini, nel corso dei 10 minuti in cui è stato messo in emungimento il solo pozzo PTN4, questo risulta aver drenato una percentuale più importante della circolazione idrica più superficiale rispetto a quando l'intero campo pozzi risulta attivo. Di fatto, essendo la maggior parte delle captazioni di questo campo pozzi di profondità inferiore ai 50-55 m, quando l'intero campo pozzi è attivo esiste un forte richiamo della circolazione più superficiale, che invece diventa maggiormente disponibile anche per i pozzi più profondi quando il richiamo è eseguito dal singolo pozzo. Poiché per questo pozzo ad un aumento percentuale del drenaggio della circolazione più superficiale corrisponde un incremento significativo di tetracloroetilene (Figura 39 A), che passa da circa 25 a circa 50 µg/L, si ha indicazione del fatto che questo contaminante al momento pare risiedere essenzialmente nella parte più superficiale del sistema.

Altri due pozzi sono interessati da variazioni degne di nota. Si tratta del Badie 4 (PTN37) e del Badie 3 (PTN16), entrambi interessati da un incremento relativo della salinità durante il periodo di inattività del campo pozzi per poi tornare alle condizioni pre-test quando il campo pozzi viene riattivato. A tale incremento di salinità è associato uno spostamento dei punti in direzione di una componente relativamente arricchita in $\text{HCO}_3 + \text{SO}_4$, tipo la componente B individuata in zona. Se ne deduce che questi due pozzi, durante la loro momentanea attivazione in fase campo pozzi spento, sono in grado di drenare maggiormente la componente di provenienza dal quadrante Ovest. Poiché al trend di variazione chimica dei due pozzi è associata una significativa diminuzione delle concentrazioni di tetracloroetilene (valori che passano da circa 90 µg/L a 50 µg/L per il Badie 4 - PTN37 e da circa 150 µg/L a 60 µg/L per il Badie 3), si conclude che la componente proveniente da Ovest è priva o comunque fortemente diluita in questo contaminante rispetto al termine chimicamente evoluto della componente proveniente dal settore Est/nord-Est.

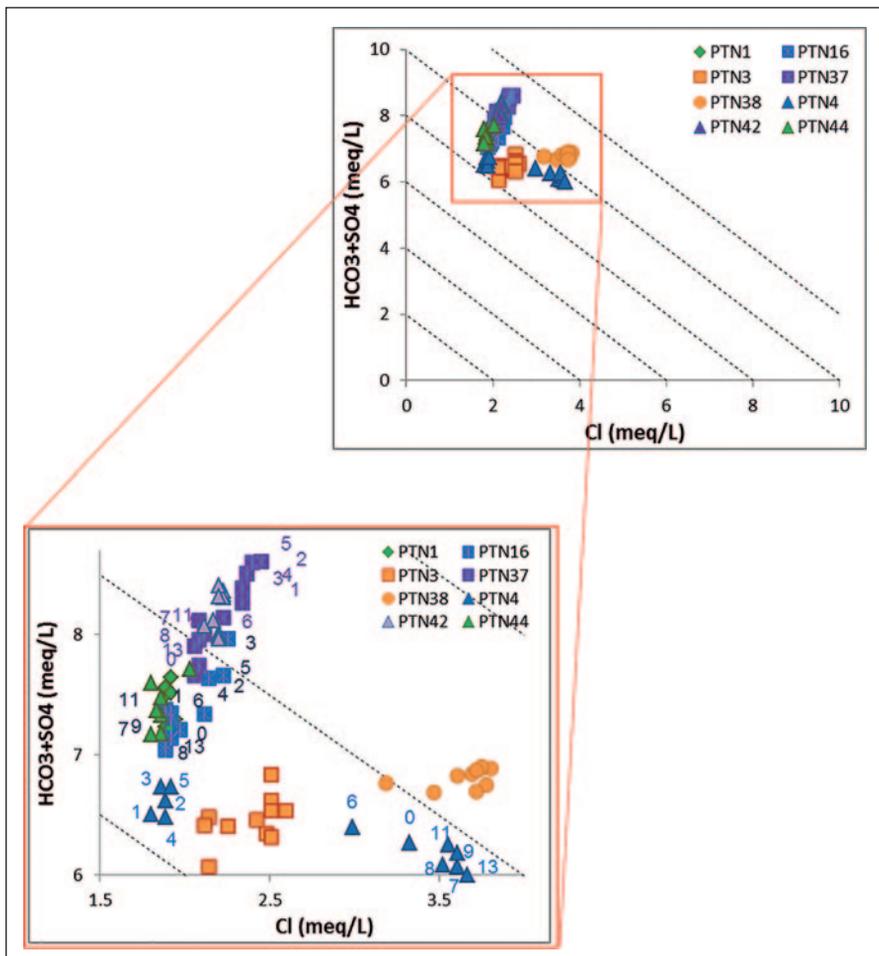


Figura 35 - Diagramma HCO3+SO4 vs Cl

Andando invece ad analizzare le concentrazioni dei nitrati durante il test (Figura 36 B) si può osservare che, per la maggior parte dei pozzi, non si registrano sostanziali variazioni a seguito della perturbazione idrodinamica. Solo il pozzo Badie 1 (PTN4) mostra un aumento nel contenuto in nitrati nel periodo con campo pozzi inattivo con valori che passano da circa 18 mg/L a concentrazioni maggiori intorno ai 30 mg/L. Considerando il fatto che il Badie 1 (PTN4) è l'unico pozzo che sembra drenare prevalentemente le acque che circolano nella falda più profonda e che le acque di questo pozzo durante la fa-

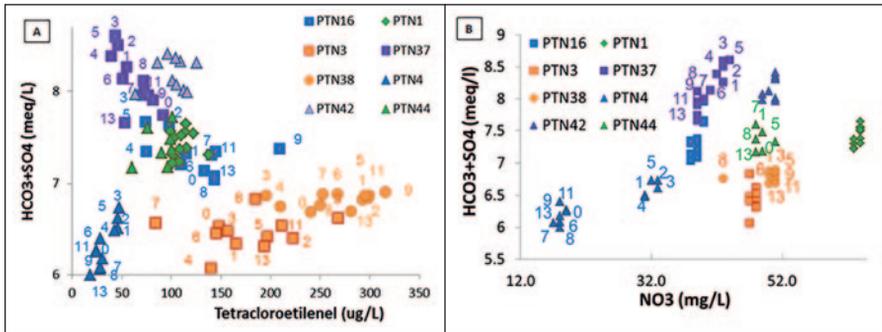


Figura 36 - Diagramma HCO_3+SO_4 vs Tetracloroetilene (A) e HCO_3+SO_4 vs Nitrati (B)

se di inattività del campo pozzi sembrano presentare caratteristiche più simili ad un termine di circolazione superficiale, come precedentemente discusso, questo aumento in nitrati potrebbe indicarci che le acque che circolano nella falda più profonda possono essere caratterizzate da una minore concentrazione in nitrati.

Infine, relativamente alle variazioni dei rapporti isotopici a seguito della perturbazione idrodinamica si può osservare che i pozzi Badie 1, Badie 3 e Badie 4 (PTN4, PTN16 e PTN37) presentano valori isotopici più positivi nei giorni di inattività del campo pozzi per poi tornare alle condizioni pre-test quando il campo pozzi viene riattiva-

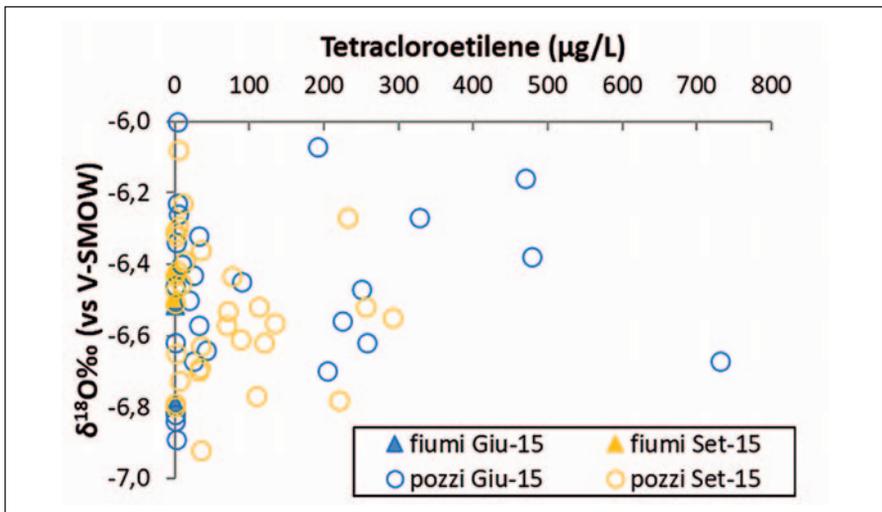


Figura 37 - Diagramma HCO_3+SO_4 vs ^{18}O

to (Figura 37). Questo comportamento conferma quanto precedentemente discusso relativamente al comportamento di questi tre pozzi.

TEST 1-12 FEBBRAIO 2016

Nella prima parte del mese di febbraio 2016 è stato eseguito il secondo test con perturbazione idrodinamica, che ha previsto l'interruzione per sei giorni consecutivi degli emungimenti di una serie di pozzi idropotabili nella *zona Malfante*. La scelta di questa zona è stata essenzialmente condizionata dal fatto che il campo pozzi Malfante, dopo alcuni anni in cui è stato mantenuto inattivo per scarsa qualità delle acque (tetracloroetilene che in alcuni pozzi risultava dell'ordine di 1000 µg/L), è stato riattivato "in scarico" nel mese di dicembre 2015 verificando un deciso incremento delle concentrazioni del contaminante (in alcuni casi le concentrazioni di tetracloroetilene hanno superato i 5000 µg/L). Dopo la ripetizione delle analisi in giorni successivi nel periodo dicembre 2015-gennaio 2016, e la conferma di valori di tetracloroetilene particolarmente elevati, è stato quindi deciso di procedere con il test in questa zona con l'intento di ottenere maggiori informazioni a riguardo di questa situazione di contaminazione. Il giorno 1 febbraio 2016, precedentemente all'interruzione dei pozzi, è stata eseguita una campagna finalizzata a definire le condizioni del livello idrico e le caratteristiche chimico-isotopiche delle acque della zona subito prima dell'interruzione dei pozzi Publiacqua, avvenuta il giorno seguente, ovvero il 2 febbraio 2016. Nel corso dei sei giorni di inattività di detti pozzi (2-7 febbraio) si è provveduto a misurare livelli ed a campionare (attivando un pozzo alla volta per 10 minuti) quotidianamente. Queste attività sono inoltre proseguite anche dopo la riaccensione definitiva del campo pozzi, sull'arco temporale 8-12 febbraio.

In Figura 38 è riportata l'ubicazione dei punti presi in esame nel corso di queste indagini, nonché il quadro temporale riassuntivo delle attività svolte e dello stato di attività dei pozzi.

