

ALMA MATER STUDIORUM – UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

Dottorato di ricerca in
Scienze ambientali: tutela e gestione delle risorse naturali
Ciclo XXIII

**EFFETTI DELLA VEGETAZIONE E DEL
DRENAGGIO, SULL'INTRUSIONE SALINA
NELL'ACQUIFERO FREATICO COSTIERO DELLA
ZONA COMPRESA FRA FOCE DEI FIUMI UNITI E
FOCE BEVANO (RAVENNA)**

Presentata da Dott-ssa Valentina Marconi

Coordinatore Dottorato

Prof. Enrico Dinelli

Tutore

Prof. Giovanni Gabbianelli

Relatore

Prof. Marco Antonellini

Co-tutore

Prof. Enrico Dinelli

Esame finale anno 2011

SOMMARIO

Capitolo 1	1
INTRODUZIONE	1
Obiettivo dello studio.....	4
La salinizzazione degli acquiferi costieri dal punto di vista fisico: la legge di Ghyben-Herzberg.....	6
La salinizzazione degli acquiferi dal punto di vista chimico: il processo di scambio cationico	9
Capitolo 2	11
L'AREA DI STUDIO.....	11
Geologia dell'acquifero	11
Evoluzione recente della linea di costa.....	16
Subsidenza naturale ed antropica.....	19
Caratteristiche petrofisiche e geochimiche e dell'acquifero	20
Capitolo 3	22
METODI.....	22
Monitoraggio diretto dei parametri chimico-fisici dell'acquifero e delle acque superficiali	22
1. Auger hole sampling.....	22
2. Piezometri filtranti nell'ultimo metro.....	24
3. Piezometri totalmente filtranti: multilevel sampling.....	24

Analisi chimica della composizione chimica degli elementi maggiori delle acque	25
Monitoraggio indiretto dei parametri chimico-fisici dell'acquifero e delle acque superficiali	26
1. Carotaggio elettrico verticale (VES)	26
2. Tomografia elettrica verticale (CVES).....	27
3. TEC probe.....	28
Monitoraggio in continuo dei parametri meteorologici.....	30
Capitolo 4	32
BILANCIO IDROLOGICO	32
Geomorfologia, pedologia e uso del suolo	33
Gestione delle acque	36
Il clima nell'area di studio	38
1. Le serie storiche.....	38
2. Parametri meteorologici misurati in sito	40
Idrografia superficiale.....	43
1. Introduzione.....	43
2. Calcolo dell'evaporazione	44
3. Calcolo del bilancio idroclimatico.....	46
Le aree naturali	49
1. Introduzione.....	49
2. Calcolo del bilancio idrologico	49
L'area agricola	54
1. Introduzione.....	54
2. Aree non irrigate.....	56
3. Aree irrigate	57

4. Calcolo del bilancio idrologico delle aree irrigate	60
5. Calcolo del bilancio idrologico delle aree non irrigate	65
Osservazioni e conclusioni	68
Capitolo 5	70
CARATTERIZZAZIONE IDROGEOLOGICA DELL'ACQUIFERO	70
Introduzione	70
Monitoraggio con <i>auger hole sampling</i> (agosto 2008, marzo 2009)	71
1. Profondità della falda.....	73
2. Salinità e temperatura del tetto dell'acquifero.....	74
3. Distribuzione di potenziale di ossidoriduzione, pH e ossigeno disciolto al tetto dell'acquifero.	76
4. Parametri chimico-fisici della base dell'acquifero	78
5. Monitoraggio delle acque superficiali	79
Monitoraggio con <i>multilevel sampler</i> in piezometri totalmente filtranti (agosto 2009, marzo 2010)	81
1. Criteri di selezione delle profondità di campionamento	82
2. Profondità della falda.....	88
3. Salinità e temperatura del tetto dell'acquifero.....	89
4. Distribuzione del potenziale di ossidoriduzione.....	94
5. Distribuzione del pH.....	96
6. Distribuzione dell'ossigeno disciolto (BOD)	97
Monitoraggio delle acque superficiali	99
Osservazioni e conclusioni	102
Capitolo 6	109
CARATTERIZZAZIONE GEOCHIMICA DELL'ACQUIFERO	109
Introduzione	109

Composizione chimica degli elementi maggiori. Rilievi di agosto 2008 e marzo 2009.	110
Composizione chimica degli elementi maggiori nell'agosto 2009 e nel marzo 2010.	113
Calcolo dell'Indice di scambio cationico di base	119
Elaborazione degli indici di saturazione dei minerali più comuni	121
Osservazioni e conclusioni	123
Capitolo 7	126
MONITORAGGIO DELL'ACQUIFERO CON TECNICHE INDIRETTE.....	126
Introduzione	126
Rilievo geofisico VES	126
Rilievo con sonda multiparametrica TEC <i>probe</i>	131
1. Transetto 1	133
2. Transetti 2 e 3	134
3. Transetto 4	142
Tomografia elettrica (CVES).....	145
Osservazioni e conclusioni	147
Capitolo 8	149
CONCLUSIONI.....	149
Capitolo 9	153
RIFERIMENTI BIBIOGRAFICI.....	153
Capitolo 10	158
APPENDICE	158
Appendice 10.1. Parametri fisico-chimici del tetto (<i>auger hole</i>) e della base dell'acquifero (piezometri filtranti nell'ultimo metro). Agosto 2008	159

Appendice 10.2. Parametri fisico-chimici del tetto (<i>auger hole</i>) e della base dell'acquifero (piezometri filtranti nell'ultimo metro). Marzo 2009.	160
Appendice 10.3. Parametri fisico-chimici delle acque superficiali misurati in Agosto 2008 in stagni e canali di drenaggio.....	161
Appendice 10.4. Parametri fisico-chimici delle acque superficiali misurati in Marzo 2009 in stagni e canali di drenaggio.....	162
Appendice 10.5. Parametri fisico-chimici del tetto dell'acquifero (<i>auger hole sampling</i>). Agosto 2009.....	163
Appendice 10.6. Parametri fisico-chimici della zona di mixing dell'acquifero (<i>multilevel sampling</i>). Agosto 2009.....	164
Appendice 10.7. Parametri fisico-chimici della base dell'acquifero (<i>multilevel sampling</i>). Agosto 2009.....	165
Appendice 10.8. Parametri fisico-chimici del tetto dell'acquifero (<i>multilevel sampling</i>). Marzo 2010.....	166
Appendice 10.9. Parametri fisico-chimici della zona di mixing dell'acquifero (<i>multilevel sampling</i>). Marzo 2010.....	167
Appendice 10.10. Parametri fisico-chimici della base dell'acquifero (<i>multilevel sampling</i>). Marzo 2010.....	168
Appendice 10.11. Monitoraggio delle acque superficiali. Agosto 2009.	169
Appendice 10.12. Monitoraggio delle acque superficiali. Marzo 2010.	170
Appendice 10.13. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto (<i>auger holes</i>) e alla base (piezometri) dell'acquifero. Agosto 2008.	171
Appendice 10.14. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto (<i>auger hole</i>) e alla base dell'acquifero (piezometri) e nelle acque superficiali. Marzo 2009	172
Appendice 10.15. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto dell'acquifero e nelle acque superficiali. Agosto 2009	173

Appendice 10.16. Composizione chimica degli elementi maggiori alla base dell'acquifero. Agosto 2009	173
Appendice 10.17. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto dell'acquifero e nelle acque superficiali. Marzo 2010	174
Appendice 10.18. Composizione chimica degli elementi maggiori alla base dell'acquifero. Marzo 2010	174
Appendice 10.19. Composizione chimica degli elementi maggiori nella zona di mixing dell'acquifero. Marzo 2010	175

INTRODUZIONE

Questo studio consiste nell'analisi idrogeochimica del sistema freatico dell'area costiera della provincia di Ravenna compresa tra le foci dei Fiumi Uniti e del torrente Bevano (pianura padana sud-orientale). Lo studio fa parte del progetto WATERKNOW (CIRCLE-ERANET) sugli effetti dei cambiamenti climatici nei bacini idrologici mediterranei.

I cambiamenti climatici globali e l'innalzamento del livello marino, unitamente a cause locali naturali e antropiche, hanno provocato l'ingressione di acque marine negli acquiferi costieri in molte parti del mondo. Secondo un rapporto della World Meteorological Organization (WMO), già dal 1995 molti paesi si trovano in condizioni di stress idrico, ovvero a rischio di compromettere le loro riserve di acqua dolce (Figura 1.1).

Una corretta ed efficiente gestione delle risorse di acqua dolce è dunque di cruciale importanza per le zone costiere, che sono anche le più densamente popolate (UNCSD, 1999). Il 50 % circa della popolazione mondiale vive in queste aree, esercitando una forte pressione sulle riserve di acqua dolce (Beatley et al., 2002). Stando alle previsioni più accreditate, la percentuale della popolazione mondiale che vive nelle zone costiere è destinata a salire fino al 75% entro la fine del 2100 (Finkl, 1994).

Con il termine "intrusione salina" è comunemente definito il processo per cui le acque marine attuali invadono il sottosuolo nelle fasce costiere (De Breuck, 1991). Le principali cause locali dell'intrusione marina sono di origine antropica, come subsidenza indotta e sovra sfruttamento degli acquiferi.

Oltre a questi, altri fattori responsabili del deterioramento della qualità delle acque costiere sono tanto maggiori quanto più il clima è arido o semi-arido:

- gli elevati tassi di evaporazione, che aumenta la concentrazione di sali nelle acque sotterranee e superficiali;
- l'evapotraspirazione, fattore legato alla presenza di vegetazione (concentrazioni di sali 5.8 volte maggiori della media sono state osservate nelle dune costiere piantumate a pineta; Stuyfzand, 1993);

- la secrezione di sali negli apparati radicali delle piante;
- il dilavamento e l'infiltrazione dei sali presenti nell'aerosol e depositi nei livelli più superficiali del suolo.

Nell'area di studio, i dati meteorologici dell'ultimo trentennio indicano che le precipitazioni sono moderate (618 mm/anno) e che le temperature medie annuali sono relativamente alte (13 °C). L'evapotraspirazione media calcolata sulla base di questi valori corrisponde a ca l'87% delle precipitazioni, dunque solo il 13% delle acque piovane è disponibile per l'infiltrazione.

Da quest' analisi risulta chiaro come sia necessario sviluppare degli strumenti che contribuiscano e migliorare la gestione delle acque nelle zone costiere. L'obiettivo di questo studio è proprio quello di apportare nuove conoscenze sulle dinamiche che favoriscono l'intrusione marina, che potrebbero contribuire al raggiungimento di una maggiore consapevolezza nella gestione delle risorse idriche nelle zone costiere.

Questo studio è uno dei primi tentativi di caratterizzazione idrogeochimica e d'indagine sui processi responsabili del deterioramento della qualità delle acque nel sistema freatico nella pianura padana sud-orientale.

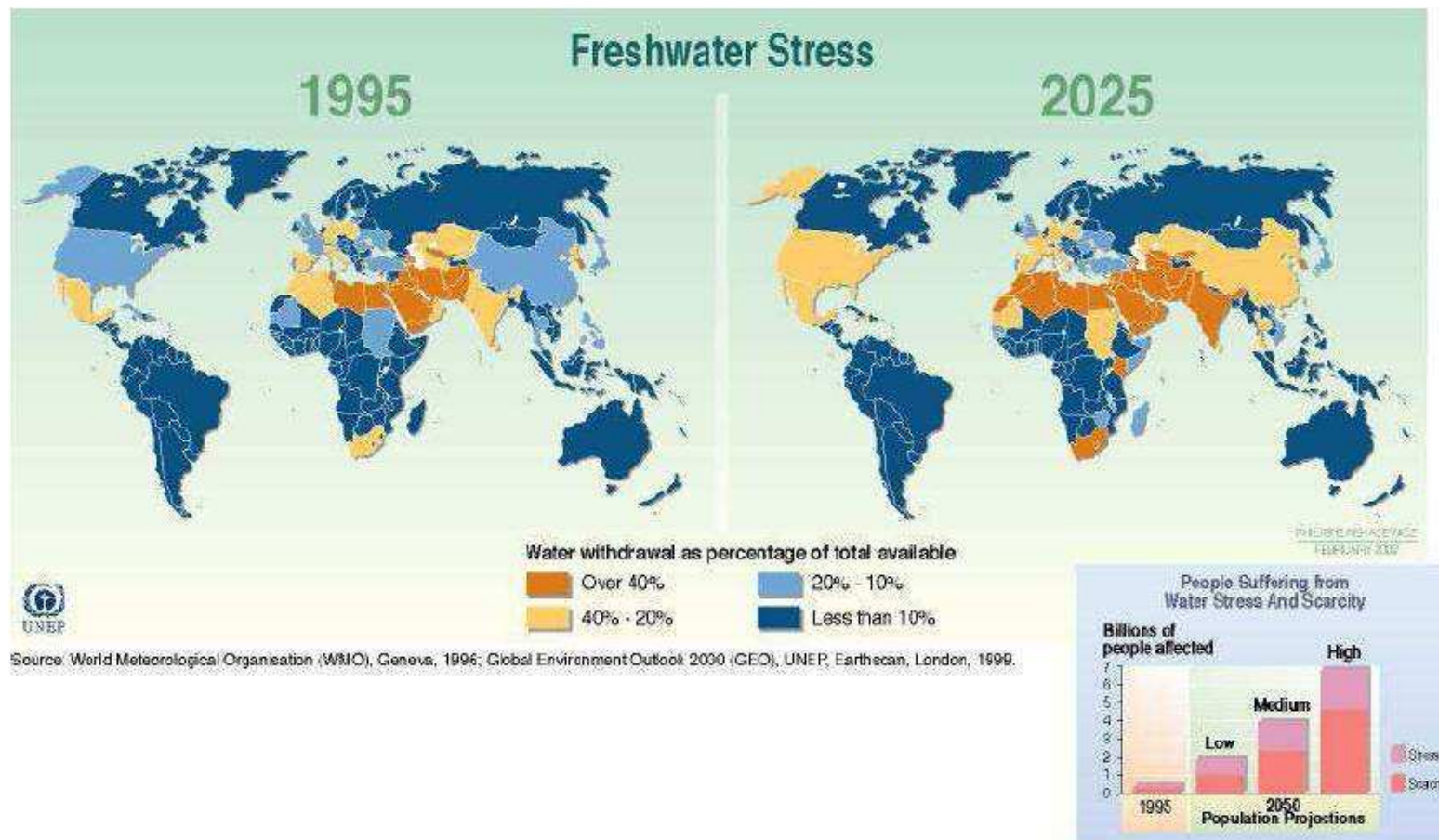


Figura 1.1- Distribuzione dei paesi affetti da carenza di acqua dolce nel 1995, a sinistra, e previsione per il 2025, a destra. In giallo sono indicati gli stati in cui i prelievi idrici costituiscono il 20-40 % delle riserve di acqua dolce disponibili, tra cui l'Italia. Nel grafico in basso a destra è quantificato il numero di persone (in miliardi) che rischiano di non avere accesso all'acqua (in rosa) e di quelle che sono in carenza di disponibilità idrica (in rosso), per gli stessi periodi a cui si riferiscono le mappe

Obiettivo dello studio

In tutta Italia, la crescente domanda di risorse idriche ha portato ad uno sfruttamento incontrollato delle acque sotterranee per usi urbani, industriali e agricoli, fenomeno che ha provocato numerosi casi di ingressione marina negli acquiferi costieri nazionali.

Tra questi, l'acquifero costiero ravennate veniva considerato "a rischio di salinizzazione" già in un rapporto ufficiale del Ministero dell'Ambiente del 1997.

Da allora alcuni studi hanno dimostrato come la salinizzazione dell'acquifero costiero ravennate sia effettivamente in corso (Antonellini et al., 2008; Giambastiani et al., 2007).

Le cause locali del disequilibrio tra superficie freatica e livello del mare sono da ricercarsi proprio nella subsidenza antropica, che ha interessato la regione nel secolo scorso (Teatini et al., 2006), e nello sfruttamento intensivo degli acquiferi. Attualmente, in gran parte della costa ravennate, sia la superficie topografica che quella freatica sono allo stesso livello, o ad un livello inferiore, di quello marino.

Tale condizione comporta l'intrusione delle acque marine, regolata dal principio di Ghyben-Herzberg (Badon-Ghijben, 1888; Herzberg, 1901), descritto nella sezione seguente. Agli effetti della subsidenza e dello sfruttamento degli acquiferi vanno sommate le conseguenze degli eventi siccitosi registrati nell'ultimo trentennio, che hanno diminuito gli apporti fluviali di acqua dolce verso la costa (Zinoni et al., 2004; Dillon, 2005). La portata dei fiumi romagnoli nel loro tratto terminale è anche determinata dalla quantità di prelievi che vengono effettuati a monte per usi agricoli. L'introduzione in tempi recenti di colture non endemiche, che necessitano di notevoli quantitativi di acqua irrigua (es. il kiwi nella valle del Lamone), ha causato un'ulteriore riduzione del contributo degli apporti fluviali alla ricarica degli acquiferi costieri, che è diminuito del 25-30% nel periodo 1975-2006 (Cacciamani et al., 2007).

Questo lavoro è stato incentrato sull'elaborazione di un bilancio idrologico approfondito per l'area di studio, sul rilevamento di dettaglio della distribuzione di acque dolci e saline, sull'analisi geochimica della qualità delle acque in un sistema freatico costiero. Queste indagini sono state eseguite attraverso monitoraggi in sito dei parametri meteorologici, dei parametri chimico fisici dell'acquifero e delle acque superficiali, integrando diverse tecniche di rilevamento, e tramite l'analisi in laboratorio della composizione chimica principale e di alcuni elementi minori presenti nelle acque.

Negli ultimi anni la comunità scientifica ha dedicato molto spazio alla comprensione e allo sviluppo di tecniche ottimali per il rilevamento e il monitoraggio degli acquiferi interessati

da intrusione salina (es. Balugani & Antonellini, 2010; Shalev et al, 2009; Stuyfzand,), poiché l'effettiva conoscenza della distribuzione spaziale delle acque dolci e saline, e dei processi che determinano l'evoluzione e i cambiamenti delle interfacce tra i due tipi di acque, è alla base di ogni piano per la gestione delle riserve idriche in ambito costiero (Post; 2004).

L'analisi della composizione principale delle acque costituisce un valido strumento per l'indagine sui processi geochimici che si verificano nell'acquifero (es. scambio cationico) e tra le acque superficiali e quelle sotterranee (es. precipitazione e dissoluzione di minerali). Lo studio di questi processi consente di rilevare se nell'acquifero è in atto una progressiva salinizzazione o dolcificazione delle acque, dato indipendente rispetto alla distribuzione spaziale delle interfacce tra acque marine e meteoriche. Questo è stato dimostrato, tra gli altri, da Stuyfzand (1986) in uno studio sull'idrogeochimica delle dune costiere nei Paesi Bassi, da Gimenez and Morell (1997) in un caso in Spagna e da Capaccioni et al. (2005) in un acquifero siciliano.

La stratificazione delle acque sotterranee in ambito costiero mostra solitamente la presenza di una lente di acqua dolce al tetto, che sovrasta un corpo a maggiore densità costituito dal cuneo di acque marine penetrate al fondo dell'acquifero costiero, oppure già presenti nell'acquifero dal periodo trasgressivo (Hubbert,1940). Nel caso dell'area di studio, alcuni fattori naturali ed antropici condizionano l'andamento tipico della distribuzione di acque dolci e saline in ambito costiero. Questi sono la presenza di corpi d'acqua superficiali, che costituiscono le principali depressioni di un territorio sub-pianeggiante, con scarsa elevazione sul livello del mare, e di un'area agricola in cui le acque vengono artificialmente sottratte (tramite drenaggio meccanico della falda) o immesse nell'acquifero (acque d'irrigazione).

Lo studio è stato focalizzato sulla porzione più superficiale dell'acquifero, tramite la scelta di tecniche di monitoraggio adeguati, quali il rilevamento diretto con trivellate, la messa in posto di piezometri completamente filtranti campionati con *multilevel sampler*, l'utilizzo di un prototipo di sonda multiparametrica costruito dall'Università di Wageningen e di indagini geofisiche.

Con lo scopo di indagare sull'influenza di fattori quali le variazioni dell'uso del suolo (dune con vegetazione spontanea, paleodune pinetate, zona agricola) e la gestione antropica delle acque (il drenaggio meccanico del bacino idrografico di appartenenza e il riempimento di invasi con acque destinate all'irrigazione), il monitoraggio è stato eseguito a cadenza prima stagionale e poi mensile, sia nelle aree naturali che in quelle agricole.

La salinizzazione degli acquiferi costieri dal punto di vista fisico: la legge di Ghyben-Herzberg.

Quando il livello di falda viene abbassato, negli acquiferi freatici costieri avviene l'intrusione marina e si crea una stratificazione di acque a diversa densità in cui le acque dolci, più leggere, galleggiano su quelle saline, più dense (

Figura 1.2).

A causa del mixing parziale e del processo di diffusione tra le due soluzioni, l'interfaccia tra i due corpi d'acqua non è netta ed una zona di transizione è presente al limite tra acque dolci e saline.

Lo spessore della zona di transizione dipende da molti fattori quali la litologia, la fluttuazione stagionale della tavola d'acqua e l'ampiezza delle maree.

L'equilibrio tra acque saline e dolci negli acquiferi freatici è descritto dalla legge di Ghyben-Herzberg, che afferma: in un acquifero omogeneo e isotropico la profondità dell'interfaccia tra acqua dolce e salina è direttamente proporzionale all'elevazione del livello di falda sul livello medio marino (Badon-Ghyben 1888; Herzberg 1901).

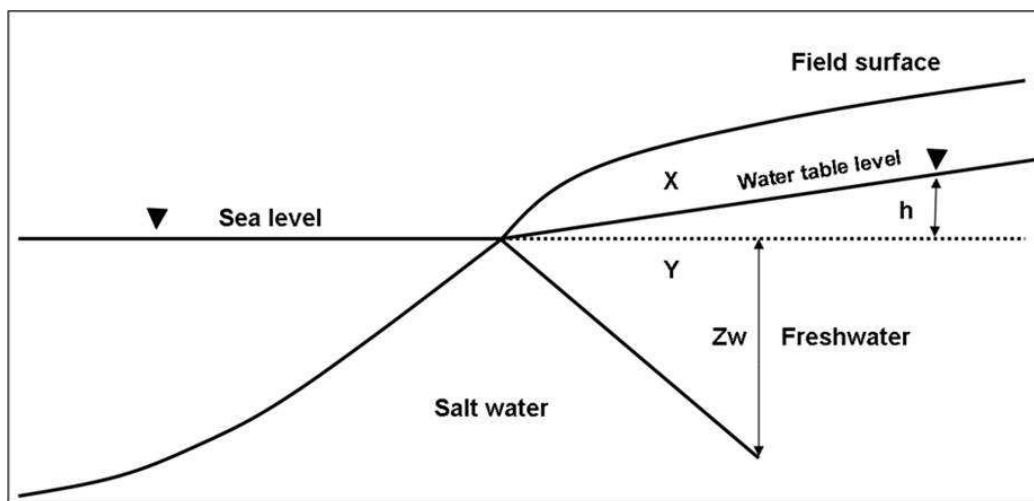


Figura 1.2. Il modello concettuale descritto dalla legge di Ghyben-Herzberg prevede che negli acquiferi costieri l'acqua dolce sovrasti l'acqua marina, più densa, e che la profondità dell'interfaccia tra i due corpi (Z_w) sia dipendente dall'elevazione sul livello medio marino della superficie freatica (h).

La relazione matematica per gli acquiferi freatici è:

$$z_{(x,y)} = \frac{\rho_w}{\rho_s - \rho_w} h_{(x,y)}$$

Dove ρ_w è la densità dell'acqua dolce; ρ_s è la densità dell'acqua marina; z è la profondità dell'interfaccia tra acqua dolce e salina; h è l'elevazione della superficie freatica sul livello medio marino.

Se consideriamo che la densità dell'acqua dolce è $\rho_w=1000 \text{ g/cm}^3$, e che la densità dell'acqua marina dell'Adriatico è $\rho_s=1035 \text{ g/cm}^3$, possiamo concludere che per ogni variazione della superficie freatica si avrà una variazione opposta e ca 30 volte maggiore nella posizione dell'interfaccia tra acqua dolce e salina.

$$z_{(x,y)} = \frac{1000 \text{ g/cm}^3}{1035 \text{ g/cm}^3 - 1000 \text{ g/cm}^3} h_{(x,y)} \cong 29h_{(x,y)}$$

Questo significa che quando fattori quali subsidenza, siccità o sfruttamento degli acquiferi ridurranno la superficie freatica di 0.1 m rispetto al livello del mare, l'interfaccia salirà di circa 3 m verso la superficie topografica. Una variazione minima della lente d'acqua dolce può dunque causare l'invasione di acqua marina in tutto l'acquifero freatico costiero.

Combinando la legge di Ghijben-Herzberg con l'equazione di Dupuit (1863), il risultato è una relazione che mostra, in condizioni idrodinamiche, gli effetti della conduttività idraulica (K) sulla profondità dell'interfaccia (Z_w) tra acque dolci e saline (Todd 1953). Per valori alti di conduttività idraulica la profondità dell'interfaccia diminuisce, mentre per valori bassi di K l'interfaccia è più profonda:

$$Z_w = \sqrt{\frac{2q'x \cdot G}{K}}$$

Dove q' è la ricarica dell'acquifero; x è la distanza tra il punto dato e il mare e G è il rapporto di densità:

$$\frac{\rho_w}{\rho_s - \rho_w}$$

La conduttività idraulica dipende dalla litologia dell'acquifero, quindi le variazioni litostratigrafiche possono avere una forte influenza sulla distribuzione della salinità nell'acquifero freatico (Harris 1967; Fetter 1972; Simmons 1986; Collins and Easley 1999; Anderson et al. 2000; Schneider and Kruse 2005; Antonellini et al., 2008).

Date le caratteristiche specifiche del territorio nell'area di studio, è necessario ricordare un altro modello concettuale, complementare a quello precedentemente descritto. Nelle aree pianeggianti con scarsa elevazione sul livello del mare, in cui la superficie freatica è artificialmente regolata, si ha la formazione di una lente di acqua dolce al tetto dell'acquifero nell'area compresa tra due canali di drenaggio (Figura 1.3).

In queste condizioni, la lente di acqua dolce è solitamente discontinua e mostra variazioni stagionali marcate, contemporaneamente le acque saline del fondo dell'acquifero sono richiamate in superficie dalla presenza dei canali di drenaggio (Maas, 2007; Schot et al., 2004).

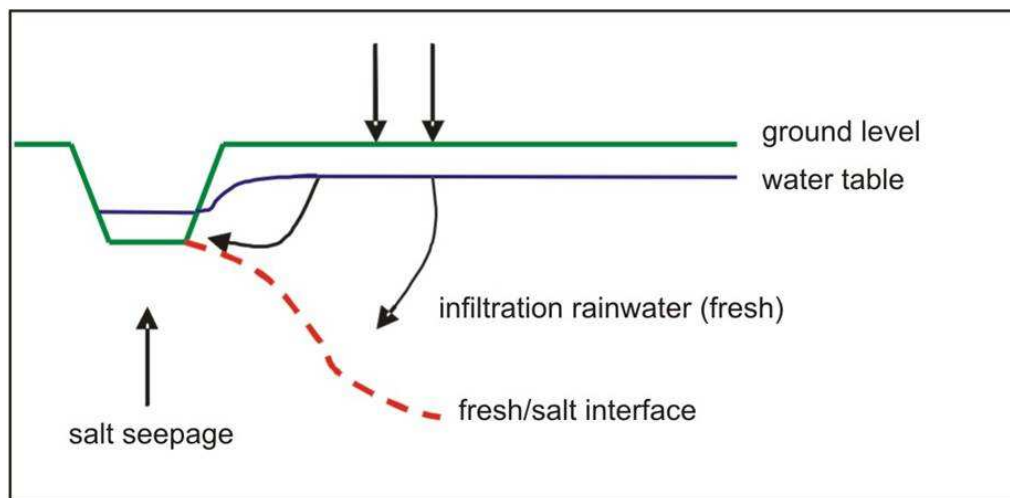
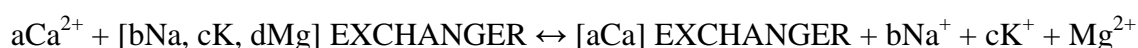


Figura 1.3. Rappresentazione schematica del fenomeno di risalita (*seepage*) di acque saline dal fondo dell'acquifero in prossimità di canali. La linea verde rappresenta il piano campagna, in blu è rappresentata la superficie freatica e la linea rossa coincide con l'interfaccia tra acque saline e dolci.

La salinizzazione degli acquiferi dal punto di vista chimico: il processo di scambio cationico

La litologia dell'acquifero influenza notevolmente anche i processi chimici che coinvolgono i principali cationi dissolti nelle acque. La matrice solida dell'acquifero costituisce, infatti, uno scambiatore chimico che interagisce con le acque ed è coinvolto nell'adsorbimento e nel rilascio di cationi tipicamente marini, come Na, Mg e K, e tipicamente meteorici come Ca.

I processi di scambio cationico che avvengono in un acquifero unitamente all'intrusione di acque marine, così come durante la ricarica di acque meteoriche, sono generalmente descritti dalla seguente equazione:



con un bilancio di milliequivalenti (meq) pari a $2a=b+c+2d$.

Il processo di scambio cationico consiste nell'espulsione dei cationi precedentemente adsorbiti e nella conseguente sostituzione con i cationi presenti nella soluzione che si è intrusa/infiltrata nell'acquifero.

Nel caso di intrusione salina, i cationi più abbondanti nell'acqua di mare Na^{+} , K^{+} e Mg^{2+} espellono il catione Ca^{2+} dalla matrice solida dell'acquifero: la reazione sopra descritta procede dunque da destra verso sinistra.

Nel caso di infiltrazione o flusso di acque meteoriche nell'acquifero, la reazione procede in senso contrario (da sinistra verso destra) e il Calcio sostituisce i cationi marini adsorbiti nella matrice solida dell'acquifero.

Basandosi su questo concetto, Stuyfzand (1985a) ha sviluppato uno specifico indice di scambio cationico di base (denominati BEX index), che può essere applicati come indicatore di salinizzazione o dolcificazione degli acquiferi costieri:

$$\text{BEX} = [\text{Na}^{+} + \text{K}^{+} + \text{Mg}^{2+}] \text{ misurati} - 1.0716 \text{ Cl}^{-}$$

L'indice BEX è espresso in meq/l e il fattore 1.0716 è uguale alla proporzione media tra cationi e anioni tipicamente marini negli oceani (Riley & Skirrow, 1975).

L'applicazione dell'indice BEX prevede alcune assunzioni, che sono:

- i cationi Na, K, Mg, Cl sono principalmente di origine marina

- il frazionamento dei costituenti principali dell'acqua marina durante la formazione dello spray marino è trascurabile (lo spray marino è l'unica fonte di Na, K, Mg, Cl nell'acqua meteorica)
- il cloro ha un comportamento conservativo (non ci sono perdite né arricchimenti in questo anione)
- i tre cationi marini (Na, K, Mg) contribuiscono tutti allo scambio con il Ca.

La prima delle assunzioni implica che nella matrice solida dell'acquifero non siano presenti minerali contenenti i tipici cationi marini e che non ci sia alterazione dei silicati. Le principali fonti di Na e Mg nei minerali sono, rispettivamente, alite e dolomite.

Nel 2008, Stuyfzand ha introdotto un nuovo indice di scambio cationico in cui non è incluso il Magnesio e che può, dunque, essere applicati in casi in cui l'acquifero contenga dolomite:

$$\text{BEX} = [\text{Na}^+ + \text{K}^+]_{\text{measured}} - 0.8768 \text{Cl}^-$$

Se tutte le assunzioni elencate sono rispettate, l'indice BEX può essere interpretato come:

1. BEX=0: i cationi marini sono all'equilibrio
2. BEX>0: nell'acquifero è in corso un processo di dolcificazione
3. BEX<0: nell'acquifero è in corso un processo di salinizzazione.

L'AREA DI STUDIO

L' area di studio è collocata nella fascia costiera settentrionale della pianura padana nel tratto compreso tra le foci dei Fiumi Uniti e del torrente Bevano (Figura 2.1) e consiste di un territorio sub-pianeggiante, con scarsa elevazione sul livello del mare.

In generale, l'area di studio è principalmente caratterizzata da alcuni fattori naturali e antropici che condizionano il processo di salinizzazione:

- l'elevata pressione antropica a cui è soggetta l'intera regione della pianura Padana, da cui conseguono le profonde modifiche subite dal territorio e dai processi naturali.
- la progressiva perdita di topografia della fascia costiera, causata dal trend subsidente (0.6-1 mm/a in Figura 2.1), dai processi di erosione costiera e dalla crescente urbanizzazione.
- la complessa storia geologica recente, caratterizzata dalle oscillazioni della linea di costa (linee i-m in Figura 2.1), da cui deriva la tipica alternanza di sedimenti sabbiosi (acquiferi) e pelitico/organici (acquitardi).

Geologia dell'acquifero

L'evoluzione geologica recente di questa regione è stata controllata dall'alternanza tra sedimentazione continentale e marina.

La stratigrafia della porzione più superficiale della fascia costiera padana (da 0 a 150 m di profondità dal piano campagna in

Figura 2.2) comprende i due cicli trasgressivo-regressivi più recenti (olocenico e pleistocenico), correlabili con la curva glacio-eustatica di Figura 2.3.

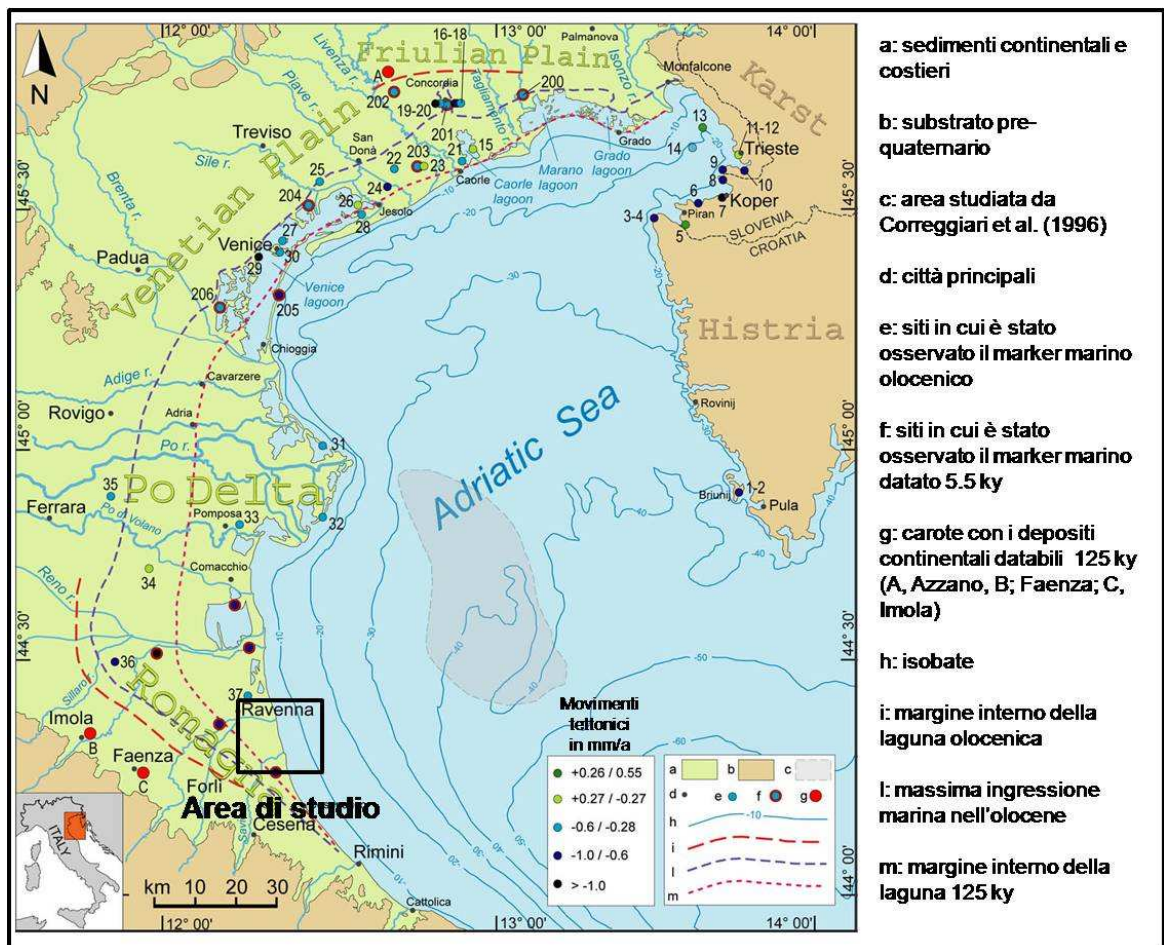


Figura 2.1. Ubicazione dell'area di studio nell'area dell'Adriatico settentrionale (mod. da Ferranti et al.2005). Nella mappa sono rappresentati i siti in cui sono state osservate le ingressioni marine oloceniche e tardo pleistoceniche (simboli e-f in legenda), le relative paleolinee di costa dell'adriatico (simboli i-m) e i tassi di subsidenza della regione in mm/a.