Lo spegnimento e la riaccensione dei pozzi sono avvenuti per i pozzi PTN9, PTN45, PTN47 e PTN48, mentre il pozzo Malfante 1 (PTN46) è stato mantenuto spento per tutto il corso del test in quanto pozzo sprovvisto di pompa. In quest'ultimo (Malfante 1 - PTN46) è stato installato un sistema di monitoraggio dei livelli piezometrici in continuo da parte di Publiacqua, mentre nel pozzo Malfante 2 (PTN45) è stato installato dagli scriventi uno strumento per la misura in continuo sia del livello piezometrico sia della conducibilità elettrica. Inoltre, sia il giorno antecedente all'interruzione dei pozzi (1 febbraio 2016), sia il giorno della riaccensione dei pozzi (8 febbraio 2016) le mi-

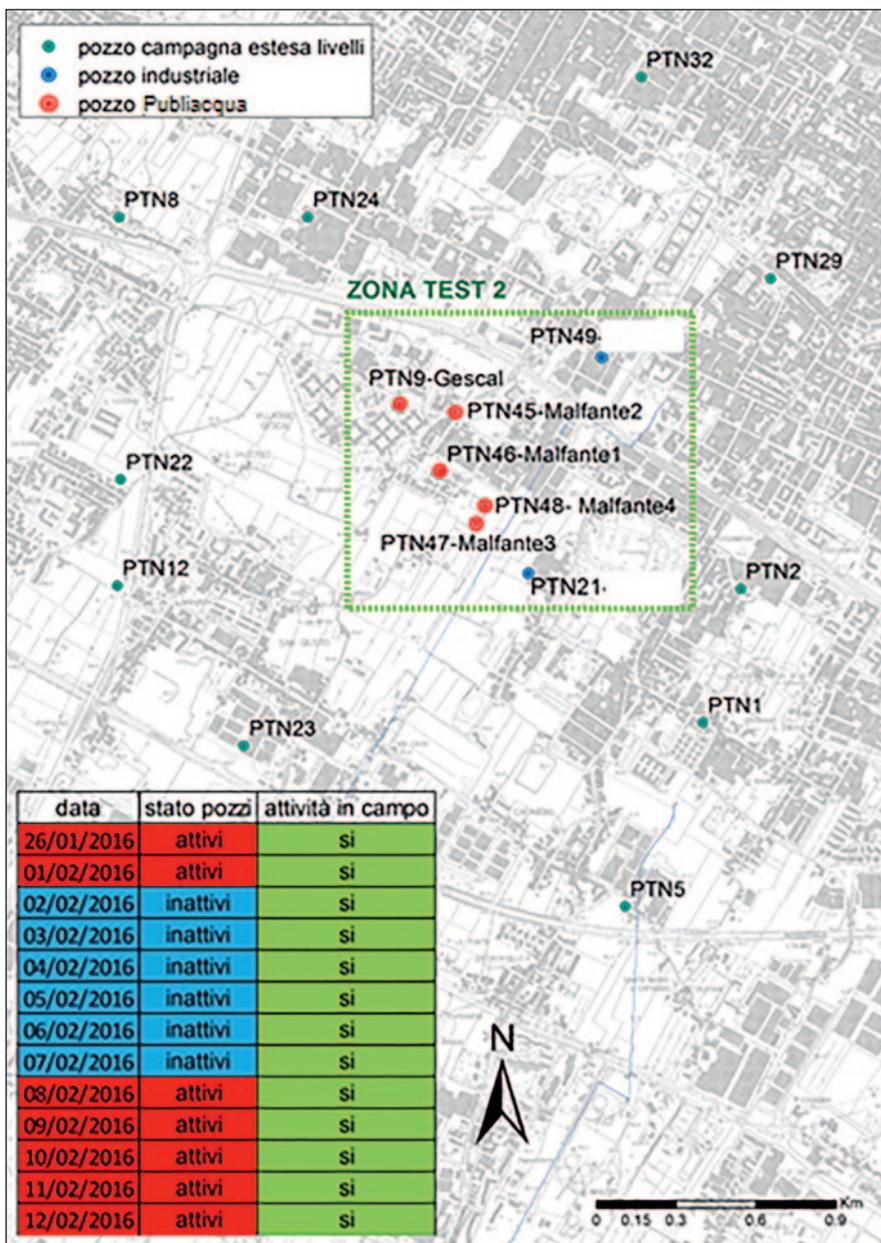


Figura 38 - Punti presi in esame e cronoprogramma delle attività nel corso del test

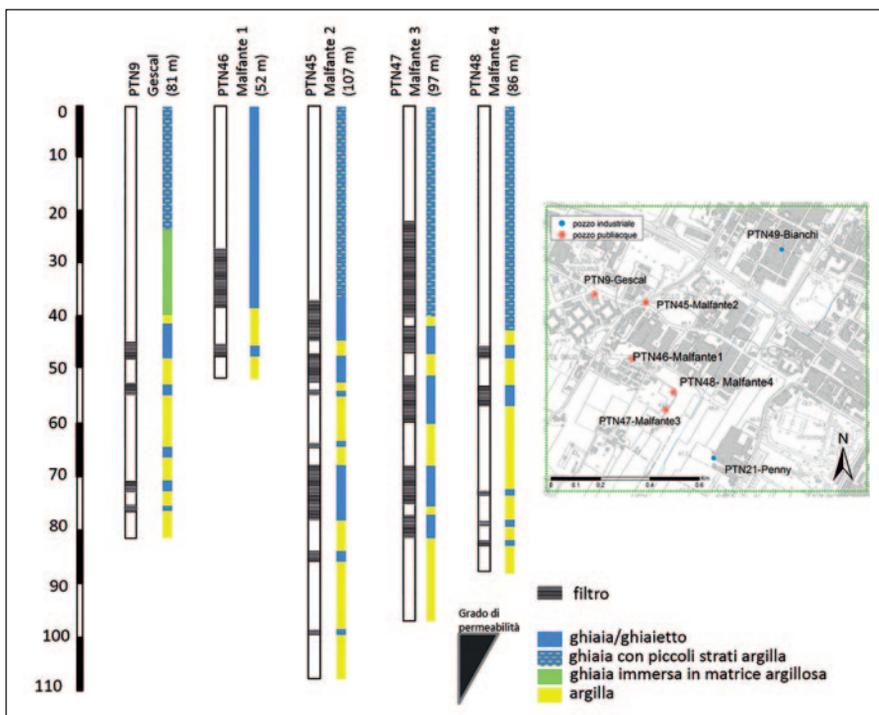


Figura 39 - Stratigrafie e quote filtri dei pozzi Pubblicaqua in zona test

sure del livello idrico hanno interessato anche una serie di pozzi al contorno della specifica zona test.

Oltre a quelle dei pozzi, sono state campionate ed analizzate anche le acque piovane raccolte tramite pluviometro appositamente installato presso il pozzo Cafaggio Lavatoi (PTN5). Questo perché durante il periodo del test si sono verificate precipitazioni significative, ed era opportuno verificarne il segnale isotopico, qualora questo avesse influenzato nel breve periodo i contenuti isotopici delle acque di falda. Di fatto le piogge raccolte sono risultate decisamente più positive ($\delta^{18}O\%$ -5.24) rispetto al valore di base (1 febbraio, pre-test) delle acque sotterranee ($\delta^{18}O\%$ tra -6.5 e -6.7), e non si è registrato in quest'ultime un'evoluzione verso valori più positivi. Si può di conseguenza concludere che nel breve periodo della prova dette precipitazioni non hanno raggiunto le acque sotterranee della zona test.

In Figura 39 si riportano le stratigrafie semplificate e le quote dei filtri dei pozzi Pubblicaqua presi in esame nel corso di questo test.

Dalla figura si evince come nella zona del test solo il pozzo Malfante 1 (PTN46) si attesta intorno ad una profondità di circa 50 m, mentre gli altri pozzi variano la loro profondità tra gli 80 e 110 m. Tutti i pozzi risultano multifenestrati, ovvero drenano più orizzonti acquiferi simultaneamente.

Da un punto di vista piezometrico i pozzi idropotabili Gescal, Malfante 2, Malfante 3 e Malfante 4 (rispettivamente PTN9, PTN45, PTN47 e PTN48) hanno mostrato una omogenea risposta alla perturbazione idrodinamica indotta dallo spegnimento del campo pozzi idropotabile (Figura 40 A). Inoltre dall'analisi del cronoprogramma di Figura 40 B, in particolar modo dall'andamento in continuo del livello piezometrico nel pozzo Malfante 2 (PTN45), si evince che l'area in esame risulta essere fortemente influenzata dall'emungimento di alcuni pozzi, probabilmente industriali, che provocano un abbassamento importante (dell'ordine di circa 0,5 m) durante i giorni ed in orari lavorativi. Questo fenomeno non risulta evidente nel fine settimana, dove si registra invece un continuo innalzamento del livello, confermando l'ipotesi che queste variazioni della falda siano dovute alle attività industriali presenti nell'area.

Andando ad osservare le differenze dei carichi idraulici tra il pre-test ed il giorno finale del periodo di inattività del campo pozzi, all'altezza di quest'ultimo si verifica una generale risalita della piezometrica dell'ordine dei 1,5-2 metri ed una decrescita dei gradienti idraulici, venendo meno le depressioni piezometriche determinate dagli emungimenti. L'operazione di spegnimento del campo pozzi ha di conseguenza avuto un effetto idrodinamico decisamente inferiore rispetto a quanto è stato invece determinato con il primo test in zona Badie (innalzamento piezometrico generale dell'ordine dei 3-4 metri). Questo è da correlare in parte alla minore portata complessiva del campo pozzi Malfante (60-70 l/s) rispetto a quella del campo pozzi Badie (90-95

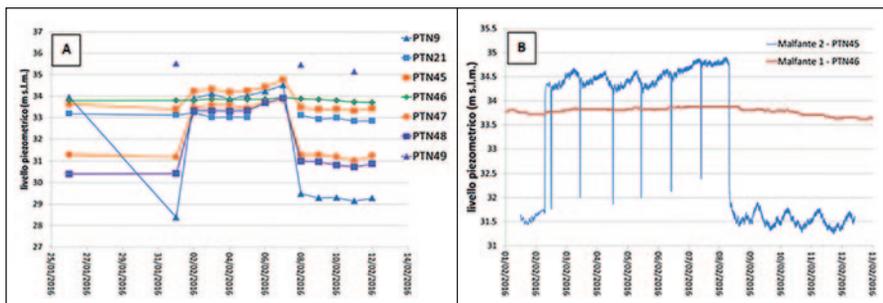


Figura 40 - Evoluzione dei livelli idrici nei pozzi nel corso del test. A: Misure giornaliere. B: Misure di monitoraggio continuo

l/s), ma in parte anche a condizioni idraulico-idrodinamico diverse tra le due zone. Di fatto la zona Malfante, come ricordato precedentemente, appartiene all'alto piezometrico relativo che dall'ingresso in pianura del Bisenzio si sviluppa verso la parte meridionale lungo una direzione N-NE/S-SW; questo alto piezometrico è peraltro sempre stato registrato anche nelle ricostruzioni piezometriche del passato. Questi elementi portano ad ipotizzare la presenza di un paleo alveo del Bisenzio con permeabilità e trasmissività relativamente maggiori rispetto alle zone circostanti, ovvero condizioni idrauliche in acquifero che determinano una minore risposta della falda in termini di abbassamenti e innalzamenti dei livelli a parità di portate di emungimento in gioco.