Le principali tappe evolutive della fase più recente di caduta ed innalzamento del livello marino (cicli di 4° ordine in Figura 2.3) sono state identificate nei sedimenti depositi negli ultimi 125 ka e interpretate in termini di stratigrafia sequenziale da Amorosi et al. (1999):

- FASE REGRESSIVA (FRS)

E' iniziata circa 125 ka e si è conclusa circa 30 ka. Durante questa fase il livello marino è sceso di circa 120 m facendo regredire la linea di costa di circa 250 Km verso sud-est rispetto ad una posizione più interna rispetto all'attuale (linea i in Figura 2.1).

- FASE DI STAZIONAMENTO BASSO (LST)

Nel periodo compreso tra 30 e 16 ka, l'intera area nord adriatica si trasformò in un'ampia pianura alluvionale con valli larghe e poco incise, in cui la sedimentazione fluviale iniziò solo intorno al termine di questa fase (da 18 ka a 16 ka).

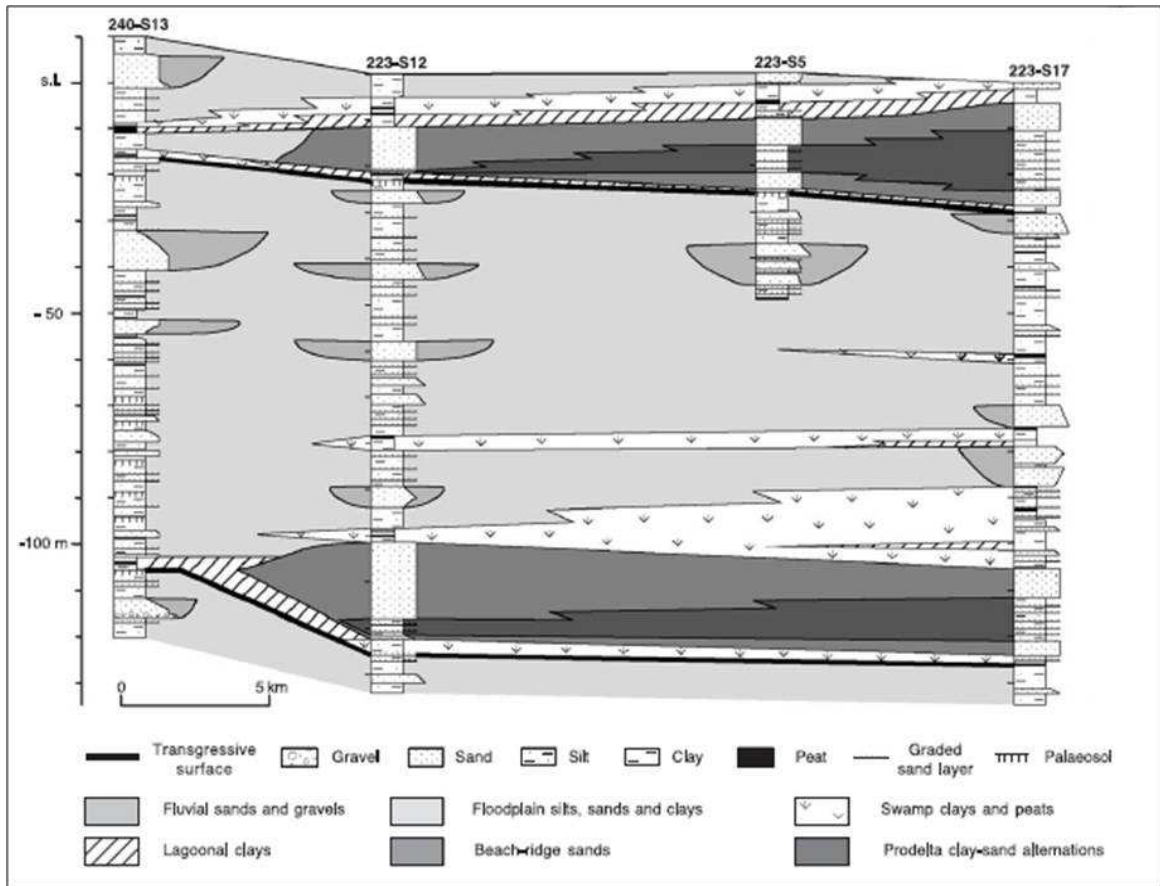


Figura 2.2. Stratigrafia dei primi 150 m del sottosuolo in pianura padana sud-orientale. L'alternanza ripetitiva di facies continentali, transizionali e marine corrisponde ai due cicli trasgressivi più recenti (ultimi 125.000 anni).

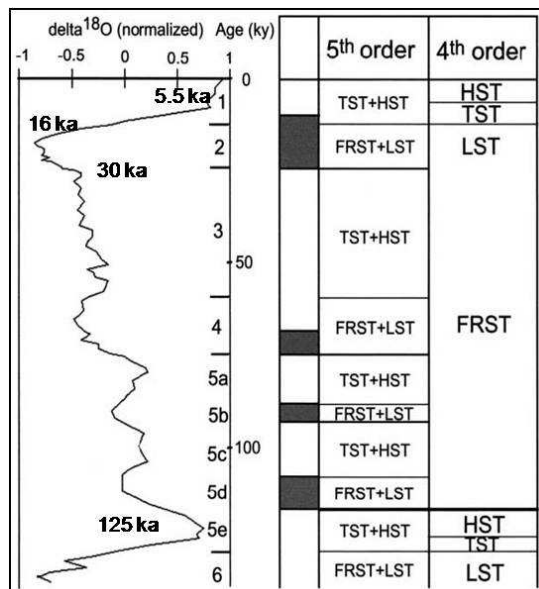


Figura 2.3. Stratigrafia sequenziale della pianura padana sud orientale (modificato da Amorosi et al.). I principali cicli glacio-eustatici sono messi in relazione con le sequenze di 4° ordine ed evidenziati dalle date in grassetto, mentre le oscillazioni minori della curva eustatica sono correlabili con le sequenze di 5° ordine.

- FASE TRASGRESSIVA (TST)

In risposta ad un rapido innalzamento del livello marino e agli scarsi apporti fluviali, il sistema costiero barriera-laguna migrò progressivamente verso l'entroterra nel periodo compreso tra 16 ka e 5.5 ka. (Pleistocene tardo glaciale ed Olocene inferiore).

La massima ingressione marina durante questa fase trasgressiva venne raggiunta nel Flandriano (Olocene) circa 5.5 ka (Correggiari et al., 1996). All'epoca della massima ingressione marina della trasgressione, denominata “flandriana”, la linea di costa si trovava circa 20-30 Km verso l'entroterra rispetto alla posizione attuale (linee l e m in Figura 2.1).

La sedimentazione trasgressiva iniziò solo nell'Olocene (10.5-6 ka).

In pianura padana sud orientale, i sedimenti di questo periodo consistono di pelite organica in facies di zona palustre e/o lagunare (in verde in Figura 2.4). Questa facies è stata interpretata da molti autori come corrispondente allo stadio iniziale di costruzione del moderno delta del Po (Amorosi et al., 1999; Bondesan et al., 1995a; Rizzini, 1974).

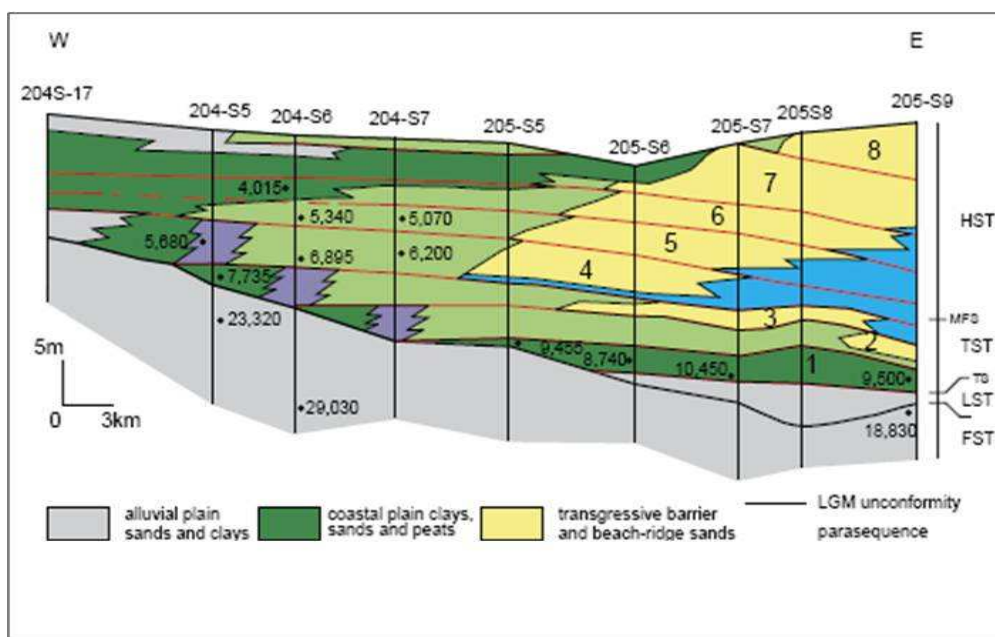


Figura 2.4. L'ultima sequenza trasgressivo-regressiva osservata nella pianura padana sud orientale è suddivisibile in 8 cicli minori (da Amorosi et al., 2005). I pallini neri indicano le età dei sedimenti lungo le superfici di discontinuità diacrone (in rosso).

- FASE DI STAZIONAMENTO ALTO (HST)

A questa fase tardo olocenica corrisponde una rapida progradazione del delta del Po, dovuta alla combinazione di fattori tettonici (subsidenza) e climatici (aumento dell'erosione e del trasporto fluviale).

Alla progradazione del fiume Po corrisponde la messa in posto di sabbie di fronte deltizia/cordoni sabbiosi e alternanza di peliti e sabbie fini di prodelta (rispettivamente in giallo e azzurro in Figura 2.4), che si sono messi in posto al di sopra della pelite organica che rappresenta la massima ingressione marina nell'area (Marchesini et al., 2000).

L'ambiente sedimentario cambiò da continentale (in facies: piana alluvionale, fluviale, zona palustre) a marino nel tardo Pleistocene (ca 18000 a; Figura 2.4).

Durante il ciclo glacio-eustatico principale (4° ordine) si sono registrate molte oscillazioni minori del livello marino (5° ordine), che hanno portato ad episodi secondari di sedimentazione fluviale e formazione di paleosuoli nelle aree intervallive, come quello che si verificò circa 13 ka (5° ordine in Figura 2.3), verosimilmente a causa dell'aumento del trasporto fluviale. Allo stesso modo, negli ultimi 2000 anni si è avuta la deposizione di cordoni e dune sabbiose, localmente intercalati da livelli sottili di silt e argilla in facies di retroduna (Amorosi et al., 1999).

La sequenza trasgressivo-regressiva più recente in pianura padana sud orientale è suddivisibile in 8 cicli minori con spessore pari a 3-5 m e durata di ca 1000 anni, che sono illustrati in Figura 2.4, in una sezione perpendicolare alla linea di costa (Amorosi et al., 2005).

Le sabbie di cordone (in giallo) delle parasequenze 4-8 costituiscono l'acquifero freatico dell'area di studio, mentre le sabbie delle parasequenze 2-3 costituiscono l'acquifero confinato più superficiale dell'area di studio. La superficie di massima ingressione marina (MFS in Figura 2.4) è stata datata 5.680 a e si colloca tra questi due intervalli.

Entrambi gli acquiferi sono cuneiformi e hanno estensione areale limitata: l'acquifero freatico si estende da mare verso l'entroterra per circa 6 Km; i sedimenti di prodelta (azzurro in Figura 2.4), che separano l'acquifero sottostante dal freatico, si assottigliano progressivamente verso l'entroterra, fino ad essere costituiti da un orizzonte sottile (pochi cm) a circa 5 Km dalla linea di costa nell'area di studio.

In Figura 2.5 è riportata la stratigrafia di un carotaggio effettuato nell'area di studio, presso la località Lido di Dante, e una parte della sezione stratigrafica parallela alla costa ricostruita dalla Regione Emilia-Romagna sulla base di numerosi carotaggi. E' possibile osservare gli spessori degli acquiferi e degli acquitardi: i sedimenti sabbiosi che costituiscono l'acquifero freatico (in arancio) hanno spessore pari a circa 7 m, i sedimenti fini di prodelta hanno spessore di circa 10 m, le sottostanti sabbie dell'acquifero confinato hanno spessore pari a circa 5 m. Il livello, lenticolare, di pelite organica (in bianco e blu in Figura 2.5) corrisponde

all'inizio della sedimentazione trasgressiva (TST di Figura 2.3), evento delimitato dalla linea rossa di Figura 2.5 (base del subsistema di Ravenna).

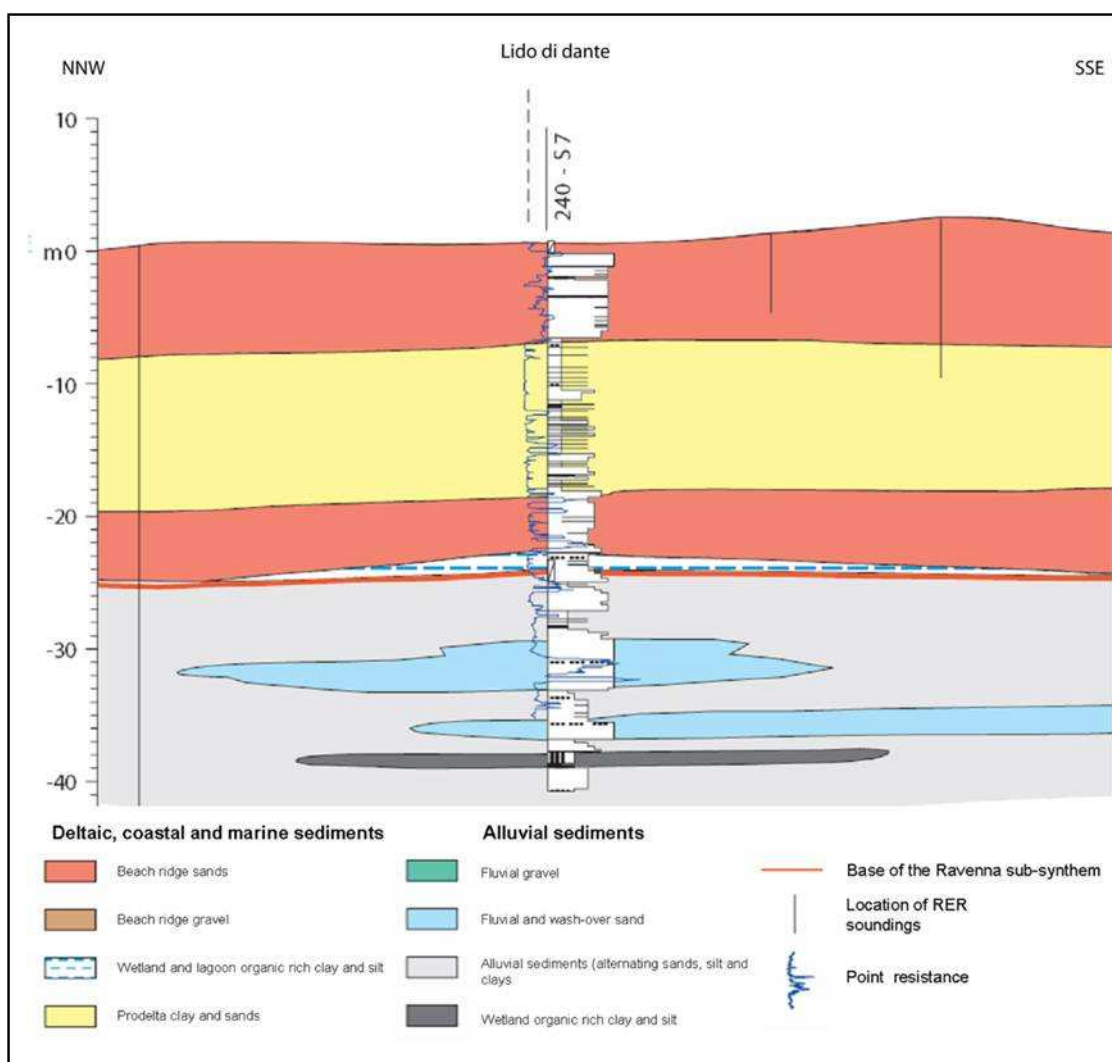


Figura 2.5. Stratigrafia del carotaggio eseguito presso Lido di Dante dalla regione Emilia-Romagna. I due livelli in arancio corrispondono ai due acquiferi più superficiali presenti nell'area di studio (acquifero freatico: ca 0 - -7 m, acquifero confinato ca -20 - -25 m).

Evoluzione recente della linea di costa

Dall'epoca della massima ingressione marina ad oggi, nella regione costiera padana l'ambiente è progressivamente cambiato da marino a salmastro e a dolce (in blu, giallo e verde, rispettivamente, in

Figura 2.6). La massima estensione di aree palustri di acqua dolce si ebbe circa 2300 anni fa (

Figura 2.6C; mod. da Stefani e Vicenzi, 2005) nell'area del delta del Po, mentre nell'area di studio (presso Classe in

Figura 2.6D) le zone umide di acqua dolce erano presenti ca 400 anni fa. L'evoluzione del territorio in epoca storica comprende la presenza di una stretta laguna salmastra lungo tutta la linea di costa da Chioggia a Classe fino al 1600.

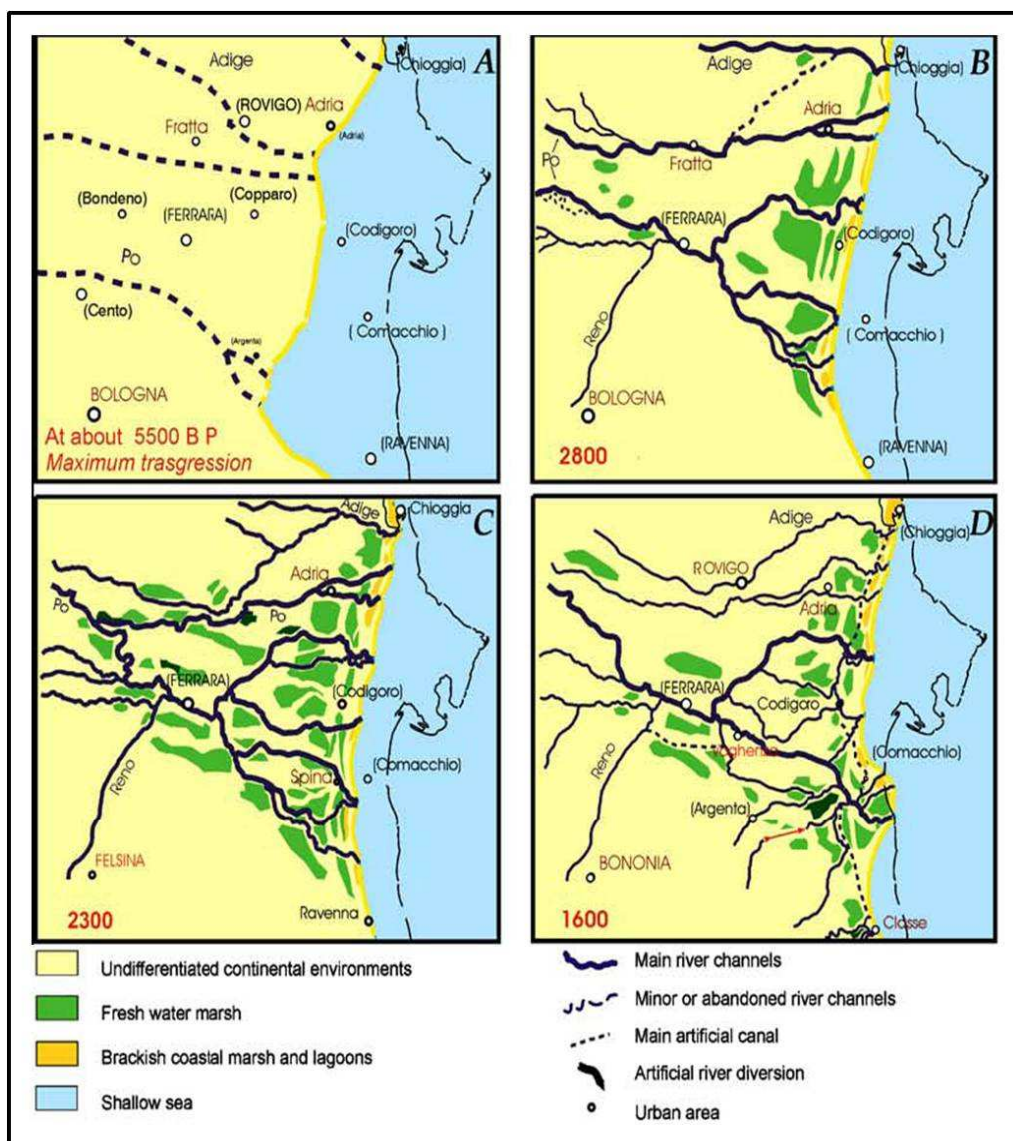


Figura 2.6. Evoluzione regionale della linea di costa dalla massima ingressione marina (5500 BP) al 1600 AD. Da notare, la progressiva transizione da ambienti marini (salini), in azzurro, a salmastri (in giallo), a zone palustri (dolci), in verde (modificato da Stefani & Vincenzi, 2005).

Nell'area di studio, la sedimentazione passò da lagunare (ambiente salmastro) a francamente continentale solo in epoca storica recente (secolo XIX), durante l'ultima fase di progradazione della linea di costa, che si verificò dal 1851 A.D. al 1894 A.D. con un tasso di avanzamento pari a 20 m/anno.

La progradazione è stata causata dall'erosione dei sedimenti delle cuspidi deltizie del fiume Ronco e del fiume Savio, come indicato dalle frecce gialle in Figura 2.7. I sedimenti erosi sono stati poi ridistribuiti lungo la costa dalle correnti marine, che hanno indotto una progressiva rettificazione della linea di costa (CNR e comune di Ravenna, 1994).

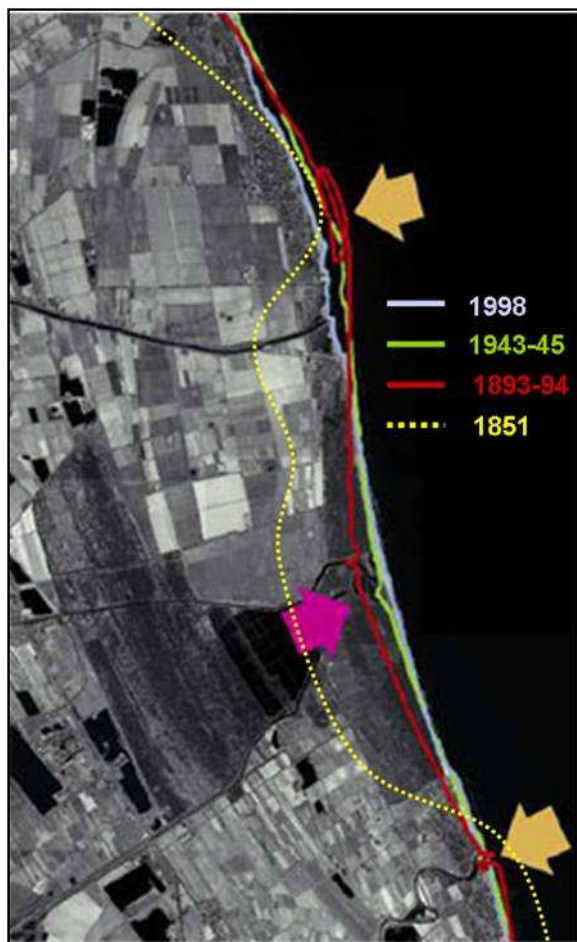


Figura 2.7. Evoluzione recente della linea di costa, modificato da Regione Emilia-Romagna. Le frecce indicano le cuspidi deltizie in erosione, i cui sedimenti sono stati ridistribuiti dalle correnti marine causando la progradazione della linea di costa fino a metà del secolo scorso (indicata dalle linee in rosso e in verde). La linea di costa risulta retrocessa nel 1998.

Negli ultimi 150 anni, le opere di bonifica del territorio hanno determinato l'emersione di molte aree costiere nell'intera regione del delta del Po (Stefani e Vincenzi, 2005), questo è stato possibile tramite il drenaggio meccanico della falda e la costruzione di argini e terrapieni per canalizzare il corso dei fiumi e impermeabilizzarne il letto. In questo periodo gran parte dell'area di studio emerse (linee gialla e rossa in Figura 2.7), mentre la fascia più orientale dell'area costiera attuale raggiunse condizioni subaeree solo nella prima metà del secolo scorso (linea verde in Figura 2.7), in cui le opere di bonifica consentirono un'ulteriore avanzamento della linea di costa con tassi pari a 4-12 m/anno.

Attualmente, spiagge e dune costiere sono in erosione lungo tutta la costa adriatica (Bondesan et al., 1995b), come viene indicato dalla linea azzurra (1998) in Figura 2.7. Nel 2003 l'altitudine delle dune più esterne dell'area di studio fu ridotta di circa 1 m da un singolo evento di tempesta (Ciavola et al., 2007).

Subsidenza naturale ed antropica

All'interno del quadro dei movimenti tettonici verticali recenti del nord adriatico (Figura 1.1), è possibile osservare come l'area di studio sia stata caratterizzata da tassi di subsidenza tettonica tra i più alti della regione, compresi tra 0.6 e 1 mm/anno durante il tardo Quaternario (Lambeck et al., 2004; Bitelli et al., 2000). A causa della progressiva compattazione dei sedimenti alluvionali, il tasso di subsidenza naturale è aumentato a 1-2 mm/anno nell'Olocene.

In epoca storica, alla subsidenza tettonica si è aggiunta la subsidenza antropica, indotta dalla bonifica del territorio e dall'estrazione di metano.

Alcuni autori (Caputo et al., 1970; Schrefler et al., 1977; Bondesan et al., 1997), ritengono che, nel secolo scorso, il tasso di subsidenza annuo nella regione del delta del Po sia stato in media pari a 3.5 mm. Negli anni '60 il tasso di subsidenza è aumentato a 25 cm/a, e nel periodo compreso tra il 1970 e il 1980 raggiunge i 35 mm/anno (Preti, 2000) per poi diminuire di nuovo fino a 5 mm/anno dal 1980 al 1996 (Teatini et al., 2006).

In sintesi, negli ultimi 35 anni l'altitudine nelle aree più subsidenti si è ridotta di ben 1.5 m (Teatini et al., 2006), favorendo l'ingressione di acqua marina negli acquiferi costieri.

Un'altra conseguenza della subsidenza indotta dall'estrazione di idrocarburi è la risalita del livello della falda rispetto alla superficie topografica. Questo fenomeno ha reso necessario il

drenaggio meccanico della falda freatica in tutta la porzione costiera della provincia di Ravenna.

Caratteristiche petrofisiche e geochemiche e dell'acquifero

Lo spessore dell'acquifero freatico è pari a ca 7 m nella fascia costiera (pineta Ramazzotti; Figura 2.8) dell'area di studio e compreso tra i 13 e 17 m nella porzione più occidentale (pineta di Classe). Nello schema proposto in

Figura 2.8 è possibile osservare in una sezione Est-Ovest perpendicolare alla linea di costa, l'estensione degli acquitardi presenti al tetto (in marrone) e al centro dell'acquifero (in verde). Quest'ultimo, cuneiforme, è costituito dai sedimenti di prodelta.



Figura 2.8. Descrizione e correlazione schematica delle stratigrafie dei piezometri 2S, 3S, 4S e 5S, ubicati nell'area di studio. Le cifre riportate lungo le colonne stratigrafiche corrispondono alla concentrazione di cloruri (in mg/l) nelle acque campionate in Aprile 2010 a varie profondità nei piezometri indicati.

L'acquifero è composto principalmente da sabbie fini, localmente intervallate da sottili orizzonti di silt argilloso organico o torbosi. Ad eccezione degli orizzonti organici, dove può raggiungere il 12% del totale nelle aree naturali, la sostanza organica è solitamente presente come l'1-2% del sedimento. Secondo Balugani (2008), la conduttività idraulica dell'acquifero freatico decresce gradualmente da 8.3 m/giorno a 5.7 m/giorno dal piano campagna verso il fondo dell'acquifero. Tali valori sono stati ricavati da analisi granulometriche eseguite nelle sabbie delle dune più esterne dell'area di studio. Gli acquiferi confinati della provincia di Ravenna sono stati classificati come scarsamente permeabili in RER & ENI-AGIP (1998).

La capacità di scambio cationico (CSC) del sedimento decresce dagli orizzonti insaturi (4-33) a quelli saturi (1-11). La concentrazione di Calcio e Magnesio scambiabili, infatti, diminuisce nella stessa direzione della CSC da valori pari a 13-15 meq/100gr negli orizzonti insaturi fino a valori 10-100 volte inferiori nei livelli saturi. Al contrario, il Sodio e il Potassio scambiabili sono generalmente inferiori a 1 meq/100gr, ma in alcuni casi la loro concentrazione può gradualmente aumentare di un ordine di grandezza nella zona satura (Catalogo regionale dei tipi di suoli della pianura emiliano - romagnola, 2005).

Nel complesso, la composizione chimica dei sedimenti nell'area di studio è calcarea ed è comune la presenza di concrezioni carbonatiche, in parte dolomitiche. La presenza di gesso e dolomite, sia di origine sia alpina che appenninica, nell'acquifero freatico costiero della provincia di Ravenna, è nota in letteratura (Curzi et al. 2006; Marchesini et al., 2000).

Sono abbondanti anche i micronoduli di Ferro e Manganese. Le tracce di ossidazione sono comuni nella zona di oscillazione della falda (esclusi le zone con maggiore permeabilità: dune attive).

Da un punto di vista geochimico, le condizioni ambientali nell'acquifero sono neutre (pH ca 7), prevalentemente sub-anossiche e riducenti a causa dei bassi gradienti idraulici che limitano la circolazione delle acque, caratteristica comune agli acquiferi confinati padani sudorientali classificati in RER & ENI-AGIP (1998).

In questo capitolo sono descritte le tecniche impiegate per il monitoraggio nell'area di studio dei parametri chimico-fisici, della qualità delle acque (composizione principale ed elementi minori), e dei parametri idrometrici e meteorologici.

Le tecniche di monitoraggio dei parametri chimico-fisici dell'acquifero sono state distinte in due categorie:

- Dirette: i parametri sono misurati nelle acque superficiali e sotterranee.
- Indirette: i parametri sono misurati nel sottosuolo (acqua+sedimento) tramite tecniche d'indagine (es. geofisiche) che richiedono l'utilizzo di un "fattore di formazione" per risalire al valore reale del parametro nell'acqua.

Il monitoraggio dei parametri chimico-fisici, e il prelievo di campioni di acqua per analisi di laboratorio è stato eseguito anche nei corpi di acqua superficiali (stagni e canali di drenaggio) presenti nell'area di studio, contestualmente al monitoraggio delle acque sotterranee.

Monitoraggio diretto dei parametri chimico-fisici dell'acquifero e delle acque superficiali

1. Auger hole sampling

La tecnica impiegata nelle prime due campagne di monitoraggio (Agosto 2008, Marzo 2009) è stata quella denominata *auger hole sampling*, che consiste nel raggiungere la superficie freatica tramite un foro ottenuto con una trivella manuale (step 1 in Figura 3.1). I parametri chimico-fisici analizzati (temperatura, conduttività elettrica, pH, potenziale di ossidoriduzione, ossigeno disciolto) sono stati misurati direttamente nell'acqua

fluita nel foro tramite sonde multiparametriche portatili (HANNA, EUTECH PCD650). In seguito un campionatore viene inserito nel foro (step 2 in Figura 3.1), e l'acqua che viene raccolta al suo interno può essere utilizzata per il prelievo di un campione indisturbato da analizzare in laboratorio (vedi sezioni seguenti). Questa tecnica consente, infatti, di campionare la porzione più superficiale dell'acquifero ed è molto adatta per quei casi in cui lo spessore della lente di acqua dolce è esiguo e limitato ai primi cm al tetto della falda.

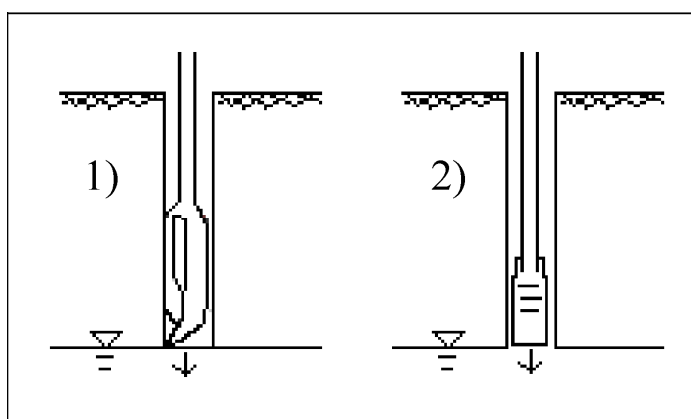


Figura 3.1. Illustrazione schematica del metodo di campionamento “auger hole sampling”. L'immagine 1 rappresenta la prima fase in cui viene scavato un foro fino al raggiungimento della falda. La fase 2 consiste nell'inserimento di un campionatore all'interno del foro per il prelievo di un campione di acqua indisturbato. I parametri chimico-fisici sono misurati in falda direttamente all'interno del foro.

L' *auger hole sampling* è un metodo che garantisce il prelievo di un campione rappresentativo dell'acqua interstiziale, ovvero non affetto da fenomeni di “stratificazione” della colonna d'acqua, che possono verificarsi all'interno dei piezometri (Balugani & Antonellini, 2010).

Con questa tecnica sono stati monitorati 22 punti di campionamento dell'acquifero ubicati all'interno della pineta costiera e presso la foce dei Fiumi Uniti con spaziatura media di circa 250 m. In tutti i punti è stato prelevato un campione per analisi di laboratorio, in ognuna delle due stagioni di monitoraggio. I parametri chimico-fisici misurati al tetto dell'acquifero sono stati contestualmente monitorati anche nelle acque superficiali in 30 punti di campionamento. Nella campagna di monitoraggio invernale, 6 campioni di acqua per analisi di laboratorio sono stati prelevati anche in stagni e canali di drenaggio, che risultano in gran parte secchi durante l'estate.

2. Piezometri filtranti nell'ultimo metro

Durante le due stagioni di monitoraggio con la tecnica dell'*auger hole sampling* (Agosto 2008 e Marzo 2009) sono stati monitorati anche 3 piezometri ubicati nella pineta costiera. Tali piezometri sono profondi ca 6 m dal piano campagna e filtranti solo nell'ultimo metro: sono dunque rappresentativi del fondo dell'acquifero freatico.

Il loro monitoraggio è stato eseguito pompando l'acqua presente nel piezometro fino a richiamare acqua interstiziale dalle porzioni adiacenti dell'acquifero nel tratto filtrante. Questo metodo è necessario per ottenere misure indisturbate, in quanto all'interno di piezometri non completamente filtranti, ubicati nella zona di mixing tra acque saline e meteoriche, si verificano fluttuazioni verticali della colonna d'acqua causate dai gradienti di densità (Shalev et al., 2009).

3. Piezometri totalmente filtranti: multilevel sampling

Nella primavera 2009 sono stati messi in posto 13 piezometri, completamente penetranti l'acquifero (profondi ca 6 m dal piano campagna) e totalmente filtranti, nei punti di campionamento risultati più significativi durante le due precedenti stagioni di monitoraggio. Il monitoraggio dei parametri chimico-fisici in questi piezometri è stato eseguito a cadenza mensile (da Agosto 2009 a Luglio 2010), mentre la raccolta di campioni per analisi di laboratorio è stata effettuata in Agosto 2009 e Marzo 2010, secondo lo schema stagionale utilizzato per le due precedenti campagne di monitoraggio. I piezometri sono stati campionati con la tecnica del *multilevel sampling*, che consiste nell'isolare un tratto di foro, lungo ca 25 cm, tramite l'inserimento nel piezometro di due camere d'aria contigue ad un elemento filtrante (rispettivamente in nero e arancio in Figura 3.2).

Una volta posizionate al di sopra e al di sotto del tratto di foro che si intende isolare, le due camere d'aria vengono gonfiate fino a determinarne la completa aderenza alle pareti del foro. A questo punto, il tratto di foro isolato viene svuotato pompando acqua per un volume pari a ca 2 volte quello contenuto nel suddetto tratto di foro.

In questo modo, l'acqua interstiziale delle porzioni adiacenti dell'acquifero viene richiamata nel foro e prelevata per la misura dei parametri chimico-fisici e per la raccolta di campioni per analisi di laboratorio.

Il monitoraggio con *multilevel sampling* è stato eseguito al tetto, alla base e in alcuni punti intermedi dei piezometri totalmente filtranti.