Ai minori effetti idrodinamici indotti dalle manovre sul campo pozzi in fase test sembrano corrispondere anche minori effetti di variazioni chimiche ed isotopiche delle acque nei singoli pozzi. Infatti, mentre in zona Badie si erano osservate variazioni importanti che in taluni casi portavano a cambiamenti di facies chimica per le acque dei pozzi, in questa zona nel corso del test nessun pozzo ha mostrato decise variazioni sui parametri chimici e isotopici. L'unico pozzo che ha mostrato variazioni leggermente più evidenti è il Malfante 3 (PTN47).

Sebbene si siano avute minime variazioni chimiche ed isotopiche a livello dei singoli pozzi, l'insieme dei dati ottenuti con il test mette in evidenza degli aspetti importanti. Come si può osservare dai diagrammi di Figura 41 l'insieme dei pozzi mostra che nella ristretta zona in esame sono presenti acque che coprono un intervallo di valori di $\delta^{18}\text{O}$ relativamente ampio, $-6.4 \div -6.8\text{‰}$. Considerando le stratigrafie e gli schemi di condizionamento dei pozzi, si arriva a concludere che questo intervallo relativamente ampio (se considerata la limitata estensione della zona) è da attribuirsi alla presenza di diverse componenti che si sviluppano su orizzonti permeabili posti a quote diverse. Di fatto il pozzo Malfante 3 (PTN47) è quello che può maggiormente drenare le acque dell'acquifero freatico ed è quello che mostra i più elevati valori di $\delta^{18}\text{O}$ (-6.4‰) a testimonianza di una maggiore partecipazione delle acque di infiltrazione locale nel totale drenato da questo pozzo. Per contro, il pozzo Gescal (PTN9) mostra i più bassi valori di $\delta^{18}\text{O}$ (-6.8‰) che portano maggiormente memoria di una componente che si origina a quote più elevate (componente travasata dal fiume Bisenzio e dai rilievi collinari-montani), e allo stesso tempo, come anticipato anche in precedenza, questa opera di captazione risulta nella zona la più rappresentativa della circolazione idrica che si sviluppa negli orizzonti confinati/semi-confinati a profondità maggiori di 45-50 metri. Questa differenziazione verticale di varie componenti di circolazione e la loro scarsa interazione (se non all'interno delle opere di captazione, essendo que-

ste multifenestrate) viene confermata anche dai parametri chimici che vengono confrontati col $\delta^{18}\text{O}$. Infatti si osservano relazioni lineari tra contenuti isotopici e concentrazioni chimiche, ed in particolare a valori più elevati di $\delta^{18}\text{O}$ corrispondono concentrazioni più alte dei composti chimici macro-descrittori ($\text{HCO}_3 + \text{SO}_4$ e Cl), ma in generale anche dei contaminanti NO_3^- e tetracloroetilene.

Se ne conclude che, in maniera analoga a quanto osservato in zona Badie, anche in questa zona la propagazione della contaminazione sembra essere essenzialmente correlabile all'orizzonte acquifero più superficiale. Questo risulta maggiormente evidente per il tetracloroetilene.

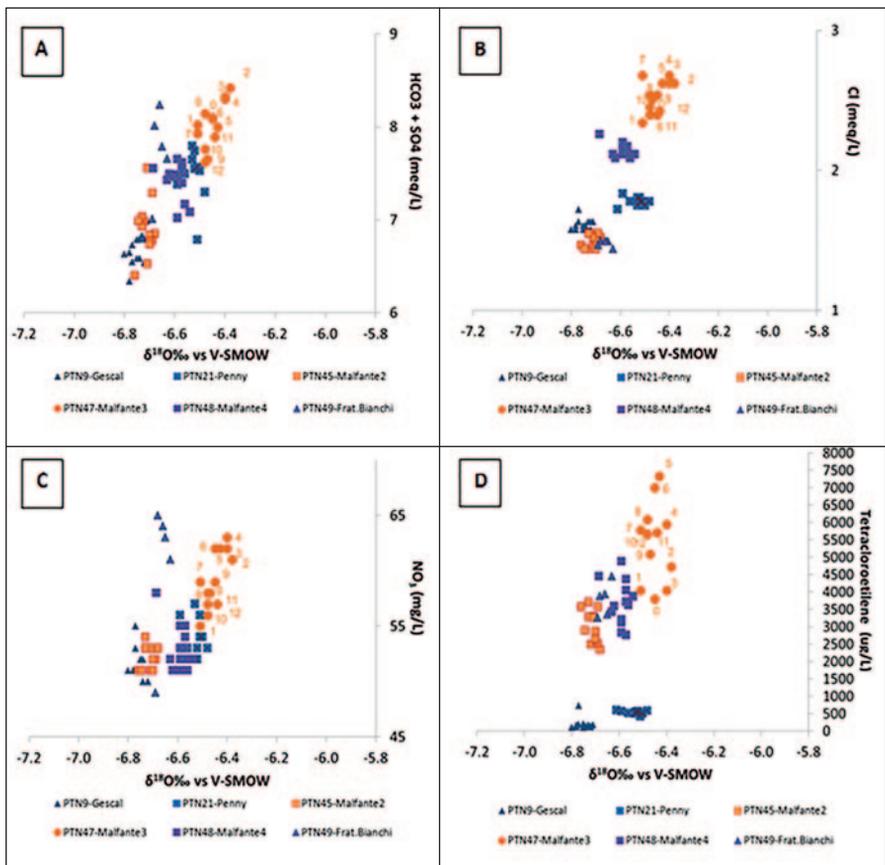


Figura 41 - Diagrammi comparativi $\text{HCO}_3 + \text{SO}_4$ vs $\delta^{18}\text{O}$ (A), Cl vs $\delta^{18}\text{O}$ (B), NO_3 vs $\delta^{18}\text{O}$ (C), Tetracloroetilene vs $\delta^{18}\text{O}$ (D) relativi ai campioni prelevati nel corso test in zona Malfante

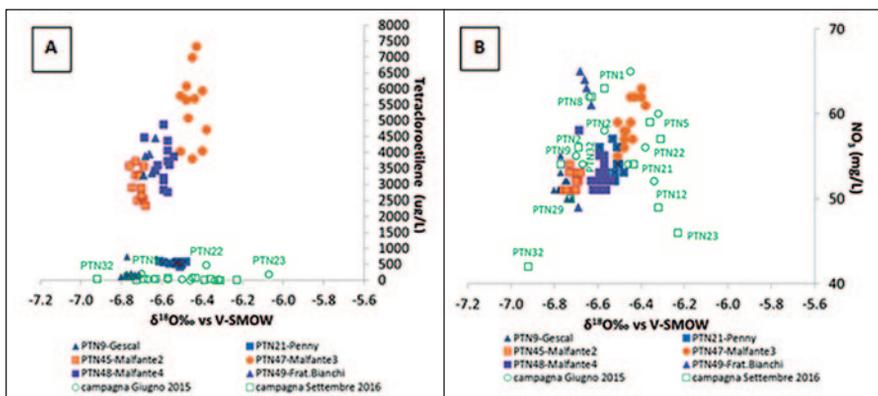


Figura 42 - Diagrammi comparativi Tetracloroetilene vs $\delta^{18}\text{O}\text{‰}$ (A) e NO_3 vs $\delta^{18}\text{O}\text{‰}$ (B) relativi ai pozzi zona Malfante e ai pozzi che insistono nelle zone al contorno

Un ultimo aspetto da evidenziare è che, con particolare riferimento al tetracloroetilene, la forte contaminazione osservata a livello dell'orizzonte freatico nella zona test sembra esser circoscritta proprio alla zona Malfante e poco più a nord. Infatti andando a considerare i dati delle due campagne estese relativi ai pozzi al contorno della zona test (Figura 42), si osservano concentrazioni generalmente basse anche in pozzi che mostrano un $\delta^{18}\text{O}$ relativamente elevato indicativo di una circolazione più superficiale, in accordo peraltro con la limitata profondità dei pozzi stessi.

6.5. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti con questa indagine, oltre ad arricchire il quadro conoscitivo generale del sistema idrogeologico della piana di Prato, forniscono in definitiva elementi utili sia per la gestione della risorsa idropotabile, che per il controllo più generale del fenomeno di inquinamento dell'acquifero pratese.

Di fatto, un elemento fondamentale di cui tener conto in termini di captazione/gestione della risorsa idrica è la necessità di eseguire opere di captazione con singola fenestrazione o che comunque non drenino l'orizzonte acquifero più superficiale laddove questo presenti concentrazioni non accettabili nell'ottica del trattamento a scopo idropotabile. È probabile che ciò porti ad una minore produttività della singola opera, ma a questo si potrebbe far fronte provvedendo alla realizzazione di più pozzi o di pozzi a raggiera.

Allo stesso tempo, le azioni di contenimento andrebbero concentrate sul primo orizzonte ed in specifici settori come quelli indicati sulla base dei dati ottenuti nelle due zone in cui sono stati svolti i test con perturbazione idrodinamica. Va infatti sottolineato che, nelle aree più contaminate, il continuo pompaggio e trattamento delle acque interessate dall'inquinamento produce comunque una riduzione della massa inquinante presente, come sembra chiaramente emergere dagli andamenti rilevati. Laddove invece il gestore ha dovuto abbandonare l'uso dei pozzi si è riscontrato un incremento delle concentrazioni presenti per possibili fenomeni di accumulo locale.

Un ultimo aspetto da sottolineare è che in funzione degli elementi emersi sarebbe opportuna la conduzione di specifiche indagini di approfondimento, che consentirebbero una migliore comprensione del meccanismo di presa in carico del tetracloroetilene da parte delle acque. Si fa in particolar modo riferimento ai processi che legano le acque di infiltrazione locale con l'evoluzione temporale delle concentrazioni di questo contaminante. In tal senso, oltre allo svolgimento di ulteriori stress-test nelle aree a maggiore inquinamento, un monitoraggio sistematico quantitativo, chimico ed isotopico, a cadenza quantomeno mensile, sulle acque di falda da prelevare su una selezione di pozzi e sulle precipitazioni meteoriche, permetterebbe di chiarire meglio tali processi e faciliterebbe l'identificazione delle fonti di inquinamento. A tale scopo si ritiene che la terebrazione di pozzi/piezometri con fenestrature limitate a definiti orizzonti permeabili consentirebbe un monitoraggio qualitativo/quantitativo di più chiara interpretazione. Dalle campagne di indagine compiute sembrerebbe possibile l'identificazione più puntuale delle aree inquinate, che oggi fungono sostanzialmente da fonti inquinanti. Infine, un campionamento dei terreni a profondità diverse potrebbe fornire ulteriori utili indizi.

MODELLIZZAZIONE DEL TRASPORTO DEGLI INQUINANTI IN FALDA

7.1. INTRODUZIONE

Sulla scorta delle indagini compiute sui contaminanti e dell'elaborazione del modello idrodinamico dell'acquifero pratese si è ritenuto utile elaborare un primo modello di trasporto degli inquinanti nella falda, in particolare uno per i nitrati ed uno per gli organoalogenati. L'area di studio è sempre quella del conoide, corrispondente alla parte di territorio più densamente antropizzata e nella quale sono ubicati i principali punti di prelievo potabile ed industriale. Per l'elaborazione del modello si è proceduto all'aggiornamento di tutto il set di dati disponibili.

È stato ritenuto utile utilizzare anche altri dati ed elaborazioni relativi a studi pregressi e in particolare il lavoro di Consorzio Ferrara Ricerche e Hydrogea Vision per Provincia di Prato del 2011 *"Studio idrogeologico-geochimico delle principali risorse idriche del territorio provinciale di Prato - Relazione Finale"*.