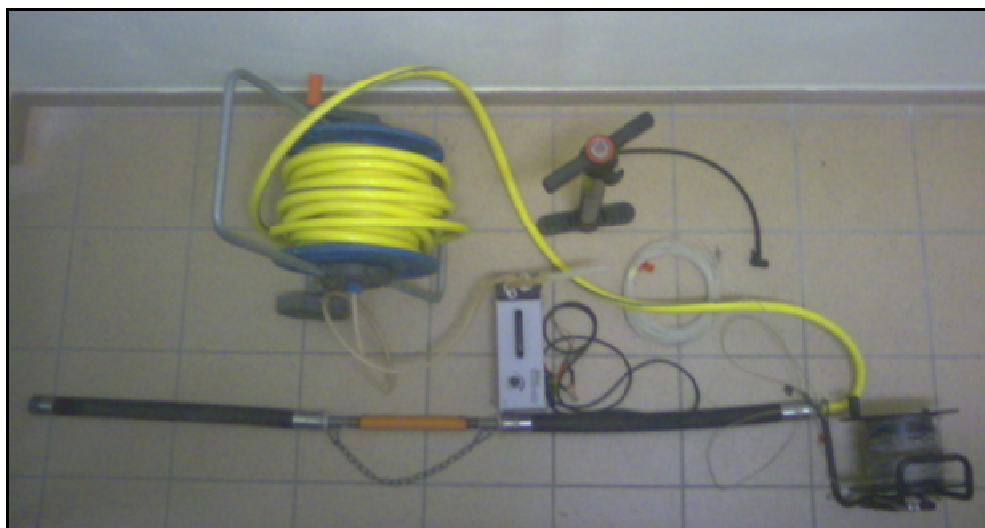


Figura 3.2. *Multilevel sampler*: il tubo giallo collega un elemento filtrante (in arancio) con una pompa peristaltica (in grigio) che consente di pompare acqua dall'esterno. L'elemento filtrante è delimitato da due camere d'aria (in nero), che, una volta ubicate nel piezometro, possono essere gonfiate fino ad isolare un tratto di foro.

Analisi chimica della composizione chimica degli elementi maggiori delle acque

I campioni raccolti per le analisi chimiche di laboratorio sono stati filtrati direttamente in sito utilizzando filtri di nitrocellulosa con maglie del diametro di 45 μm . Un'aliquota del campione è stata stabilizzata in sito con l'aggiunta di acido nitrico in quantità pari a ca l' 1% della soluzione totale.

L'alcalinità è stata misurata direttamente in sito con i kit portatili per la titolazione di La Motte in ogni campagna di raccolta campioni. Nei campioni prelevati con la tecnica del *multilevel sampling* sono stati misurati in sito alcuni elementi e composti facilmente alterabili, quali i nitriti, lo ione ammonio, i solfuri, il ferro bivalente, il ferro totale, i nitrati e il biossido di carbonio.

Le analisi di laboratorio sono state eseguite presso il laboratorio di geochimica del dipartimento di Scienze della Terra dell'Università di Bologna. Tutti i reagenti in utilizzo presso il laboratorio sono di grado analitico e le soluzioni sono preparate con acqua deionizzata.

Gli anioni principali (Cloruri, solfati, nitrati, bromuri, fluoruri e fosfati) sono stati misurati nei campioni non acidificati tramite cromatografia ionica tramite cromatografia ionica (Dionex ICS-90).

I cationi principali (Sodio, Potassio, Calcio e Magnesio) sono stati analizzati tramite assorbimento atomico (Thermo S-series spectrometer).

Monitoraggio indiretto dei parametri chimico-fisici dell'acquifero e delle acque superficiali

Lo studio della distribuzione della salinità nell'area di studio effettuato tramite il campionamento diretto delle acque è stato integrato con alcuni rilevamenti di tipo indiretto, tra cui le indagini geofisiche. Queste ultime restituiscono la distribuzione spaziale di alcune grandezze fisiche del sottosuolo, mentre la maggior parte delle indagini dirette fornisce informazioni puntuali. Tra i metodi geofisici sono state eseguite alcune indagini geo – elettriche del tipo VES e CVES, descritte di seguito:

1. Carotaggio elettrico verticale (VES)

Nel Marzo 2009 è stata eseguito un rilievo geo – elettrico del tipo VES lungo un transetto di ca 5 Km perpendicolare alla costa, con spaziatura media pari a ca 200 m tra i punti di misura e profondità d'investigazione di ca 8 m dal piano campagna. Il metodo VES è unidimensionale e consente di ottenere profili verticali della resistività elettrica del sottosuolo. I sondaggi elettrici verticali rappresentano una metodologia utilizzata convenzionalmente per l'esplorazione degli acquiferi costieri, soprattutto perché c'è una grande differenza di resistività tra le sabbie non sature ($\rho=1000$ ohm/m) e le sabbie sature di acqua salata ($\rho= 0,5-5$ ohm/m).

La tecnica consiste nel predisporre uno stendimento di 4 elettrodi tra loro collegati: 2 di corrente, da cui viene immessa corrente elettrica nel sistema, e 2 di potenziale, che misurano la differenza di potenziale generata dal passaggio della corrente nel sottosuolo. Lo stendimento è centrato sul punto di cui si vuole ottenere il profilo geo – elettrico. Aumentando gradualmente la distanza tra gli elettrodi, secondo un criterio conforme alla configurazione elettrodica prescelta, si aumenta la profondità delle misure. I dati acquisiti sono misure della resistività elettrica apparente del mezzo poroso e del fluido interstiziale,

disposte lungo la verticale. La resistività apparente ρ_a è definita da due fattori: uno è la resistenza R (in Ohm) e l'altro è il fattore geometrico (in m) e descrive la configurazione elettrodica utilizzata (le più comuni sono Wenner e Schlumberger):

$$\rho_a = RK$$

Lo scopo di questa tecnica è ottenere un profilo della distribuzione della resistività reale (ρ) nel sottosuolo, che differentemente da quella apparente è una proprietà del materiale e si misura in Ohm/m (Reynolds, 1997). La trasformazione della resistività apparente in resistività reale viene fatta utilizzando un algoritmo d'inversione dei dati, ad esempio quello presentato da Loke e Dahlin (2002), che descrive la resistività in funzione delle coordinate spaziali del sottosuolo e minimizza lo scarto tra resistività misurata (apparente) e invertita (reale). In fase di elaborazione, i dati sono, dunque, processati tramite appositi software per l'iterazione della resistività elettrica all'interno del modello geologico del sottosuolo disponibile. La resistività reale così calcolata è riferita all'intero sistema acqua-sedimento. Per risalire alla resistività dell'acqua, valore proporzionale alla concentrazione di soluti (e quindi alla salinità), è necessaria prevede l'applicazione di un fattore di formazione (F):

$$\rho/\rho_w = F$$

F rappresenta l'influenza della resistività del tipo litologico sulla resistività complessiva del sistema (ρ), principalmente determinata dalla resistività dell'acqua (ρ_w).

I dati sono stati acquisiti utilizzando lo strumento con la configurazione elettrodica Wenner, e sono stati elaborati e invertiti con il software RESIST.

2. Tomografia elettrica verticale (CVES)

Questa tecnica è un metodo geo - elettrico che misura la resistività elettrica del sedimento e del fluido interstiziale in sezioni bidimensionali del sottosuolo, denominate tomografie elettriche. Un gran numero di elettrodi viene posizionato in superficie in uno stendimento collegato tramite cavi ad un software di controllo (Figura 3.3).

Lo strumento seleziona gli elettrodi a gruppi discreti di 4, secondo un protocollo predefinito, conforme alla configurazione elettrodica prescelta (anche in questo caso Wenner e

Schlumberger sono le più comuni). Lo strumento acquisisce misure di resistività elettrica apparente, che vengono poi elaborate e convertite in valori di resistività reale, secondo la metodologia precedentemente descritta per i profili geo – elettrici unidimensionali (VES).

I dati sono stati acquisiti utilizzando lo strumento PASI Mod. 16SG24-N e un numero complessivo di 32 elettrodi, disposti con configurazione elettrodica Wenner. I dati acquisiti sono stati elaborati e convertiti in resistività reale con il software RES2DINV.

Con lo scopo di ottenere alcune immagini dettagliate della distribuzione della salinità nel sottosuolo, è stata eseguita una tomografia elettrica con spaziatura interelettrodica ravvicinata (pari a 1 m). La profondità d'investigazione delle due sezioni, pari ad un quarto della lunghezza dello stendimento, è stata di 8 m.

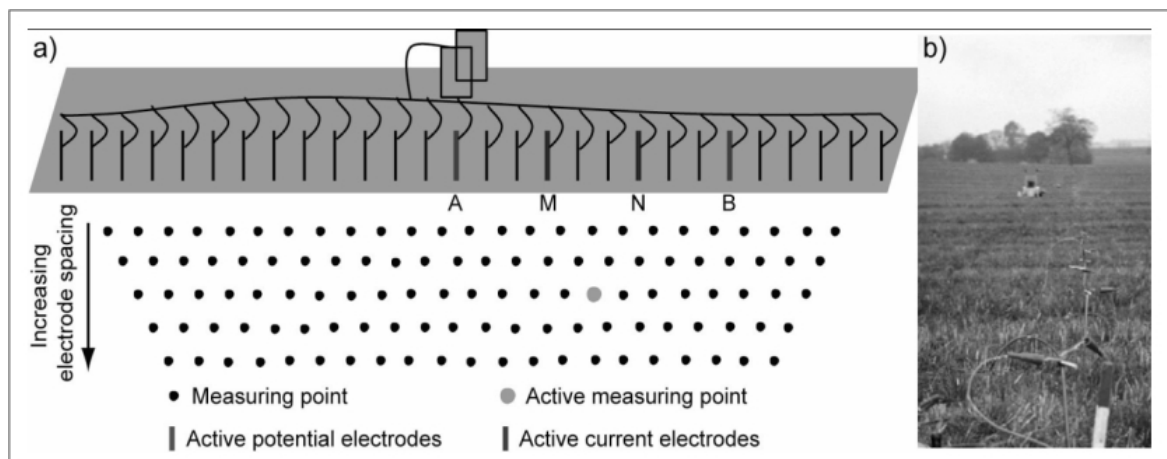


Figura 3.3. Schema dei punti di misura della tomografia elettrica (A) e foto dello stendimento elettrodico (B)

In aggiunta alla tomografia elettrica, un'altra tecnica di misura indiretta è stata utilizzata per studi di dettaglio sulla distribuzione spaziale della salinità nell'area di studio. Questo metodo consiste nell'eseguire profili verticali di misure della conduttività elettrica e della temperatura, con spaziatura pari a ca 0.1 m e profondità d'investigazione massima di 6 m. Le misure vengono effettuate con una sonda multiparametrica (*T-EC probe*), il cui prototipo è stato costruito e commercializzato dall'Università di Wageningen nei Paesi Bassi.

3. *TEC probe*

La sonda multiparametrica, collegata ad un conducimetro standard, misura direttamente temperatura ed elettroconduttività del sedimento saturo. La sonda consiste di un'asta verticale (Figura 3.4) dotata di un sistema di misura in punta, che viene inserita direttamente

nel terreno fino a pochi metri di profondità raccogliendo misure spaziate di 10 cm lungo un profilo verticale.



Figura 3.4. La sonda multiparametrica T-EC probe, prototipo dell'Università di Wageningen, e il conducimetro standard ad essa collegato.

Come per i metodi geo – elettrici descritti in precedenza, i valori di conduttività elettrica dell'acqua dei pori si calcolano applicando un fattore di formazione. Per ottenere un'interpretazione più affidabile dei dati, i fattori di formazione dei tipi litologici più comuni nell'area di studio sono stati determinati sperimentalmente confrontando le misure della sonda T-EC con misure dirette, eseguite nei piezometri e/o col metodo *dell'auger hole sampling*. Conoscendo l'elettroconduttività delle acque contenute nei pori e quella dell'intero sistema sedimento-acque di saturazione è possibile ottenere il fattore di formazione (F) del tipo litologico secondo la formula:

$$F = EC_{\text{acqua}}/EC_{\text{sistema}}$$

Dopo aver stabilito i valori di F adeguati per i litotipi d'interesse (sabbie, argilla, torba, pelite organica), la stessa formula è stata utilizzata per ricavare la conduttività elettrica dell'acqua dai dati acquisiti. La conversione dei dati è stata eseguita puntualmente, sulla base di profili litologici ottenuti da carotaggi manuali effettuati nei punti di misura della sonda.

Infine, dalla conducibilità delle acque è stato stimato il contenuto di cloruri, che rappresentano lo ione dominante (ca 80%) in acquiferi contaminati da ingressione marina.

La concentrazione di cloruri [Cl⁻] nelle acque è data dalla formula:

$$[\text{Cl}^-] \text{ (g/l)} = 0.8 * 35.5 * C * \text{EC}_a \text{ (}\mu\text{S cm}^{-1}\text{)}$$

C è il fattore di correzione relativo ai due differenti sistemi di misura della conduttività elettrica della sonda multiparametrica e del conducimetro standard (Van Wirdum, 2004). Le costanti 0.8 e 35.5 corrispondono, rispettivamente, alla percentuale dei cloruri tra gli ioni in soluzione, al peso atomico del cloro.

Il limite di concentrazione in cloruri stabilito per distinguere le lenti d'acqua dolce è 3000 mg/l, che corrisponde al limite tra acque salmastre e leggermente saline per gli standard europei dell'acqua potabile, ma costituisce un valore soglia adeguato per gli usi agricoli.

Monitoraggio in continuo dei parametri meteorologici

I dati climatici (precipitazioni, temperatura e umidità dell'aria, intensità e direzione del vento, radiazione solare) sono stati misurati in continuo da una stazione meteo (Decagon), installata presso la pineta costiera (La stazione meteo è stata attiva dal Novembre 2009 al Novembre 2010).

Figura 3.5). La stazione meteo è stata attiva dal Novembre 2009 al Novembre 2010.



Figura 3.5. Stazione meteo Decagon completa di sensori per la misura delle precipitazioni, temperatura e umidità dell'aria, intensità e direzione del vento e radiazione solare

BILANCIO IDROLOGICO

Il calcolo del bilancio idrologico dell'area di studio è molto complesso, poiché la gestione delle acque ha alterato i naturali processi di interazione tra acque superficiali e sotterranee. Per quantificare il bilancio idrologico dell'area di studio è necessario analizzarne le caratteristiche geomorfologiche (altitudine e idrografia superficiale) e la destinazione d'uso dei vari tipi di territorio e di suolo presenti. Queste caratteristiche sono, infatti, alla base del complesso sistema di gestione delle acque sull'intero territorio della fascia costiera padana meridionale.

La gestione antropica delle acque interviene sia sulle entrate che sulle uscite del bilancio idrologico: la presenza di un sistema di drenaggio meccanico della falda rende difficile il calcolo del volume d'acqua sottratto al sistema, la presenza di un impianto irriguo che porta acqua per l'irrigazione dal Canale Emiliano Romagnolo implica alcune approssimazioni sui volumi di acqua in entrata nel bacino.

Il bilancio idrologico dell'area di studio è stato, dunque, calcolato separatamente per i 3 principali tipi di uso del suolo presenti (Figura 4.2):

- **AREE NATURALI**, ovvero la fascia più orientale dell'area di studio, in cui sono presenti la pineta Ramazzotti, la spiaggia e le dune attive (vedi descrizione bilancio idrologico nelle sezioni dedicate).
- **IDROGRAFIA SUPERFICIALE**, cioè gli stagni e i canali di drenaggio presenti nell'area di studio. Data le caratteristiche di questi corpi d'acqua superficiale è stato ritenuto d'interesse calcolarne il tasso di evaporazione secondo l'equazione di Penman (1948).
- **AREA AGRICOLA**, in cui sono presenti coltivazioni prevalentemente non irrigue. Per le aree agricole il bilancio idrologico è stato calcolato sia per le aree irrigate che per quelle non irrigate. Il calcolo è stato eseguito con il software CROPWAT 8.0 (FAO, 2009), che utilizza l'equazione modificata di Penman-Monteith (FAO, 1998) per il calcolo dell'evapotraspirazione delle colture.

Geomorfologia, pedologia e uso del suolo

L'area di studio fa parte del bacino idrografico denominato V bacino dal Consorzio di Bonifica della Romagna Centrale (Figura 4.1). Data la scarsa elevazione del territorio nella fascia costiera romagnola, questo ente è stato incaricato di gestire artificialmente il livello della falda nei bacini tramite impianti idrovori.

Il V bacino ha, infatti, elevazione media pari ca 0 m sul livello del mare e, in seguito ad abbondanti precipitazioni, il livello della falda può raggiungere il piano campagna.

Confrontando il modello digitale del terreno rappresentato in Figura 4.1 con la carta dell'uso del suolo di Figura 4.2, è possibile osservare come le aree più rilevate del bacino (max 6.5 m slm) siano l'inizio della fascia pedecollinare ad ovest del bacino, e le due aree boschive (pineta di Classe, al centro del bacino, e pineta costiera, margine orientale).

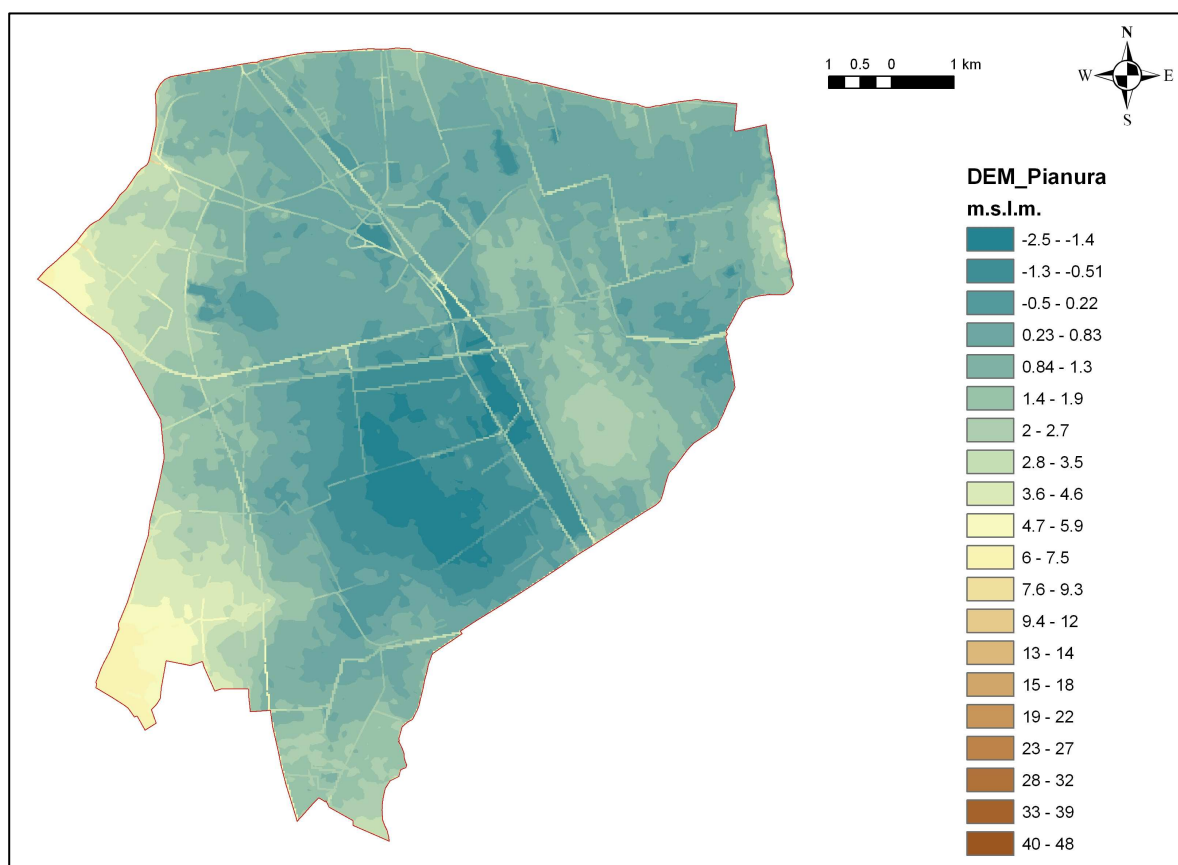


Figura 4.1. Modello digitale di elevazione del terreno del V bacino, nella cui parte nordorientale è ubicata l'area di studio. L'altitudine dell'area agricola compresa tra le due pinete è in media pari a 0 m sul livello medio del mare. La presenza di molte aree depresse comporta la necessità di drenare meccanicamente il bacino tramite l'idrovora di Fossoghiaia.

Le aree agricole, che costituiscono gran parte del territorio del V bacino (Figura 4.2), sono ubicate in zone meno rilevate (elevazione pari o inferiore a quella del mare, Figura 4.1). Infine, le aree più depresse del bacino (elevazione compresa tra -1 e -2.5 m slm) corrispondono a corpi d'acqua superficiale e aree umide (rispettivamente, in blu e azzurro in Figura 4.1).

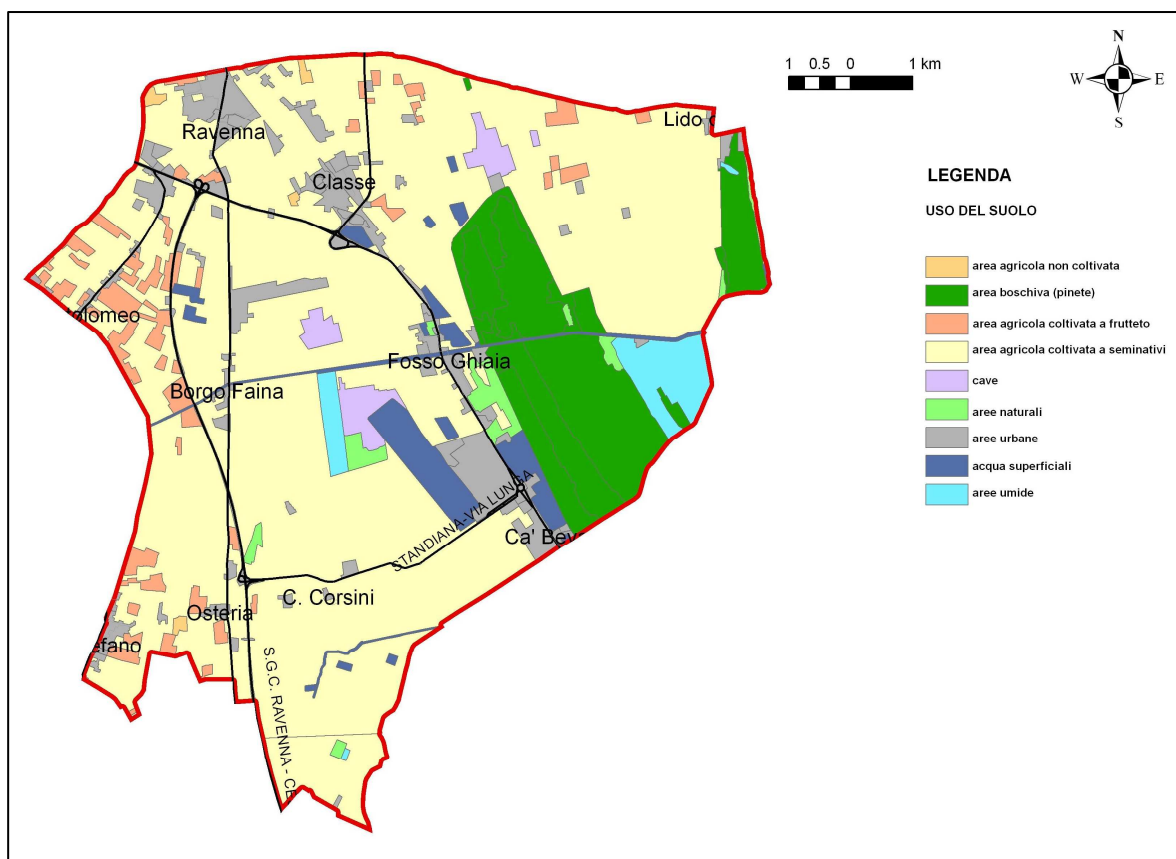


Figura 4.2. Carta dell'uso del suolo del V bacino. In verde sono rappresentate la pineta di Classe e la pineta costiera (Ramazzotti), in azzurro le aree umide e in blu i corpi d'acqua superficiali. La destinazione d'uso prevalente è agricola.

L'area di studio è ubicata nella porzione più orientale del V bacino, dalla linea di costa fino alla pineta di Classe. All'interno dell'area di studio, le aree più rilevate (pinete) sono contraddistinte dalla presenza di suoli prevalentemente sabbiosi del tipo San Vitale, Cerba e Pirottolo, indicati con le rispettive sigle (SAV, CRB, PIR) nella legenda della carta pedologica di Figura 4.3.

Tali tipi di suolo si formano, infatti, sulle parti sommitali (SAV) e laterali (CRB) dei cordoni sabbiosi e nelle aree inter-dunali (PIR), come riportato nel Catalogo regionale dei tipi di suoli della pianura emiliano romagnola (2005).

Questi suoli in posizione rilevata, molto porosi e permeabili, sono stati scelti per la piantumazione delle due pinete (*Pinus pinea* e *Pinus pinaster*), non endemiche, presenti nell'area di studio. La pineta Ramazzotti, prossima alla linea di costa, risale all'inizio del secolo scorso, mentre la pineta di Classe è stata piantumata in epoca romana.

In queste aree l'acquifero è freatico, mentre nella parte centrale dell'area di studio (zona agricola in Figura 4.2), e presso il corso e la foce dei Fiumi Uniti, è localmente delimitato al tetto da sedimenti alluvionali pelitici recenti, appartenenti alle unità pedologiche di origine fluviale Savio1 (SVO1), Marcabò1 (MCB1) e Galisano3 (GLS3).

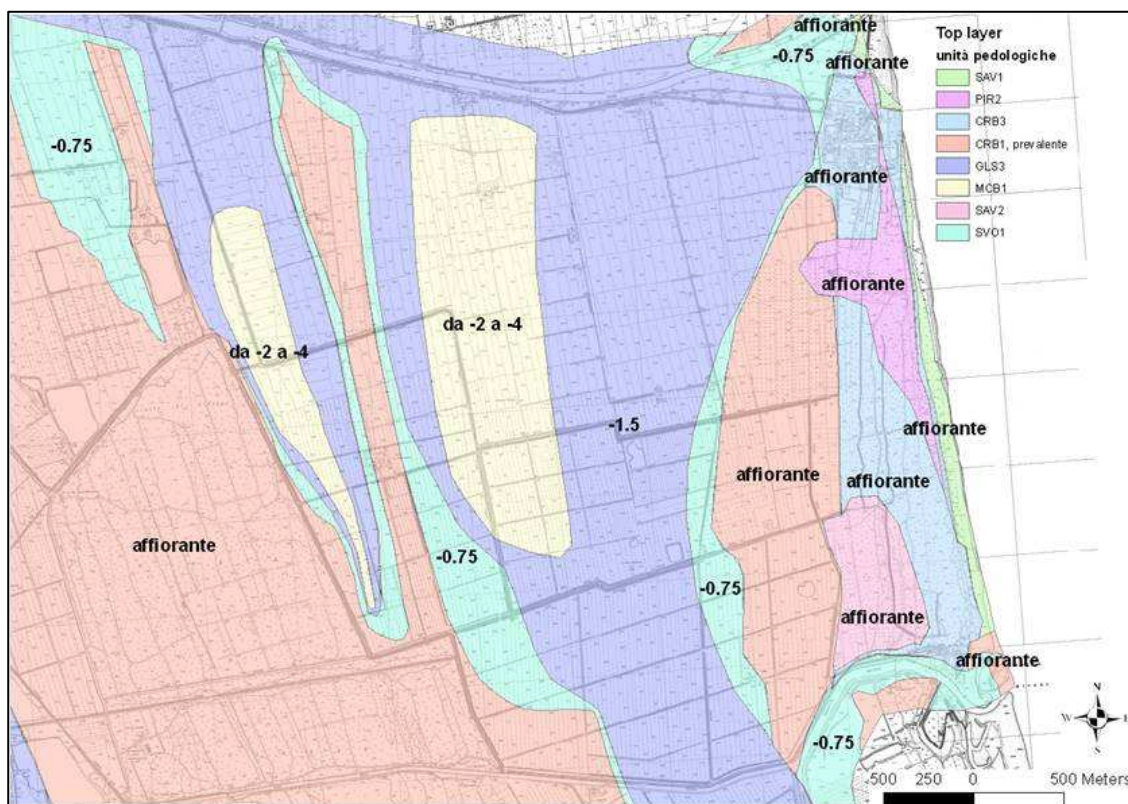


Figura 4.3. Carta pedologica dell'area di studio. In legenda sono indicati i tipi di suolo presenti; per ogni unità pedologica è indicata la profondità dell'acquifero rispetto al piano campagna (modificato da RER - Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli, 2005).

L'area agricola compresa tra le due pinete è, infatti, in parte ubicata su suoli sabbiosi (fasce laterali), del tipo CRB3, e in parte su suoli prevalentemente pelitici con spessori variabili (Figura 4.3). L'unità pedologica GLS3, diffusa lungo il corso dei Fiumi Uniti e in parte dell'area agricola, ha spessore pari a 1.5 m. I suoli MCB1 occupano principalmente la fascia centrale dell'area agricola e hanno spessore superiore a 1.5 m. L'unità pedologica SVO1 affiora presso la foce dei Fiumi Uniti con spessore irregolare pari in media a circa 0.75 m. Queste

unità pedologiche costituiscono, dunque, un acquitardo, che confina al tetto l'acquifero più superficiale dell'area di studio.

A causa della scarsità di acqua dolce e della tipologia dei suoli (prevalentemente pelitici e salini), le colture sono per la quasi totalità non irrigate (seminativi). Le particelle irrigate (coltivate ad ortaggi) si trovano nelle aree che hanno terreno affiorante prevalentemente sabbioso o ricoperto da uno strato limoso inferiore ai 0.75 m di spessore: nelle fasce laterali della zona agricola, in prossimità delle due pinete (Figura 4.2 e Figura 4.3).

Gestione delle acque

Il territorio della fascia costiera ravennate è suddiviso in bacini idrografici delimitati in base agli impianti idrovori di competenza.

Il V bacino si estende per 90.777.542 m², è delimitato a sud dal corso del torrente Bevano e a nord dal corso del Montone e dei Fiumi Uniti, a est dalla pineta costiera denominata Ramazzotti e ad ovest dall'inizio della fascia pedecollinare.

Il drenaggio del V bacino viene effettuato tramite una complessa rete di canali, comunicanti con la falda, che convogliano l'acqua in eccesso verso un sistema di vasche il cui livello viene regolato da macchine idrovore (Figura 4.4).

L'impianto idrovoro principale verso cui vengono convogliate le acque di scolo del V bacino è quello denominato Fossoghiaia, ubicato presso l'omonimo centro abitato a ca 5 Km dal mare (Figura 4.4). Le acque di scolo vengono immesse dalle 5 pompe che costituiscono l'impianto idrovoro nel canale Fossoghiaia, che confluisce nel torrente Bevano a ca 1 Km dalla costa, e tramite quest'ultimo arrivano nell'Adriatico.

L'impianto idrovoro di Borgo Faina, anch'esso evidenziato in Figura 4.4, provvede al drenaggio supplementare della parte più depressa del bacino, valle della Standiana, ubicata ad Ovest della pineta di Classe e caratterizzata da elevazione pari a -2 - -2.5 m msl (Figura 4.1 e Figura 4.2).

Le aree naturali, le più rilevate, sono ufficialmente escluse dal piano di gestione delle acque del Consorzio di Bonifica. I canali di scolo presenti nelle pinete, pur essendo direttamente collegati alla rete di canali della bonifica, hanno un piano di scorrimento superiore: funzionano come scoli in cui il drenaggio è naturale e non meccanico (vedi sezione sull'idrografia superficiale).

Il clima nell'area di studio

1. Le serie storiche

Il clima dell'area di studio è caratterizzato da precipitazioni moderate (618 mm/anno in media) e temperature medie annuali relativamente elevate (13 °C). Questi valori sono stati calcolati sulla base di un dataset trentennale (1978-2007) misurato presso l'azienda sperimentale Marani, ubicata in un'area agricola costiera in provincia di Ravenna.

Le temperature medie delle stagioni estiva ed invernale sono gradualmente aumentate di circa 1-2 °C dal 1978 agli anni in cui è stato effettuato il monitoraggio nell'area di studio (2008-2010), evidenziati in Figura 4.5. Nel complesso, le temperature stagionali durante il monitoraggio sono state conformi a quelle della media del trentennio, che sono pari a 4.04 °C per l'inverno e a 22.44 °C per l'estate.

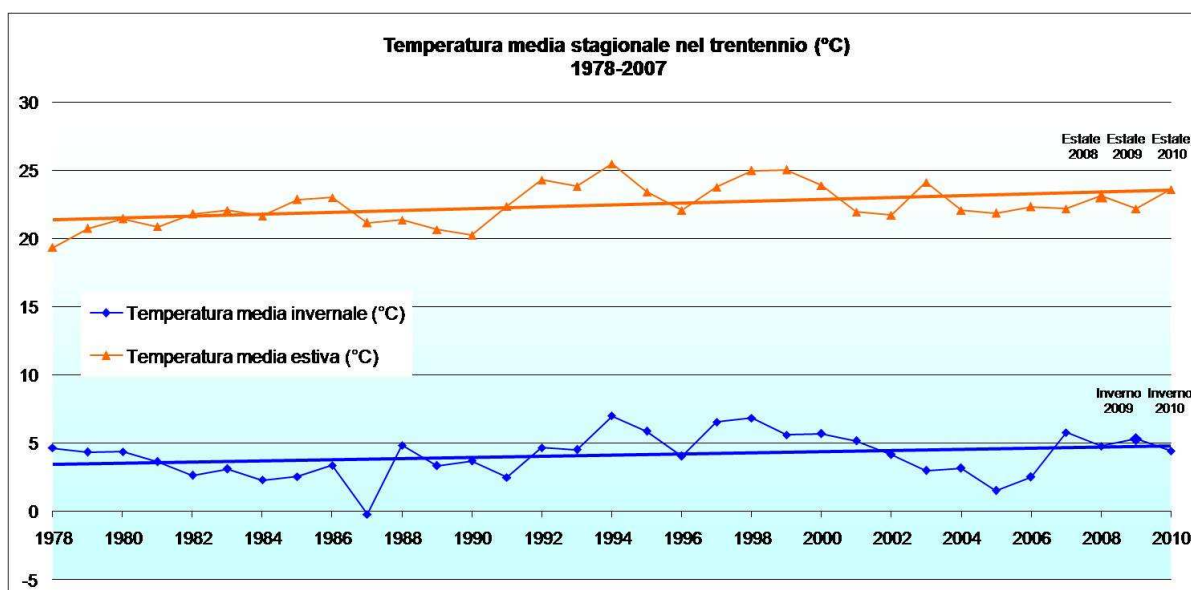


Figura 4.5. Serie storica della temperatura media estiva ed invernale nel trentennio precedente al monitoraggio descritto in questo studio (1978-2007). In figura è riportata la correlazione lineare tra i valori relativi agli anni considerati (linee continue). Le temperature negli anni in cui è stato eseguito il monitoraggio (2008-2010) sono anch'esse indicate.

Le precipitazioni cumulative medie delle stagioni estiva ed invernale presentano un andamento piuttosto irregolare nell'arco del trentennio di riferimento (Figura 4.6). L'area di studio è caratterizzata da inverni aridi, in cui il quantitativo di precipitazioni medie (105 mm) risulta inferiore a quello registrato nelle stagioni estive (Figura 4.6), pari a 156 mm. E' possibile affermare, tuttavia, che la quantità di precipitazioni stagionali è in leggero aumento

durante le stagioni invernali e in lieve diminuzione durante le stagioni estive. Tale tendenza è confermata dai dati relativi alle precipitazioni cumulative stagionali registrati nelle stagioni del monitoraggio, che risultano maggiori in inverno che in estate (Figura 4.6). Nel dettaglio, le estati 2008 e 2009 sono state particolarmente aride con, rispettivamente, solo 67.8 e 44.4 mm di pioggia, mentre le precipitazioni durante il primo inverno di monitoraggio (2009) sono state conformi alla media del periodo di riferimento.

Al contrario, il 2010 è stato un anno significativamente più umido della media del trentennio con 268.2 mm di pioggia caduti durante l'inverno e 162.8 mm durante l'estate.

Il bilancio idrologico medio mensile del periodo 1978-2010 mostra chiaramente come l'area di studio sia in deficit idrico per gran parte dell'anno (

Figura 4.7): nei mesi da Aprile a Settembre l'evapotraspirazione reale (calcolata sulla base di Hamon, 1963 e Marconi et al., 2008) eccede la disponibilità di acqua fornita dalle precipitazioni. Nei mesi dell'anno in cui il deficit idrico è negativo non si ha infiltrazione di acque meteoriche in falda, il cui livello è soggetto a riduzione da parte dell'evapotraspirazione.

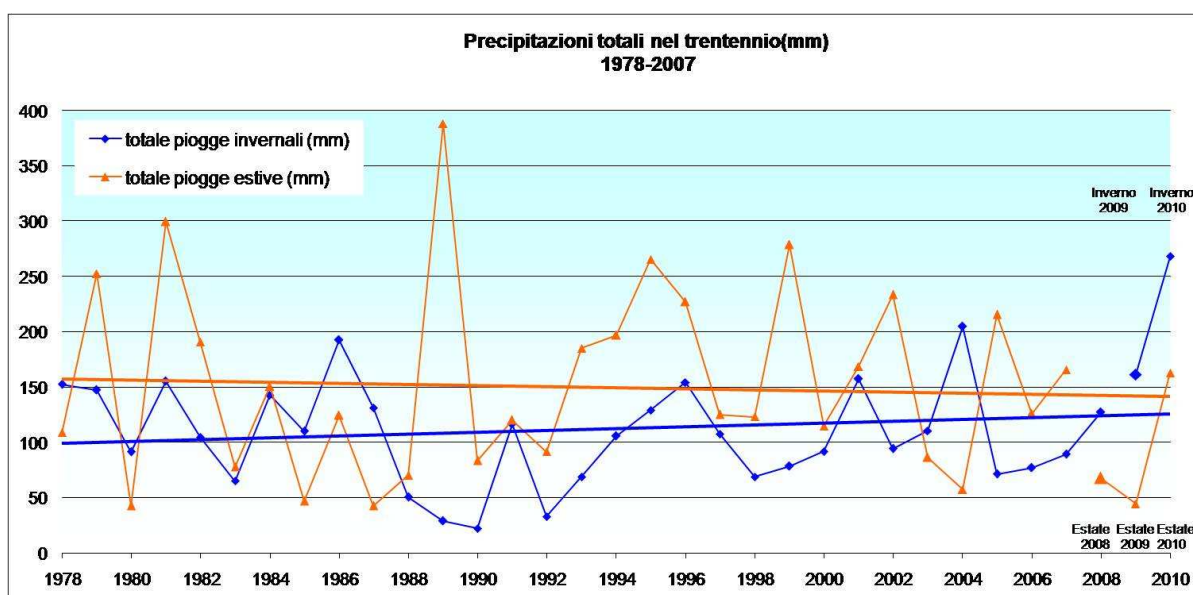


Figura 4.6. Serie storica delle precipitazioni cumulative estive ed invernali nel trentennio precedente al monitoraggio descritto in questo studio (1978-2007). In figura è riportata la correlazione lineare tra i valori relativi agli anni considerati (linee continue). Le precipitazioni negli anni in cui è stato eseguito il monitoraggio (2008-2010) sono anch'esse indicate.