Fondamentali per la calibrazione e l'analisi dei trend delle concentrazioni nel tempo sono stati i dati del monitoraggio chimico sulle già citate stazioni Arpat.

Sono stati anche esaminati i dati relativi ai monitoraggi che Publicacqua effettua sui pozzi idropotabili. Alcuni di essi sono stati utilizzati come targets di calibrazione, in particolare per il pozzo 294 in zona Galciana - Sant'Ippolito e per due pozzi nell'area di Badie.

CODICE DI CALCOLO UTILIZZATO

Il software utilizzato per simulare il modello di flusso è GroundWater Vistas 6, che rappresenta un'interfaccia per il codice di calcolo MODFLOW dell'USGS (Harbaugh & Mc Donald, 1996) per la soluzione di equazioni di flusso idrico sotterraneo; dalla stessa interfaccia software è possibile utilizzare per la simulazione del trasporto il codice di calcolo MT3D (Zheng 1990 e successivi sviluppi) che permette la simulazione dei processi di advezione, dispersione e ritardo dei contaminanti nelle acque sotterranee.

7.2. MODELLO DI TRASPORTO DEI NITRATI

CARATTERIZZAZIONE E MODALITÀ DI TRASPORTO DELL'INQUINANTE

Una delle caratteristiche dei nitrati è che come anione hanno solubilità praticamente infinita, almeno rispetto all'ordine di grandezza delle problematiche di inquinamento da nitrati, e scarsa o nulla possibilità di essere adsorbiti dal terreno.

La molecola Nitrato (NO_3^-) risulta inoltre scarsamente reattiva almeno fintanto che non si instaurano nell'acquifero condizioni fortemente riducenti, come nel caso delle falde confinate più profonde e distanti dalle aree di ricarica, dove l'azoto nitrico (N_4^+) si riduce ad azoto ammoniacale (N_3^-).

Il destino della molecola Nitrato, una volta abbandonato lo strato attivo del suolo dove avvengono le reazioni di nitrificazione-denitrificazione e assorbimento diretto da parte della vegetazione, è essenzialmente legato a processi avvevativi, cioè di trasporto solidale con il flusso idrico e diffusivo/ dispersivi.

ORIGINE DELLA CONTAMINAZIONE DA NITRATI

Una delle prime domande che ci dobbiamo porre è quella relativa all'origine di questa contaminazione, che non appare evidente come nei casi di contaminazione dovuta all'attività agricola, essendo l'area in oggetto estesamente antropizzata. Una spiegazione viene data nello studio del 2011 di Consorzio Ferrara Ricerche e Hydrogea Vision:

L'origine di elevate concentrazioni dei nitrati nelle acque sotterranee è comunemente ascrivibile alla dispersione di eccessi azotati nelle acque di infiltrazione, in particolare dalla superficie topografica e dall'immediato sottosuolo. L'azoto deriva da concimi chimici, utilizzati in eccesso rispetto alle reali necessità agronomiche; da liquami zootecnici bovini e, più spesso, suini, smaltiti senza alcun criterio selettivo e talora sovrapposti alle normali concimazioni chimiche, dalla dispersione di liquami fognari dalle reti scolanti artificiali sotterranee scarsamente a tenuta (vetustà delle reti, scarsa manutenzione, tecniche di stendimento poco attente). I valori di $\delta^{15}\text{N}$ (isotopo stabile dell'azoto) delle acque di Prato sono tipici di derivazione da concimi chimici inorganici e ben lontani da quelli di acque contaminate da fonti organiche come liquami zootecnici e fognari. È dunque accertata l'origine inorganica (o almeno inorganica indicata. Essendo

l'areale pratese assai poco votato alle coltivazioni sia intensive su campo, sia estensive, tale presenza è ben difficilmente ascrivibile ad una concimazione azotata inorganica e ancor meno ad una presenza di allevamenti zootecnici, del tutto trascurabile in zona. Infatti la SAU (Superficie Agricola Utilizzata) presente nel territorio della Provincia di Prato, pari a circa 8800 Ha, rappresenta meno del 2,5% della SAU dell'intero bacino del fiume Arno e l'utilizzo di concimi e fertilizzanti non può rappresentare se non una modestissima concausa della presenza di nitrati nei pozzi della falda. Si osserva anche che i capi di ovini, suini e bovini allevati in Provincia di Prato rappresentano una quantità così esigua da non poter costituire l'origine di una presenza così rilevante di nitrati nella falda. Queste considerazioni inevitabilmente inducono a ricercare una diversa origine dei Nitrati. L'unica altra fonte possibile compatibile sia con i valori di Azoto nitrico in falda che con l'analisi isotopica condotta che indica il $\delta^{15}\text{N}$ delle acque di Prato è individuabile nei sali diazoici variamente sostituiti dei coloranti utilizzati nell'industria tintoria tessile, oltre che negli ausiliari chimici di varia natura utilizzati nei processi di lavorazione dei tessuti e delle materie prime. Tali sostanze potrebbero derivare da un accumulo di sostanze azotate (di origine inorganica) proveniente dal vecchio sistema delle "gore" attraverso la naturale percolazione dei terreni. Il sistema delle gore fu creato in tempi remotissimi quando la città si vide costretta a liberare la piana nella quale si trovava dalle acque che vi ristagnavano. A tale scopo venne costruita una vasta rete di canali, chiamati "GORE", che consistevano nel dirottare una parte dell'acqua appartenente ad un corso naturale. Le gore iniziavano il loro percorso a Santa Lucia, una località che si trova a nord di Prato: da qui prendevano l'acqua del fiume Bisenzio e la portavano in tutta la piana. Il territorio pratese divenne, quindi, una vasta area servita da 53 chilometri di canali, con un unico punto di presa d'acqua nel fiume a nord di Prato ed unico punto di immissione in un altro corso d'acqua a sud della città che è il torrente Ombrone. Le gore, che pure hanno permesso un formidabile sviluppo delle attività economiche dell'area, hanno costituito per decenni un altrettanto formidabile strumento di contaminazione e di inquinamento sia per le acque superficiali che per quelle sotterranee. Da qui l'ipotesi che si siano accumulate enormi quantità di sostanze coloranti azoiche nella falda profonda, che potrebbero aver costituito la base per la trasformazione finale in azoto nitrico.

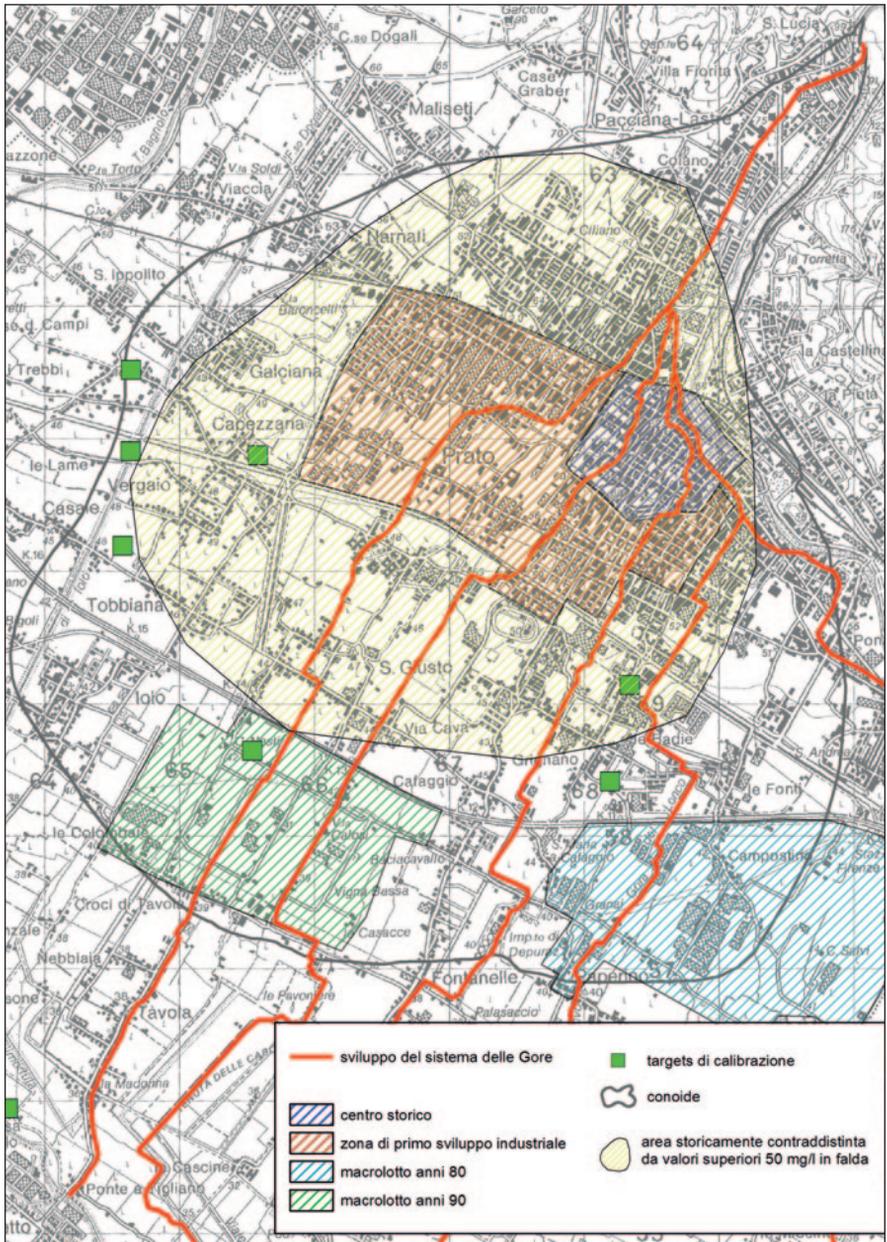


Figura 43 - Aree industriali e sistema delle Gore

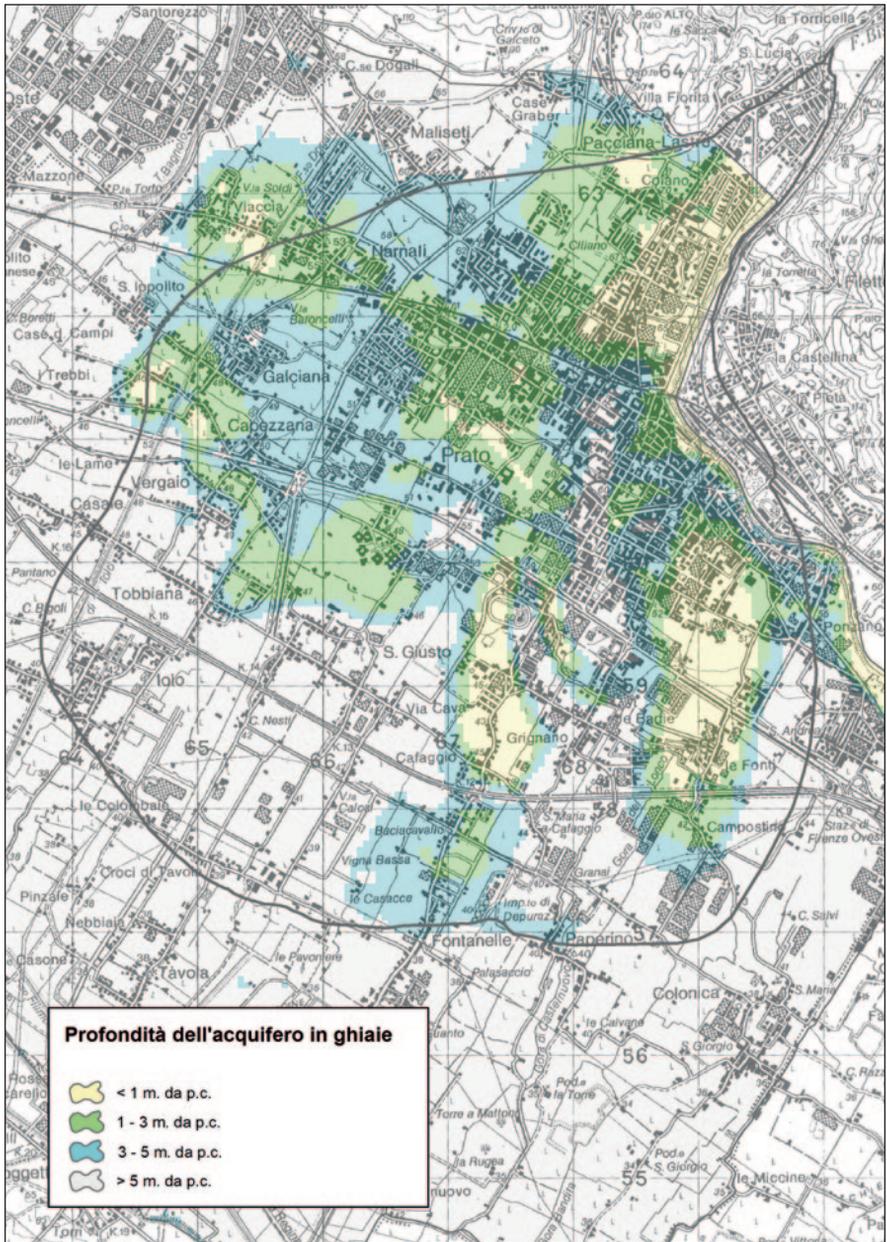


Figura 44 - Profondità dell'acquifero in ghiaie

Gli studi fin qui condotti non hanno mai affrontato in modo dettagliato l'origine e la valutazione degli inquinamenti in atto. Ciò premesso, sulla base delle ipotesi sopra esposte, sono state individuate le aree interessate dal sistema delle Gore e dall'industrializzazione relativa agli anni antecedenti il 1980.

Altri parametri che influenzano la migrazione degli inquinanti in falda sono la protezione dell'acquifero e la soggiacenza della tavola d'acqua.

Dalla valutazione e combinazione di tali parametri e tematismi sono state individuate le aree di più probabile origine della contaminazione, fornite come input al modello. Tale condizione è stata poi oggetto di calibrazione.

7.3. MODELLAZIONE DEI NITRATI

Il modello di trasporto dei nitrati è stato implementato sulla base del modello di flusso già a disposizione. La modellazione è stata fatta partire dalla primavera 2009 fino al 2015, con *stress periods* trimestrali. I dati utilizzati per la calibrazione sono quelli del monitoraggio chimico di Arpat e quelli delle campagne estese del giugno e del settembre 2015.

Il dominio del modello è quello del modello di flusso, anche se la calibrazione è stata fatta per l'area della sola conoide; avere un dominio più grande di quello di interesse permette di minimizzare gli errori inevitabili delle zone marginali.

I dati di ingresso di concentrazione sono stati assegnati mediante il modulo *recharge*, lo stesso utilizzato per la ricarica diretta del flusso, che permette di assegnare una concentrazione in entrata al modello. Gli ingressi di flusso ai contorni del dominio sono stati considerati a concentrazione nulla, ovvero la contaminazione ha origine dall'area interna del dominio come precedentemente descritto; infatti i campionamenti effettuati nel corso delle varie campagne chimiche non hanno rilevato concentrazioni significative di nitrati da punti esterni al conoide o dal fiume Bisenzio.

Per la porosità efficace si è assegnato alle aree del conoide valori di 0, 10 e 0, 15.

Per il coefficiente di dispersione, considerato al momento un parametro non sensitivo nei riguardi della distribuzione delle concentrazioni, è stato assunto come dato di letteratura un valore pari a 100 m.

L'ultima condizione è quella relativa alle concentrazioni iniziali da fornire al modello: queste sono di particolare importanza in quanto condizionano molto la soluzione; le condizioni iniziali sono state quindi valutate attraverso i dati disponibili, fra i quali ovviamente i dati di monitoraggio di Arpat e Publicacqua.

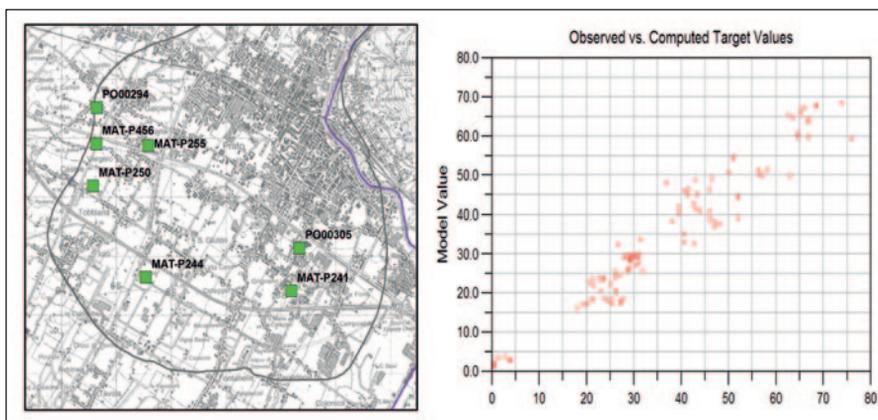


Figura 45 - Ubicazione targets di calibrazione e retta valori osservati/simulati

CALIBRAZIONE E TARATURA DEL MODELLO

La taratura di un modello di trasporto consiste nella definizione dell'insieme più corretto possibile delle variabili di controllo della equazione di trasporto, ovvero in questo caso la porosità efficace e il coefficiente di dispersione.

Oltre a queste è stato considerato come parametro da calibrare quello della concentrazione in ingresso, in quanto come precedentemente descritto, non si possono fare stime numeriche della contaminazione, ma solo delle ipotesi sull'origine.

La simulazione condotta riesce a simulare in maniera soddisfacente i trend riscontrati nel periodo considerato.

La stessa concentrazione in ingresso è stata mantenuta per tutta la simulazione, quindi l'andamento simulato rispecchia i fenomeni di avvezione e dispersione che accadono all'interno della falda a seconda della variazione di flusso dovuta alle diverse condizioni di ricarica e di prelievi.

Come elemento di confronto si riporta la concentrazione simulata al giugno 2015, con sovrapposte le concentrazioni misurate nei punti campionati: come si vede nella Figura 46 si rileva una sostanziale coerenza fra il simulato ed il misurato.

Un altro strumento di rappresentazione di un modello di trasporto è il bilancio di massa del soluto, che viene associato al bilancio idrogeologico. Questa elaborazione risulta utile per capire se i quantitativi di inquinante in gioco sono com-

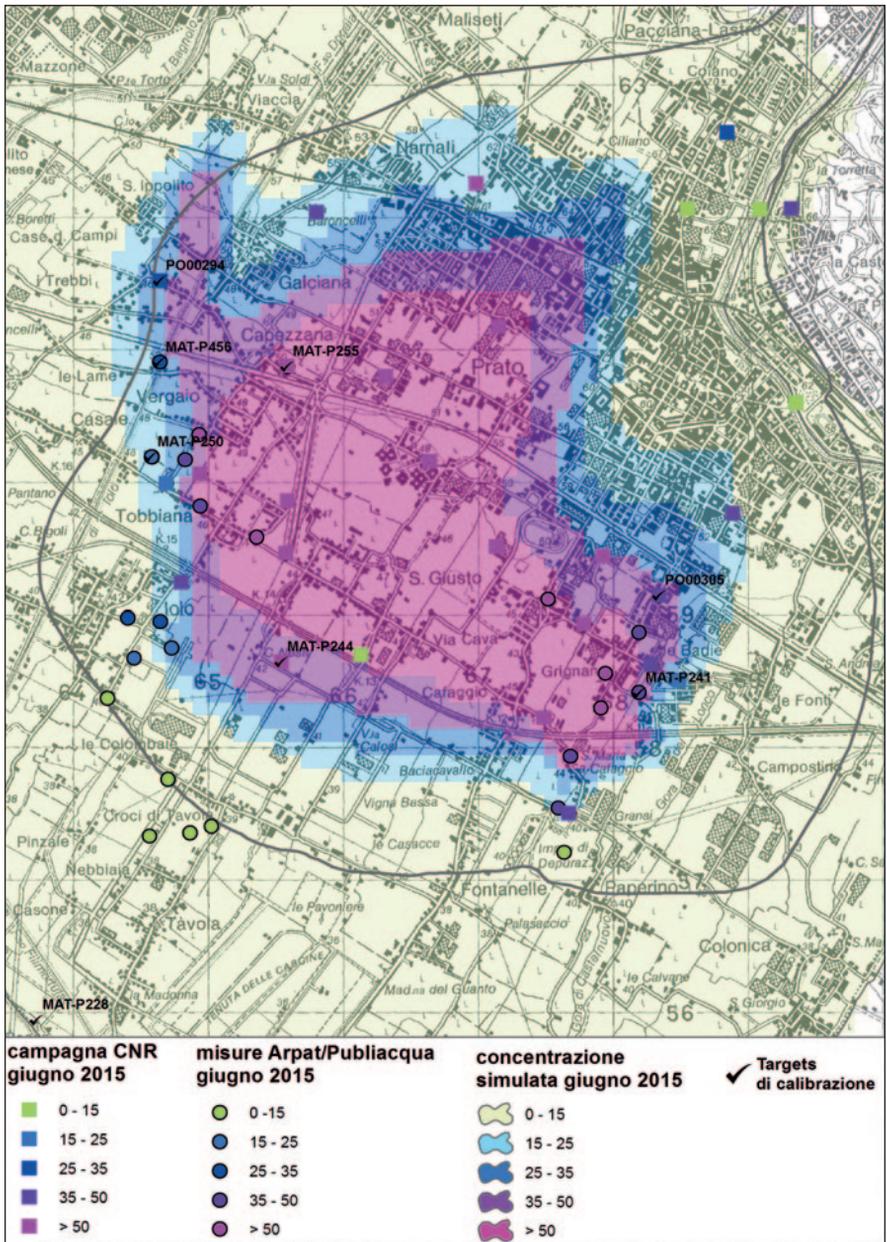


Figura 46 - Confronto fra concentrazioni simulate e misurate a giugno 2015

patibili con i valori misurati alla scala del corpo idrico. Dai dati disponibili risulta che i pozzi idropotabili nell'area del conoide estraggono (e conseguentemente trattano) circa 458 tonnellate di nitrati all'anno.