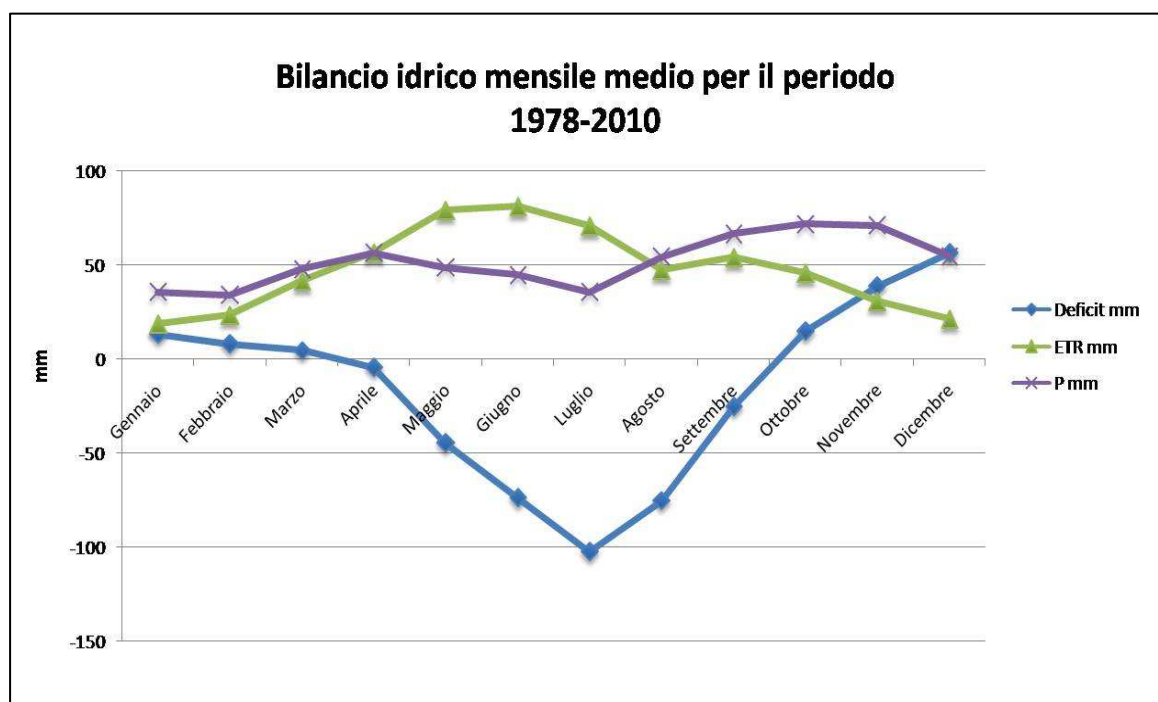


Figura 4.7. Bilancio idrologico mensile medio nel periodo 1978-2010. In figura sono indicati valori medi mensili del periodo di: evapotraspirazione reale (ETR), precipitazioni cumulative (P) e deficit idrico (deficit).

Il bilancio idrologico presentato in

Figura 4.7 è basato sui dati climatici dell'area di studio e non tiene in considerazione altri importanti fattori legati alla gestione antropica del territorio, che verranno discussi nelle seguenti sezioni.

2. Parametri meteorologici misurati in sito

Nel periodo compreso tra Novembre 2009 e Novembre 2010 i principali parametri meteorologici sono stati misurati in sito tramite l'installazione di una stazione meteo presso la pineta costiera.

Questi dati sono, dunque, rappresentativi per le aree naturali presenti nell'area di studio in prossimità della linea di costa, ovvero la pineta Ramazzotti e i corpi d'acqua superficiale (stagni e canali di drenaggio) ubicati nella stessa pineta e in prossimità della foce dei Fiumi Uniti.

I parametri misurati in sito mostrano, infatti, valori significativamente diversi da quelli registrati nelle stazioni meteo più vicine (es. Marani), ubicate in aree agricole o urbane.

La prossimità del mare e la presenza della pineta influenzano tutti i parametri: ad esempio le precipitazioni sono in parte intercettate dagli alberi, che contribuiscono a diminuire la velocità del vento e la temperatura dell'aria.

I dati (Figura 4.8), registrati con frequenza oraria, sono: precipitazioni (mm), temperatura dell'aria (°C), radiazione solare (MJ/m²), umidità relativa (%), velocità del vento (m/s) e pressione atmosferica (mbar).

In Figura 4.8 è possibile osservare come i maggiori eventi piovosi del periodo d'indagine si siano verificati in Maggio e Giugno 2010. L'intensità più elevata si è avuta il 12/5/2010 e il 16/6/2010, con precipitazioni pari a 17.0 e 13.2 mm di pioggia nell'ora. La gran parte degli eventi piovosi ha bassa intensità (inferiore a 1mm/ora), pari in media a 0.76 mm/ora, e breve durata (2 ore). Nel complesso, in un anno si sono registrati 146 eventi piovosi con intensità maggiore di 1 mm/ora e solo 9 di questi hanno avuto durata maggiore o uguale a 5 ore (la durata massima è stata di 9 ore, il 15/5/2010).

Nel periodo compreso tra il 5/11/2009 e il 5/11/2010, la stazione meteo installata in pineta Ramazzotti ha registrato un totale di 592.2 mm di pioggia.

La temperatura dell'aria ha avuto un andamento piuttosto regolare (ma solo nelle ore diurne (Figura 4.8).

La velocità del vento è generalmente molto bassa (minore di 2 m/s) e pari in media a 0.15 m/s. La pressione atmosferica è molto uniforme: i valori oscillano tra 9870 e 1030 mbar (Figura 4.8).

Figura 4.8): i valori minimi si sono registrati nel mese di dicembre (-10 °C) e i valori massimi nel mese di luglio (37 °C).

La radiazione solare, il cui andamento è condizionato dal numero di ore di luce disponibili durante il giorno, presenta valori massimi di 3.3 MJ/m², nei mesi primaverili (maggio e giugno), e valori minimi pari a 0.5-1 MJ/m² nei mesi autunnali di ottobre e novembre (Figura 4.8).

L'umidità relativa dell'aria (%) è in media piuttosto elevata nell'area di studio (93.1%) e massima nel periodo autunnale. Nel periodo estivo l'umidità relativa decresce fino a valori uguali o inferiori al 50%, ma solo nelle ore diurne (Figura 4.8).

La velocità del vento è generalmente molto bassa (minore di 2 m/s) e pari in media a 0.15 m/s. La pressione atmosferica è molto uniforme: i valori oscillano tra 9870 e 1030 mbar (Figura 4.8).

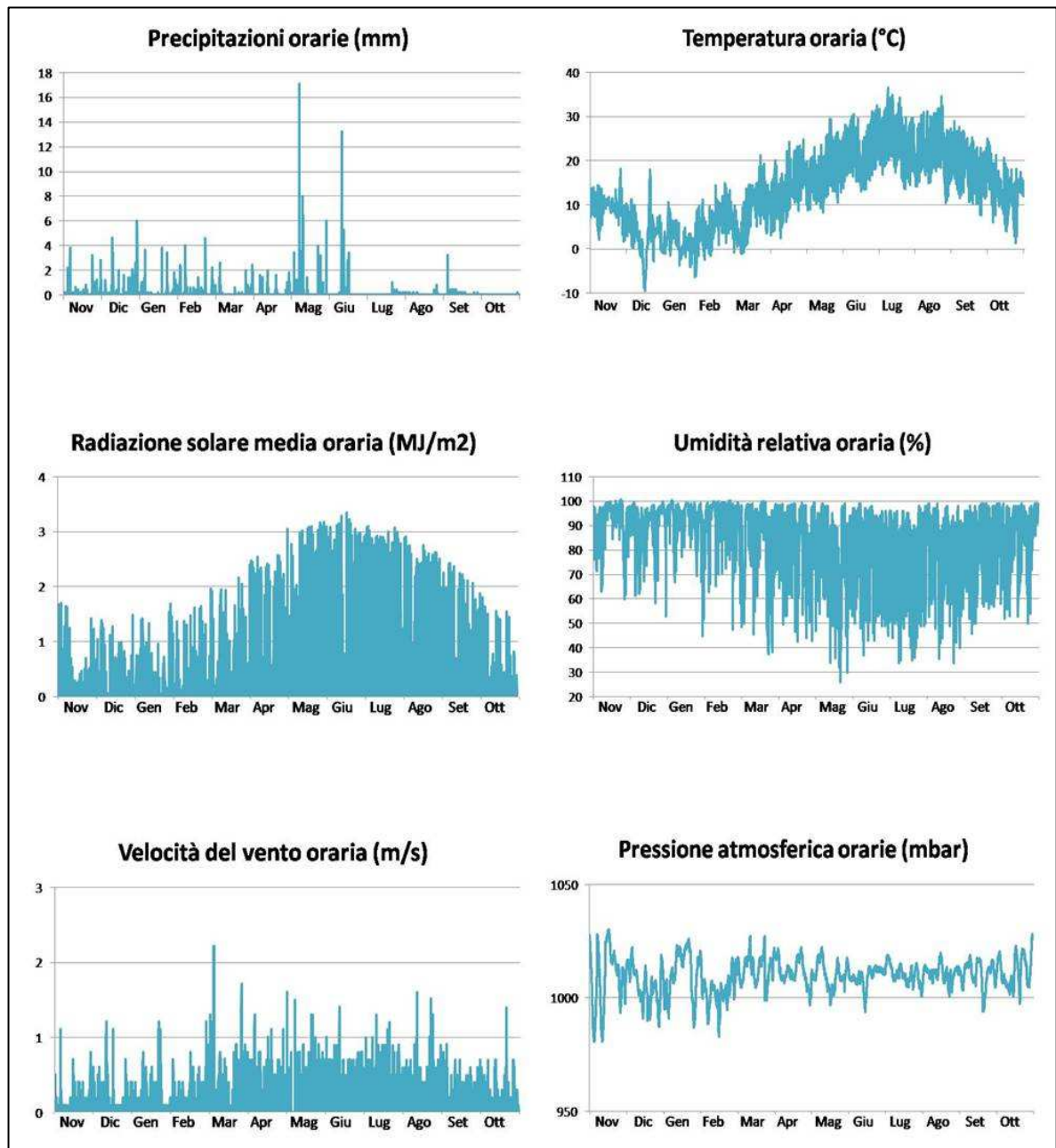


Figura 4.8. Parametri meteorologici orari registrati nell'area di studio nel periodo compreso tra Novembre 2009 e Novembre 2010: precipitazioni (mm), temperatura (°C), radiazione solare (MJ/m²), Umidità relativa (%), velocità del vento (m/s) e pressione atmosferica (mbar).

Idrografia superficiale

1. Introduzione

In seguito ai lavori di bonifica del secolo scorso, i Fiumi Uniti e il torrente Bevano sono attualmente in gran parte arginati e sospesi sulla pianura. I due corsi d'acqua non sono stati impermeabilizzati al fondo solo nei loro tratti terminali.

Una delle conseguenze di questa morfologia fluviale artificiale è l'ingressione di acqua marina lungo le aste fluviali, che interessa sia i Fiumi Uniti che il torrente Bevano. Tale fenomeno è favorito nel periodo estivo, in cui la siccità e i prelievi di acqua dai fiumi per l'irrigazione (a monte) diminuiscono la portata dei due corsi d'acqua.

Ai fini del calcolo del bilancio idrologico dell'area di studio, gli apporti fluviali dei due corsi d'acqua vengono pertanto considerati trascurabili e in questa sezione sono presentati i risultati del calcolo dell'evaporazione dagli stagni e i canali di drenaggio presenti all'interno della pineta costiera.

In Figura 4.9 è rappresentato il modello digitale di elevazione del terreno della pineta costiera. Le aree ubicate al di sotto del livello medio marino corrispondono (in blu in Figura 4.9), ad ovest con l'inizio dell'area agricola, e ad est con gli stagni retrodunali e i canali di drenaggio presenti nell'area di studio. Il fondo di questi corpi d'acqua superficiali ha elevazione di -1 e -2 m slm, rispettivamente.

La presenza dei canali di drenaggio nella zona pinetale si rende necessaria per la preservazione degli alberi, che, pur tollerando la presenza di acque saline, devono avere le radici al di sopra della falda freatica (Teobaldelli et al., 2004).

La cartografia storica mostra, invece, come gli stagni si siano formati alla fine del secolo XIX per l'azione combinata del veloce avanzamento della linea di costa e dell'avulsione del corso terminale dei Fiumi Uniti. Attualmente, questi corpi d'acqua superficiali sono ubicati in posizione retro-dunale presso la foce dei Fiumi Uniti e all'interno della pineta Ramazzotti. Gli stagni prossimi alla foce del fiume hanno substrato limoso e sono salmastri, mentre lo stagno presente in pineta ha substrato sabbioso, è direttamente in contatto con la falda e ed è caratterizzato dalla presenza di acque da saline a ipersaline. In entrambi i casi, gli stagni sono caratterizzati da una forte oscillazione stagionale del livello idrometrico: durante la stagione estiva sono soggetti ad una forte evaporazione che ne determina il prosciugamento parziale e comporta la precipitazione di carbonati, gesso e cloruri.

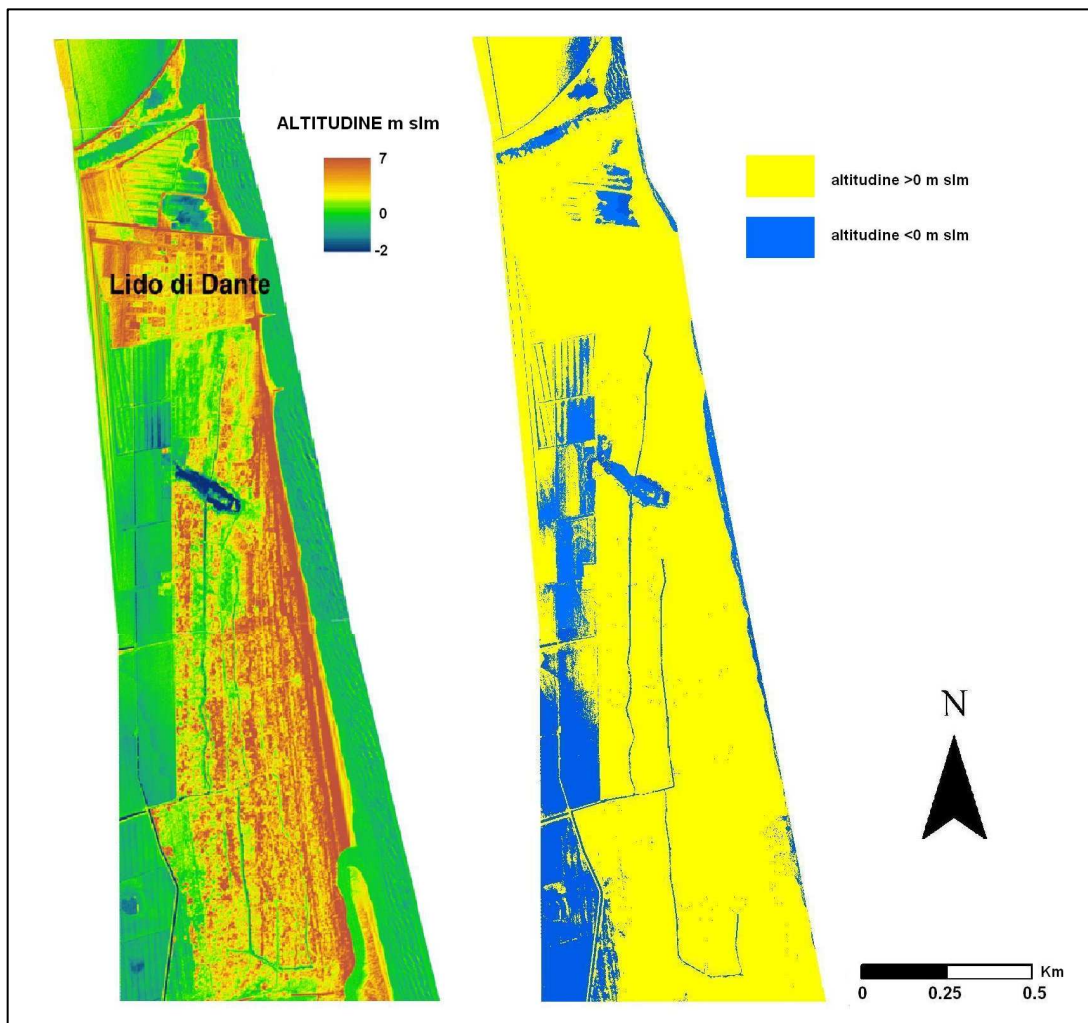


Figura 4.9. A sinistra, modello digitale di elevazione del terreno della fascia costiera dell'area di studio, costruito sulla base di dati LIDAR del comune di Ravenna (2005). La zona rilevata (in giallo e marrone) corrisponde alla pineta costiera, il livello del mare (a est della mappa) è in verde). A destra, le aree con elevazione inferiore a quella del livello medio mare sono rappresentate in blu (stagni, canali, fiumi e area agricola), le aree con elevazione maggiore in giallo.

2. *Calcolo dell'evaporazione*

L'evaporazione dai corpi d'acqua superficiali viene comunemente calcolata sulla base dell'energia fornita al sistema dalla radiazione solare. Tra i vari metodi pubblicati in letteratura, l'equazione di Penman (1948) è tra le più affidabili se si dispone di un dataset di parametri meteorologici misurato localmente. Infatti, l'evaporazione calcolata secondo l'equazione di Penman dipende strettamente da dati meteorologici quali la temperatura

dell'aria, l'umidità relativa (%), la velocità del vento, la pressione atmosferica, oltre alla già citata radiazione solare.