Per il periodo dal settembre 2014 al settembre 2015, dal modello si ricavano i quantitativi estratti da tutti i pozzi presenti sull'area di studio, per i quattro trimestri (stress periods) e riportati in Tabella 2:

Ottobre-Dicembre 2014	Gennaio-Marzo 2015	Aprile-Giugno 2015	Luglio-Settembre 2015
159 t NO ₃ ⁻	153 t NO ₃ ⁻	154 t NO ₃ ⁻	146 t NO ₃ ⁻

Tabella 2 - Quantitativi estratti dai pozzi secondo il modello (settembre 2014-settembre 2015)

La somma annua da modello risulta quindi pari a circa 612 tonnellate di nitrati. Questa quantità è compatibile e in linea con quella estratta dai pozzi acquedottistici, che rappresentano, nell'area, la maggior parte del prelievo.

Dal bilancio di massa risulta quindi che circa il 75 % dei nitrati estratti viene "preso in carico" dal gestore del servizio idropotabile, che potabilizzando l'acqua, ne rimuove i nitrati, operando una sorta di bonifica della falda.

7.4. MODELLO DI TRASPORTO DEGLI ORGANOALOGENATI

L'altra grande criticità qualitativa delle acque sotterranee del corpo idrico pratese è quella relativa alle elevate concentrazioni di organoalogenati, in particolare tetracloroetilene, che vengono riscontrate ormai da diversi anni, come del resto in molte aree urbane o industriali del paese.

La parte centrale del conoide, in un'area non molto diversa da quella interessata dalla contaminazione da nitrato, vede la presenza di acque sotterranee "non potabili" e seriamente contaminate in relazione al tetracloroetilene, con concentrazioni superiori alle concentrazioni soglia di contaminazione per le acque sotterranee.

Questi composti oltre che con l'acronimo inglese CHC (Chlorinate Hydrocarbon Compounds) sono conosciuti anche con l'acronimo DNAPLs (Dense Non Aqueous Phase Liquids), a causa della loro limitata solubilità e dell'elevata densità rispetto a quella dell'acqua. Allo stato liquido in fase separata tendono ad andare verso il basso accu-

mulandosi alla base dell'acquifero, con una distribuzione multifase nel sottosuolo molto complessa. L'inquinante si può ritrovare, infatti, in quattro diversi stati:

- gassoso: presente sotto forma di vapore
- solido: adsorbito e frazionato nel suolo o nei sedimenti
- in soluzione: disciolto nell'acqua in funzione del proprio grado di solubilità
- liquido immiscibile: fase separata DNAPLs.

Quando il contaminante viene rilasciato nel suolo, questo si muove verticalmente sotto la forza di gravità e di capillarità. Per modeste quantità di prodotto, la frazione di DNAPLs trattenuta per capillarità nel mezzo poroso rimane come residuo nel non saturo e può dare luogo per lisciviazione ad un *plume* o pennacchio abbastanza superficiale.

Se il volume di inquinante è elevato o se si è in presenza di suoli più permeabili, il composto raggiunge la zona satura dando luogo ad un *plume* più esteso, con contaminazione di tutto lo spessore dell'acquifero. La fase pura non disciolta può arrivare fino alla base dell'acquifero dove forma un *pool* o pozza da cui si diparte un *plume* basale, lasciando al di sopra un percorso residuo definito *trail* o tracciato.

Il *pool*, una volta formatosi, può poi seguire la morfologia del substrato e spostarsi sia a valle che a monte rispetto al punto sorgente della contaminazione. Nel caso in cui il *trail* venga completamente disciolto dalla falda può rimanere soltanto il *pool* sul fondo dell'acquifero con relativo *plume* basale. Inoltre, qualora siano presenti delle lenti a bassa permeabilità, si può avere anche la formazione di *pool* e *plume* sospesi. La molteplicità dei processi che possono intervenire nel trasporto di questi inquinanti porta ad una complessità elevata nella corretta modellizzazione del trasporto in falda.

ORIGINE DELLA CONTAMINAZIONE DA ORGANOALOGENATI

Gli organoalogenati, poco o per nulla solubili e a densità maggiore dell'acqua, una volta arrivati all'acquifero proseguono il loro cammino nell'acquifero saturo, attestandosi sui livelli meno permeabili e, progressivamente, da questi a quelli più profondi, dai quali vengono debolmente asportati attraverso vari meccanismi chimico-fisici.

L'origine della contaminazione degli organoalogenati si ritiene non sia dissimile da quella dei nitrati dove le acque reflue e gli scarichi dell'industria tessile in epoca antecedente alle più recenti normative ambientali abbiano generato diffusi fenomeni di inquinamento. Peraltro questa area è quella che nel passato presentava la massima depressione piezometrica dovuta agli ingenti prelievi da parte delle industrie tessili, fattore

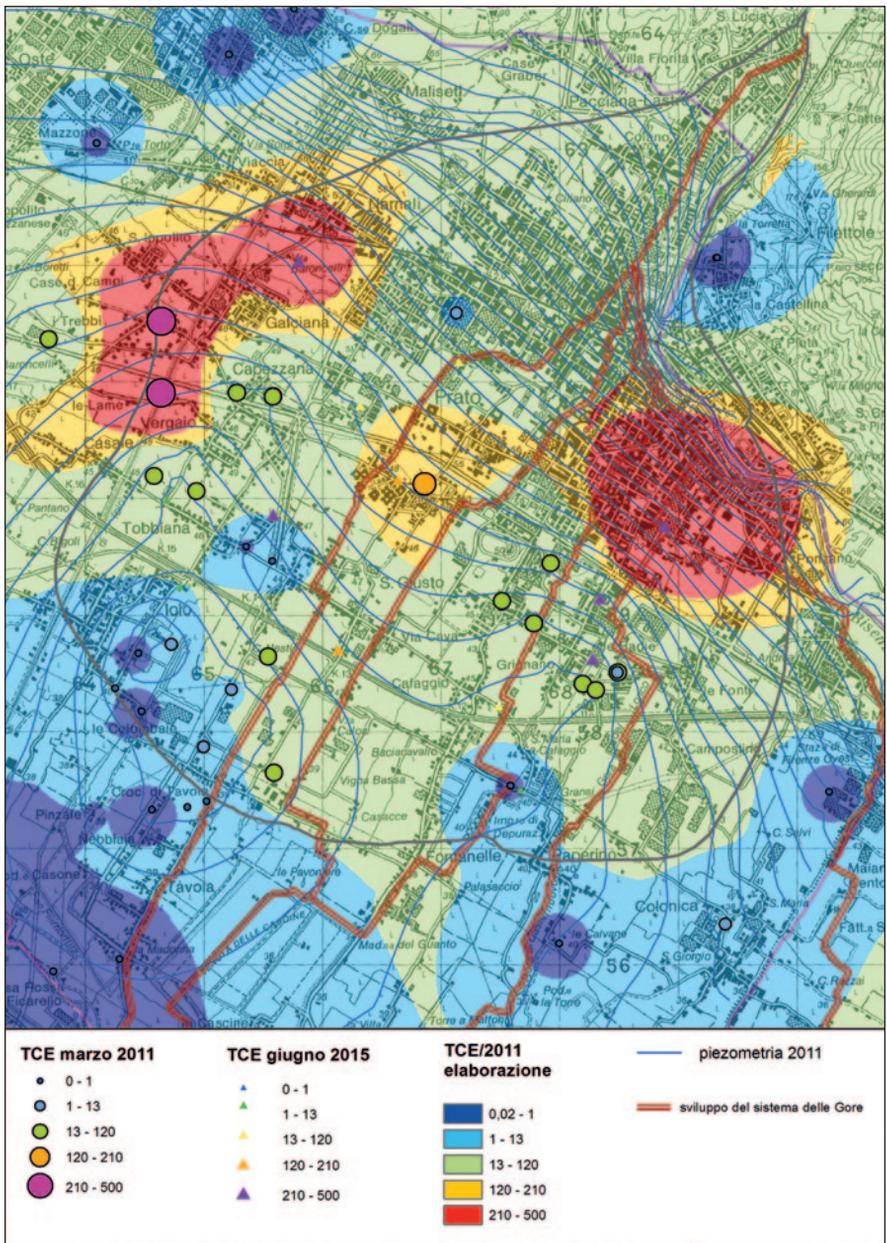


Figura 47 - Condizioni iniziali, mappa delle concentrazioni primavera 2011

che ha favorito la formazione di orizzonti non saturi in cui gli inquinanti si sono immagazzinati.

L'acquifero ancora presenta notevoli quantitativi di inquinanti probabilmente dovuti ad attività contaminanti pregresse. Le fonti di inquinamento di tetracloroetilene, almeno in quota parte, si pensa risiedano nella zona insatura dell'acquifero dove sono dilavate dal passaggio delle acque di infiltrazione nei periodi più piovosi.

7.5. MODELLAZIONE DEGLI ORGANOALOGENATI

Così come il modello nitrati, anche quello organoalogenati si è basato sul modello di flusso disponibile; la modellazione è stata fatta partire dalla primavera 2011, utilizzando come dati per le concentrazioni iniziali quelle desunte dalla campagna del 2011 integrate con i dati dei monitoraggi di Arpat e Publiacqua (Figura 47).

Il modello è stato dunque implementato con stress periods trimestrali fino al 2015. I dati di calibrazione sono stati quelli del monitoraggio Arpat integrati dai dati di Publiacqua e delle campagne estese del giugno e del settembre 2015.

La simulazione del trasporto dei contaminanti, ovvero della sommatoria di PCE+TCE, utilizzando il codice MT3D, necessita della stima dei parametri dispersività e fattori di reazione (adsorbimento e decadimento) riportati nella Tabella 3.

Dispersività		Fattori di Ritardo		Emivita Half life
Dispersivity		Retardation factor		
Longitudinale a L	Trasversale a T	Peso di Volume Bulk density	Coefficiente di ripartizione Partition coefficient	
[m]	[m]	[Kg/dmc]	[l/Kg]	[g]
100	10	1,8	0,07	230

Tabella 3 - Parametri per il modello di trasporto MT3D (tratto da Armellini et al., 2015)

Per quanto riguarda tali parametri che intervengono nel processo di adsorbimento, si è fatto riferimento alla "Subsurface Contamination Reference Guide" (EPA, 1991).

Così come per i nitrati, anche per gli organoalogenati è stata considerata come ipotesi plausibile quella che le sorgenti dell'inquinamento fossero nelle aree di vecchia industrializzazione interessate dal sistema delle Gore. Si ipotizza che da qui sia parti-

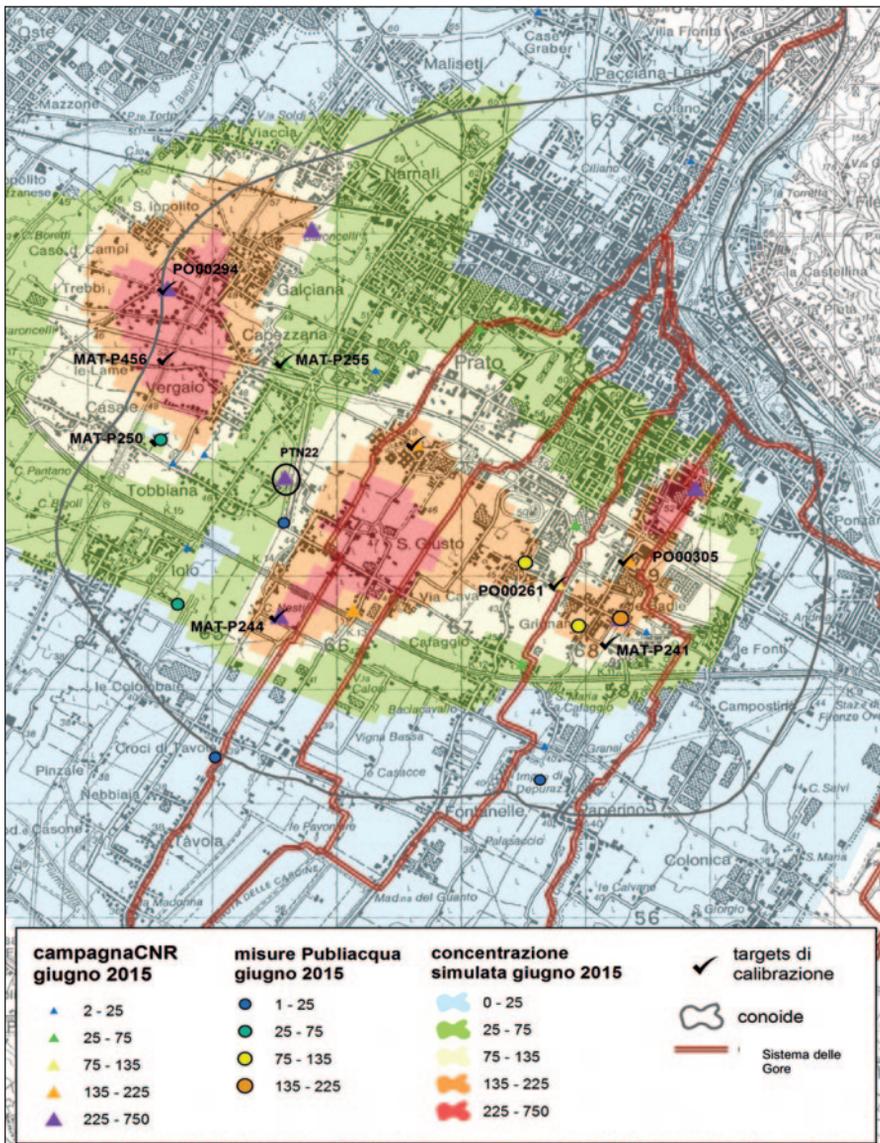


Figura 48 - Confronto fra le concentrazioni simulate e misurate a giugno 2015

ta la contaminazione degli strati più superficiali del sottosuolo, dove gli inquinanti si sono accumulati per essere poi rilasciati in falda.

CALIBRAZIONE E TARATURA DEL MODELLO

I dati disponibili per la calibrazione sono stati essenzialmente quelli delle stazioni MAT di Arpat, integrate da alcuni punti di controllo di Publiacqua Spa e dalle campagne estese di indagine del 2015. Le simulazioni effettuate riescono a descrivere in maniera soddisfacente l'andamento generale ed il trend della concentrazione rilevata nei punti di misura; più difficile è risultato ottenere la calibrazione nei casi di valori di picco (sia positivo che negativo). Anche in questo caso, come elemento di confronto, si riporta la concentrazione simulata al giugno 2015, con sovrapposte le concentrazioni misurate nei punti campionati.

La simulazione della concentrazione mostrata in Figura 48 evidenzia una sostanziale corrispondenza con le concentrazioni misurate, non solo nei *targets* ma anche nei campionamenti relativi alla campagna 2015; fa eccezione in particolare un punto centrale (pozzo PTN22) che a giugno rileva una concentrazione pari a 479 µg/l mentre a settembre la concentrazione è minore di 1 µg/l. Tale anomalia può essere spiegata tenendo conto della modesta profondità del pozzo (circa 20 m), che lo rende particolarmente sensibile a fenomeni locali circoscritti che possono sfuggire ad un modello generale.

La simulazione evidenzia inoltre tre aree caratterizzate da concentrazioni più elevate, con forma allungata nella direzione del flusso; due di queste aree, quella che da nord-est di Badie si allunga verso i campi pozzi idropotabili e l'altra più interna al conoide situata a nord del Macrolotto 2 in zona San Giusto, risultano essere interessate dal vecchio sistema delle Gore e da aree di vecchia industrializzazione, mentre quella più esterna al conoide ha una storia urbanistica diversa, interessata comunque da valori alti di concentrazione che con molta probabilità ha origine nell'area stessa, ma anche da una o più sorgenti a nord-ovest di essa.

IL TRATTAMENTO DELLE ACQUE A SCOPO IDROPOTABILE

8.1. EVOLUZIONE NEL TRATTAMENTO DELLE ACQUE

I contaminanti che inquinano la falda pratese fanno parte di due categorie ben distinte di composti, differenti per la natura chimica, modalità di trasporto in falda e, infine, per i sistemi di trattamento necessari alla loro rimozione. Un altro aspetto caratteristico dell'inquinamento dell'acquifero, ampiamente discusso nei precedenti capitoli, è la sua variazione nel tempo, che rende necessario un continuo monitoraggio e un cambio delle strategie di intervento in ragione dell'incremento o della riduzione delle concentrazioni.

Fra le fine degli anni '80 e l'inizio anni '90 si ebbero le prime evidenze dell'inquinamento da solventi clorurati e nitrati della falda idrica pratese, anche a seguito dell'introduzione della legge 236/88 che definì in modo più completo e coerente i criteri di potabilità dell'acqua nel nostro Paese. È il periodo delle emergenze idriche conseguenti alla scoperta di una serie di parametri fuori norma, come quello dell'atrazina in buona parte dei comuni della pianura padana.

In Toscana ci fu la scoperta dei composti organoalogenati, tricloroetilene e tetracloroetilene, utilizzati come solventi in una serie di attività industriali e commerciali. In molte aree, dove esistevano risorse idriche alternative, come nel caso di Firenze, si arrivò alla chiusura dei pozzi più inquinati.

A Prato il sistema acquedottistico, gestito allora dal Consiag, contava su un ampio numero di pozzi dispersi sul territorio.

Di questi, la maggior parte erano collegati a due impianti centralizzati denominati Falda 1 e Falda 2 presso i quali era presente il solo trattamento di disinfezione, destinato al controllo dei parametri microbiologici. I rimanenti pozzi alimentavano direttamente la rete di distribuzione con un trattamento di disinfezione in loco.

La strategia seguita da subito fu di intervenire direttamente sui pozzi mediante l'installazione di filtri a carbone attivo granulare (GAC). Il carbone attivo è un materiale di origine naturale che, opportunamente trattato, acquisisce elevate capacità di adsorbimento, cioè di trattenere sulla sua superficie i composti disciolti nell'acqua con cui viene in contatto. Tale proprietà è dovuta all'origine del materiale e alla eccezionale superficie specifica che gli viene conferita, superiore a 1000-1500 metri quadrati per ciascun grammo di materia. In questo modo i carboni attivi sono in grado di rimuovere una serie di inquinanti, fra cui gli organoalogenati, riportandoli entro concentrazioni trascurabili e rendendo l'acqua potabile.

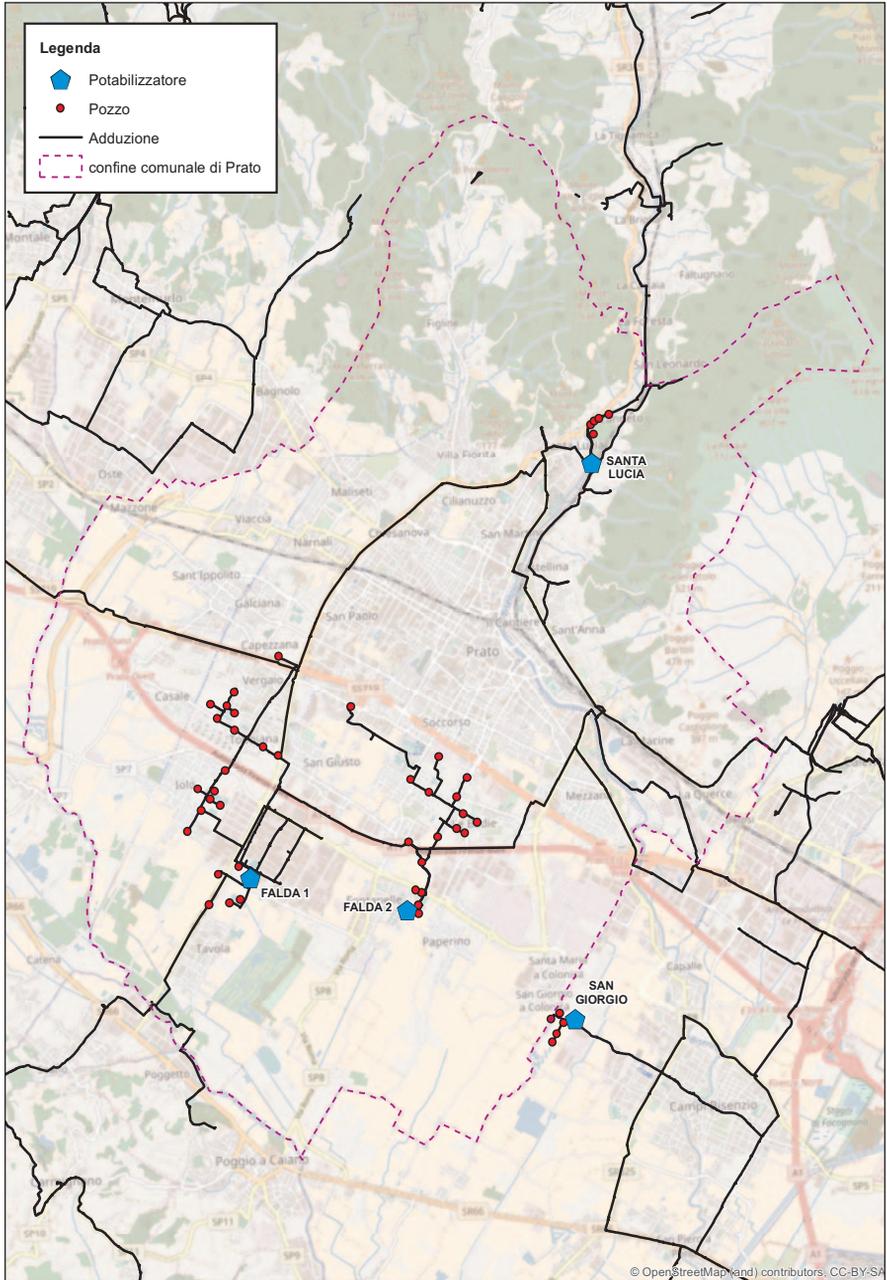
La soluzione adottata per la rimozione dei nitrati prevede l'utilizzo di un processo biologico di denitrificazione, mediante il passaggio dell'acqua grezza in un apposito apparato di filtrazione sulle cui masse filtranti crescono batteri "denitrificanti", cioè capaci di trasformare i nitrati presenti nell'acqua in azoto gassoso, che può essere immesso in atmosfera senza alcun effetto inquinante (l'aria che respiriamo è composta da circa il 78% di azoto).

Definiti i processi di trattamento per la rimozione dei due gruppi di inquinanti, anche a seguito dell'ingresso del nuovo gestore Publiacqua, l'approvvigionamento idrico dell'area seguì una linea volta alla razionalizzazione delle risorse sfruttate e degli impianti di trattamento che seguì i seguenti indirizzi:

- Centralizzazione dei sistemi di trattamento delle acque
- Affinamento dei criteri di progettazione e conduzione degli impianti di trattamento sulla scorta dei risultati operativi riscontrati sul campo
- Miglioramento delle filiere di trattamento con integrazione dei processi di rimozione dei nitrati e dei composti organoalogenati
- Abbandono dei pozzi eccessivamente inquinati o difficilmente collegabili agli impianti centralizzati
- Interconnessione del sistema idrico pratese con la più ampia rete di adduzione e distribuzione dell'area Firenze-Prato-Pistoia, con possibilità di integrazione delle risorse idriche
- Le risorse locali attualmente sfruttate sono riportate nello schema seguente (Figura 49). Ad oggi il pozzo Lastruccia, che alimenta direttamente la rete di distribuzione, è l'unico rimasto ad essere dotato di filtro GAC per la rimozione dei solventi.



Figura 49 - Risorse della falda pratese utilizzate a scopo idropotabile



© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

8.2. GLI IMPIANTI DI POTABILIZZAZIONE CENTRALIZZATI FALDA 1 E FALDA 2

Oggi il sistema vede la presenza di 4 impianti centralizzati, dei quali Falda 1 e Falda 2 sono quelli più importanti dal punto di vista della portata di acqua prodotta.

L'impianto Falda 1 è dotato di trattamento di filtrazione su GAC per la rimozione dei solventi clorurati per una portata filtrata di circa 125 l/s; di questi 50 l/s sono stati recuperati dal campo pozzi Macrolotto, che fino ad allora era sempre rimasto escluso dalla produzione a causa del pesante inquinamento da solventi. Gli altri 75 l/s filtrati provengono dal collettore pozzi Iolo (a ridotta contaminazione), la cui produzione in ragione di altri 150 l/s bypassa la filtrazione e si mescola nel serbatoio finale con l'acqua trattata e con quella proveniente dal collettore pozzi Tavola (50 l/s), anch'essa di buona qualità. La produzione finale dell'impianto Falda 1 verso la rete di distribuzione è di circa 325 l/s. Per il trattamento di disinfezione viene utilizzato ipoclorito di sodio in ingresso al serbatoio finale; in uscita dal serbatoio e prima del pompaggio in rete, vi è un ulteriore apparato per disinfezione da utilizzare in situazioni emergenziali (Figura 50).

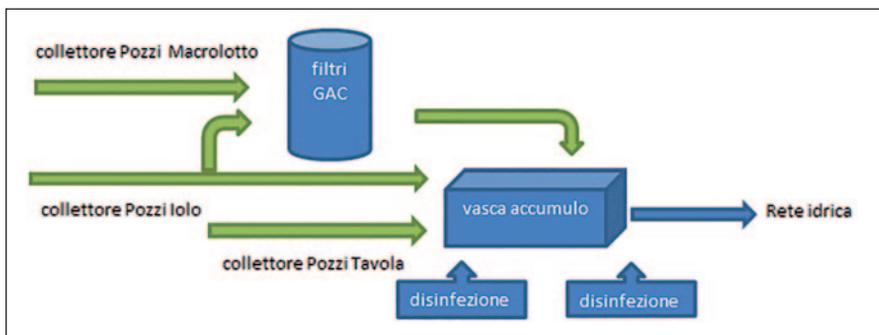


Figura 50 - Schema funzionale del potabilizzatore Falda 1.

Di maggiore complessità è invece la filiera dell'impianto Falda 2 (Figura 51). L'acqua grezza in ingresso, circa 200 l/s, viene inizialmente filtrata su carbone attivo granulare con l'obiettivo di rimuovere i solventi clorurati. La seconda fase di filtrazione, alla quale viene avviata la metà della portata filtrata su GAC prevede una denitrificazione biologica per trasformare i nitrati in azoto gassoso. In testa ai filtri biologici avviene l'aggiunta di acido fosforico e di acido acetico, cioè dei nutrienti necessari per supportare la crescita sulle masse filtranti dei microrganismi denitrificanti. Il reattore

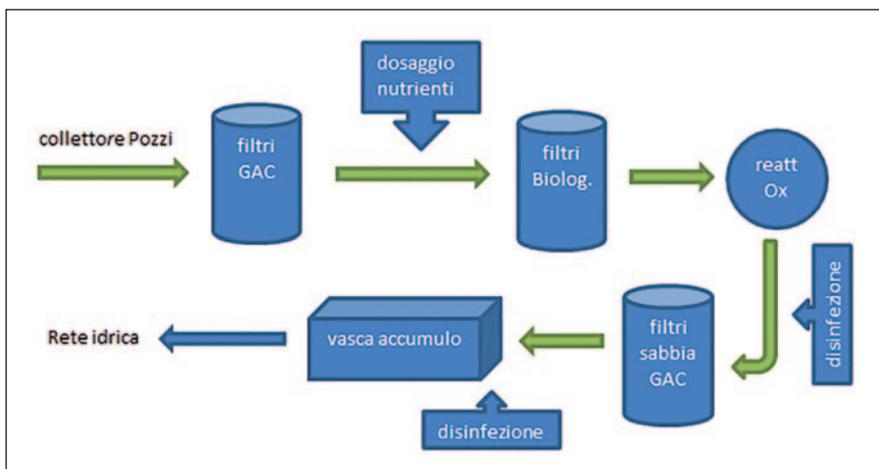


Figura 51 - Schema funzionale del potabilizzatore Falda 2

di ossidazione presente dopo la filtrazione biologica ha lo scopo, mediante l'aerazione, di allontanare in atmosfera l'azoto gassoso che si è formato durante il processo e di riossigenare l'acqua. La successiva disinfezione controlla la presenza di microrganismi limitandone lo sviluppo all'interno dell'impianto di trattamento. L'acqua in uscita dalla filtrazione biologica subisce un terzo trattamento di filtrazione su letto misto sabbia/GAC, che favorisce la rimozione di materiale particolato e delle componenti organiche disciolte che potrebbero causare la formazione di sottoprodotti della disinfezione; a questo stadio di filtrazione viene convogliata anche la quota parte (circa 100 l/s) che non subisce il trattamento di denitrificazione. Infine, all'interno della vasca di accumulo, viene eseguita una disinfezione con ipoclorito di sodio al fine di immettere un'acqua microbiologicamente sicura all'interno della rete di distribuzione.

8.3. L'IMPIANTO DI POTABILIZZAZIONE S. GIORGIO A COLONICA

Solo nel 2014 le analisi evidenziarono per la prima volta il peggioramento qualitativo di due dei tre pozzi che alimentano l'impianto. Presso il potabilizzatore era già attivo, a scopo cautelativo, oltre alla filtrazione su sabbia, anche il trattamento di filtrazione su GAC che, a partire dal 2014 ha acquisito un ruolo ancora più centrale per la rimozione dei solventi dei pozzi inquinati. Prima della filtrazione su GAC,

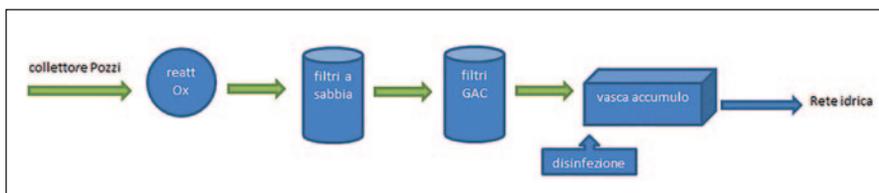


Figura 52 - Schema funzionale del potabilizzatore San Giorgio a Colonica

l'acqua grezza subisce un trattamento di ossidazione con ipoclorito di sodio e successiva filtrazione su sabbia allo scopo di rimuovere l'eventuale materiale particolato; infine, nella vasca di accumulo, viene eseguita una disinfezione con biossido di cloro (Figura 52).

8.4. L'IMPIANTO DI POTABILIZZAZIONE S. LUCIA

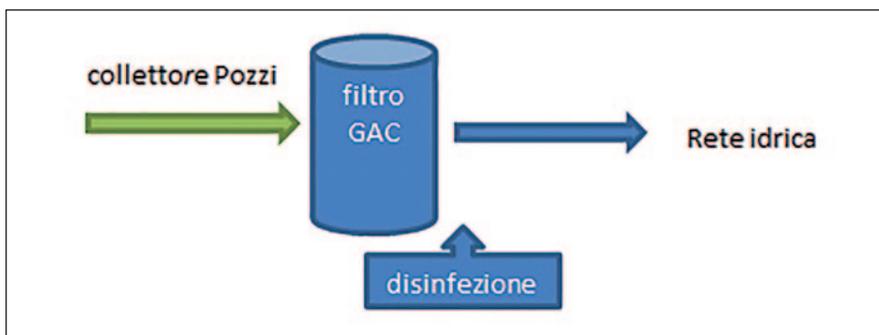


Figura 53 - Schema funzionale del potabilizzatore Santa Lucia

L'impianto Santa Lucia è alimentato da un campo pozzi locale, le cui risorse sono di buona qualità e non risultano contaminate né da solventi clorurati né da nitrati. Il trattamento prevede comunque, prima dell'immissione in rete e a titolo cautelativo, una filtrazione su carbone attivo finalizzata alla rimozione delle sostanze organiche, seguita da una disinfezione con ipoclorito di sodio (Figura 53).

BIBLIOGRAFIA

- ANDRENELLI M. C. & BALDINI E. (1996), "Borsa di studio per l'esecuzione di prove di portata ed altri test sui pozzi del comune di Prato e loro interpretazione", Consiag, Prato.
- ARMELLINI R., BALDINI E., DEL SEPPIA D., FRANCESCHINI F., GORI N., MENICETTI S., TESSITORE S. (2015) *Modello numerico di flusso e trasporto del sistema acquifero della pianura del Cecina (Toscana, Italia), con l'uso di elaborazioni GIS. Acque Sotterranee*, Italian Journal of Groundwater AS12056: 045 - 054.
- Autorità di Bacino del Fiume Arno (2008). *Piano di bacino Stralcio "Bilancio idrico"* - adottato con Delibera di Comitato Istituzionale n. 204 del 28/2/2008.
- Consorzio Ferrara Ricerche e Hydrogea Vision per Provincia di Prato (2011), *Studio idrogeologico-geochimico delle principali risorse idriche del territorio provinciale di Prato. Relazione Finale*.
- EPA (1991), *Subsurface Contamination Reference Guide. United States Office of Emergency and EPA/540/2-90/011*, ottobre 1991.
- HARBAUGH A.W., BANTA E.R., HILL M.C., McDONALD M.G. (2000), *Modflow-2000, the U.S. Geological Survey modular groundwater model. User guide to modularization concepts and the groundwater flow processes*, U.S. Geological Survey Open File Report 00-92.
- LANDINI F., PRANZINI G., VENTURUCCI E. (1990) , *La falda idrica della conoide di Prato (Firenze)*. Acque sotterranee, giugno 1990.
- McDONALD M.G, HARBAUGH A.W. (1988), *A modular three-dimensional finite difference groundwater flow model*, USGS TWRI 6-A1.
- G. MONTINI G., BRUGIONI M., CONSUMI F. (2012), *Valutazione degli effetti della variazione delle riserve idriche sotterranee sulle velocità di subsidenza nella pianura di Prato (PO) durante il periodo 1992-2010*, *Geologia Tecnica & Ambientale* 3/2012.
- ZHENG C. (1990), *MT3D, A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems*. Report to The U.S. Environmental Protection Agency, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada OK.

Finito di stampare in Firenze
presso la tipografia editrice Polistampa
Settembre 2019