L'equazione di Penman non tiene in considerazione l'influenza della salinità della soluzione sui tassi di evaporazione. Le proprietà ottiche delle soluzioni saline sono diverse da quelle dell'acqua pura: nelle brine le radiazioni solari vengono assorbite meno rapidamente, aumentando la probabilità che i raggi vengano riflessi prima che luce sia convertita in calore all'interno del sistema (Buch & Chaudhari et al. 1993). Questo fattore è però trascurabile in specchi d'acqua con profondità minore di 0.5 m e la sua influenza aumenta con la profondità. I corpi d'acqua superficiali presenti nell'area di studio hanno un livello idrometrico massimo pari a 1.5 m, quindi l'approssimazione offerta dall'equazione di Penman risulta accettabile.

Inoltre, il dataset registrato dalla stazione meteo installata nell'area di studio contiene tutti i parametri di input necessari al calcolo analitico di Penman e garantiscono la rappresentatività dei risultati. La formulazione analitica di Penman (1948) per l'evaporazione in corpi d'acqua superficiali è:

$$E_{mass} = \frac{mR_n + \gamma * 6.43 (1 + 0.536 * U_2) \delta e}{\lambda_v (m + \gamma)}$$

In cui:

E_{mass} = tasso di evaporazione (mm/giorno)

R_n = radiazione solare netta (MJ m²/giorno)

λ_v = calore latente di evaporazione (MJ/kg)

U_2 = velocità del vento (m/s)

γ = costante psicrometrica (kPa/°C)

e_s = pressione di vapore saturo (kPa) = $0.6108 * e^{((17.27 * T_a) / (273.37 + T_a))}$

T_a = temperatura media dell'aria (°C)

e_a = pressione di vapore attuale = $e_s * \text{umidità relativa media}$ (kPa)

δe = $e_s - e_a$ (kPa)

m = coefficiente angolare della curva e_s (kPa/°C):

$$m = \Delta = \frac{de_s}{dT_a}$$

I risultati del calcolo dell'evaporazione dai corpi di acqua superficiali sono descritti in Figura 4.10, in cui è possibile osservare come il tasso massimo di evaporazione sia pari a ca 7 mm/ora (nei mesi di Maggio e Agosto). La minima intensità corrisponde, prevedibilmente, ai mesi invernali, durante i quali l'evaporazione calcolata è solitamente inferiore ai 2 mm/ora. Considerando le oscillazioni giornaliere dell'evaporazione, generata dalla radiazione solare (linea nera in Figura 4.10), si può concludere che essa sia pari in media a 2 mm al giorno in primavera-estate e a 0.5 mm/giorno in autunno e inverno.

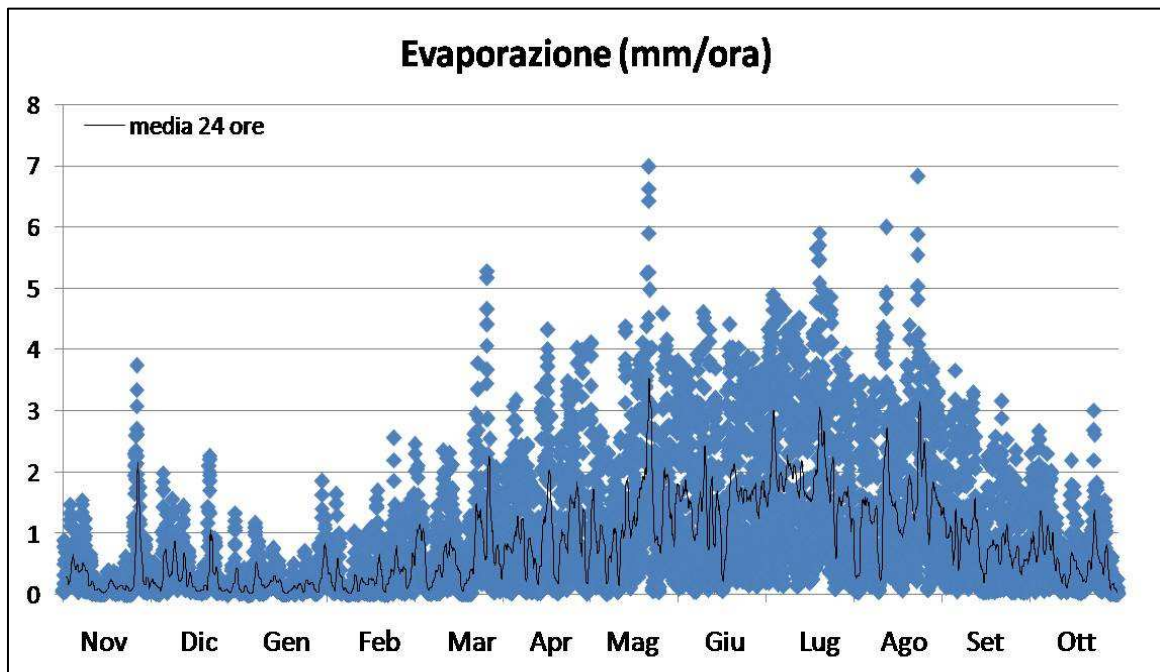


Figura 4.10. Tasso di evaporazione dei corpi d'acqua superficiali (stagni e canali di drenaggio) presenti nell'area di studio. L'evaporazione, oraria, è stata calcolata secondo Penman (1963), utilizzando parametri meteorologici misurati in sito. La linea nera indica la media giornaliera.

3. *Calcolo del bilancio idroclimatico*

Il bilancio idrologico per i stagni e canali di drenaggio è stato calcolato considerando le precipitazioni come input e l'evaporazione come output: è definibile, dunque, come un bilancio idroclimatico. Questa approssimazione si basa sul fatto che i corpi d'acqua

superficiale, descritti nella sezione precedente, non sono alimentati da apporti meteorici di tipo fluviale, o di altra natura.

Il bilancio idroclimatico corrisponde dunque alla semplice equazione:

$$\text{BILANCIO IDROCLIMATICO} = \text{Precipitazioni} - \text{Evaporazione}$$

Il bilancio idroclimatico è stato calcolato con frequenza oraria sulla base dei parametri meteorologici misurati in sito dal 5/11/2009 al 5/11/2010. I risultati sono descritti in Figura 4.11, in cui si osserva come per gran parte dell'anno il bilancio idroclimatico dei corpi d'acqua superficiali sia negativo, ovvero il tasso di evapotraspirazione (ET) eccede quello delle precipitazioni. Tale fenomeno risulta ancora più evidente se si considera la media giornaliera, descritta dalla linea nera in Figura 4.11, che presenta valori positivi solo in tre giorni dell'anno.

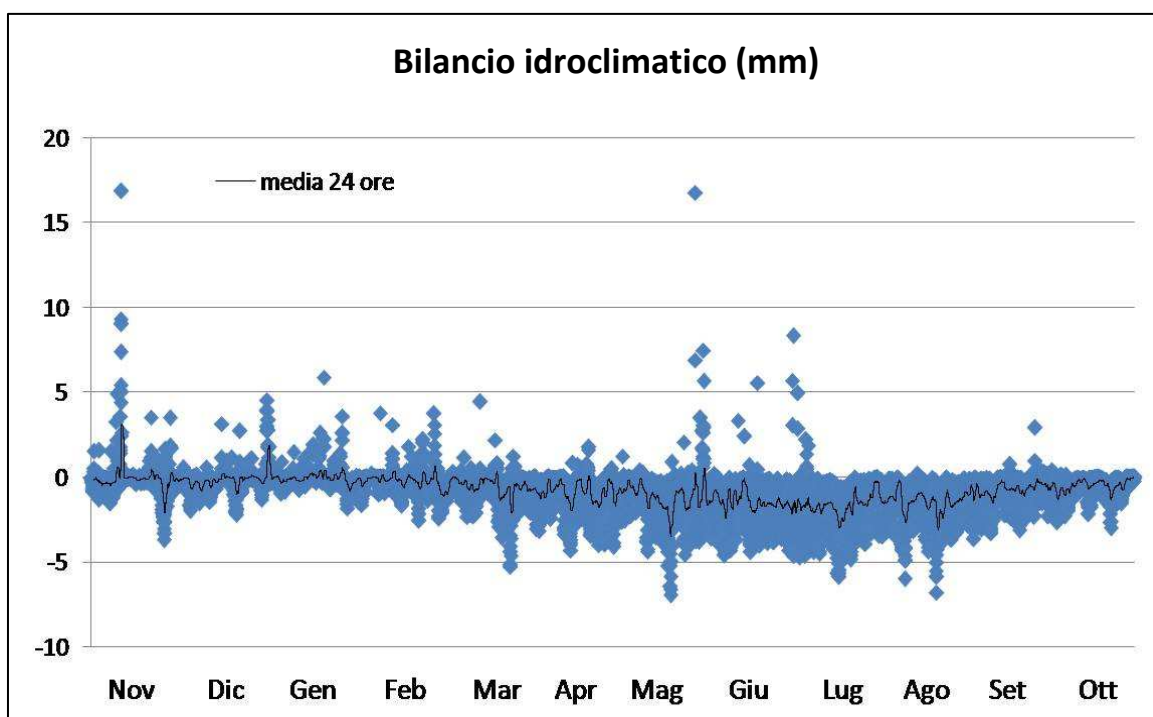


Figura 4.11. Bilancio idroclimatico orario dei corpi di acqua superficiale (deficit idrico). La linea nera indica la media giornaliera del deficit idrico. In gran parte del periodo compreso tra il 5/11/2009 e il 5/11/2010, il bilancio idrologico di stagni e canali di drenaggio è negativo (considerando le precipitazioni come unica entrata di acqua).

Gli effetti dell'elevato tasso di evaporazione e della scarsità delle precipitazioni si traducono in una diminuzione progressiva del livello idrometrico dei corpi d'acqua superficiali dalle

stagioni umide a quelle estive più calde, in cui temperatura e radiazione solare sono massime.

La curva cumulativa del livello idrometrico teorico, calcolato sulla base del deficit idrico orario partendo da un valore arbitrario pari a 0 mm, è rappresentata in Figura 4.12. Il livello idrometrico teorico resta invariato nel mese di Novembre 2009, caratterizzato da basse temperature e abbondanti precipitazioni. A partire da Dicembre 2009 il livello idrometrico decresce gradualmente di circa 100 mm al mese per tutto l'inverno. Con l'arrivo della primavera, il livello idrometrico si è già ridotto di ca 0.5 m rispetto all'autunno e il suo tasso di diminuzione diventa 10 volte maggiore (pari a 1000 mm al mese).

Sulla base dei parametri meteorologici, il livello idrometrico di stagni e canali di drenaggio potrebbe potenzialmente diminuire di ca 5 m da Marzo ad Agosto (Figura 4.12). Alcuni dei corpi d'acqua superficiali presenti nell'area di studio sono, infatti, completamente secchi da giugno fino a settembre, mentre altri conservano alcuni decimetri di acqua anche nel periodo estivo. Questi ultimi casi coincidono con i corpi d'acqua superficiale ubicati in posizione di retroduna, in cui confluisce l'acqua di falda drenata dalle dune.

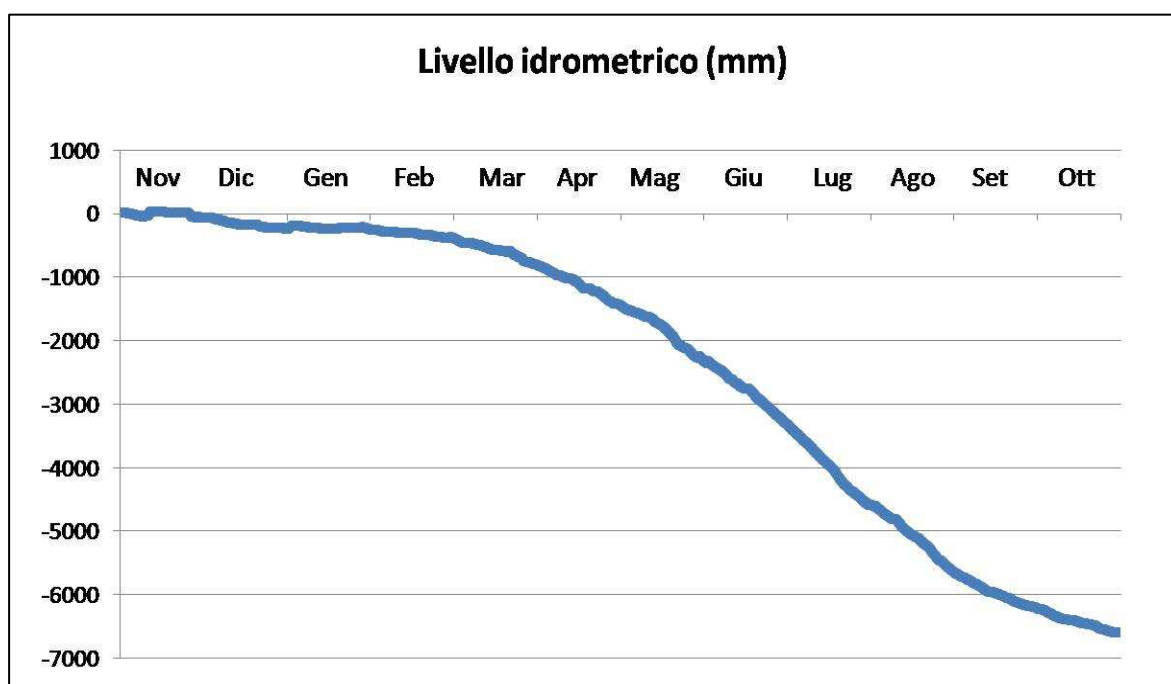


Figura 4.12. Sulla base dei parametri meteorologici misurati in sito, il livello idrometrico teorico dei corpi d'acqua superficiale nell'area di studio diminuisce con tassi pari a 0.1 m/mese in autunno e inverno e pari a 1 m/mese durante la primavera e l'estate.

Le aree naturali

1. Introduzione

La fascia costiera della pianura padana meridionale è fortemente urbanizzata, tuttavia nell'area di studio sono presenti delle aree protette, che conservano alcune delle caratteristiche originali.

Fatta eccezione per le aree prossime alle foci dei due corsi d'acqua (più antropizzate), che delimitano l'area di studio a nord e a sud, lungo gran parte della linea di costa non ci sono edifici ed infrastrutture ed alcuni cordoni di dune sono ancora presenti nonostante la forte erosione a cui sono soggette.

Le dune attive, più esterne, raggiungono i 6-7 m di altitudine sul livello del mare nella parte centrale della costa nell'area di studio (quella meglio preservata), di cui costituiscono la parte più rilevata (Figura 4.9). Quest'area rilevata e non vegetata corrisponde alla principale zona di ricarica naturale e stoccaggio di acque meteoriche dell'acquifero costiero. L'acqua meteorica immagazzinata all'interno delle dune più esterne viene, in parte, naturalmente drenata verso le aree circostanti più depresse: la pineta costiera ad ovest e il mare ad est.

Data la scarsa elevazione delle dune, la quantità di acqua meteorica drenata dal mare è stata considerata trascurabile nel calcolo del bilancio idrologico.

Le dune più interne sono state stabilizzate all'inizio del secolo scorso con la piantumazione della pineta costiera (Ramazzotti) ed hanno elevazione massima di 3-5 m slm in prossimità delle creste, mentre le depressioni inter-dunali hanno elevazione pari a 0-1 m slm.

Le dune piantumate si estendono per circa 500 m dalla fascia più esterna delle dune attive verso l'entroterra, dove confinano con l'area agricola delimitata ad ovest dalla pineta di Classe, anch'essa ubicata su paleocordoni dunali attualmente con elevazione media di pochi metri slm.

2. Calcolo del bilancio idrologico

Il bilancio idrologico delle aree naturali giornaliero è stato calcolato secondo la relazione:

$$I(p) = P - ETR - R$$

in cui $I(p)$ corrisponde all'infiltrazione potenziale di acque meteoriche nel sottosuolo, quantità data dalla somma dei flussi in entrata (P = precipitazioni) e in uscita (ETR = evapotraspirazione reale; R = ruscellamento superficiale;). Nel dettaglio:

- P sono le precipitazioni giornaliere registrate presso l'azienda sperimentale Marani. Per rendere possibile un confronto tra i bilanci idrologici dei tre anni considerati (2008-2010) è stato deciso di utilizzare questo dataset.

La quantità di precipitazioni misurata nell'area agricola in cui è ubicato il pluviometro corrisponde ad una stima per eccesso, in quanto la copertura vegetale presente nell'area di studio (prevalentemente pineta) intercetta parte delle piogge.

La quantità di precipitazioni, che viene intercettata dalle piogge, è di difficile quantificazione e viene spesso messo in relazione con il clima, la tipologia degli eventi piovosi, la varietà di specie arborea, l'età del bosco, la spaziatura tra gli alberi e diversi altri fattori. La capacità di intercettare le precipitazioni e rimetterle subito in atmosfera tramite evaporazione da parte di pini marittimi e domestici in climi aridi e semi-aridi è ancora oggetto di discussione nella letteratura. Studi recenti concordano, tuttavia, nell'affermare che la percentuale delle precipitazioni intercettata dai pini in climi aridi è inferiore al 6 % del totale (Shachnovich et al.; 2008; Loustau et al., 1992; Johnson, 1990). Questo valore è stato, dunque, ritenuto trascurabile nel calcolo del bilancio idrologico.

- ETR , l'evapotraspirazione reale, dipende da 3 fattori: il potere evaporante dell'atmosfera, la vegetazione presente e la disponibilità idrica del suolo. Quest'ultimo fattore non viene, invece, considerato nel calcolo dell'evapotraspirazione potenziale (ETP).

L' ETP corrisponde, dunque, al valore massimo che può raggiungere ETR , nel caso teorico in cui la disponibilità idrica del sottosuolo non costituisca un fattore limitante.

Nel nostro bilancio idrico, l' ETP è stata calcolata secondo l'equazione di Hamon (1961). Questo metodo calcola il potere evaporante dell'atmosfera sulla base della temperatura media giornaliera (T) e della quantità di ore di luce (n):

$$ETP = 0.0138 * n * [(6.11 * e^{(17.3 * T) / (T + 273.3)} * 217) / T]$$

L'evapotraspirazione potenziale calcolata secondo la formula di Hamon è riferita ad una coltura di riferimento: corrisponde all' ETP di un prato con erba alta ca 15 cm

(come la gran parte dei metodi per il calcolo dell'ETP) ed è detta ETP_0 o “di riferimento”.

L'evapotraspirazione reale (ETR) viene calcolata da quella potenziale di riferimento considerando la disponibilità idrica del suolo. Il calcolo dell'ETR è stato eseguito secondo l'algoritmo seguente (Figura 4.13), in cui H è il livello teorico della falda, Z è l'elevazione topografica e R_d la profondità delle radici dei pini rispetto al piano campagna:

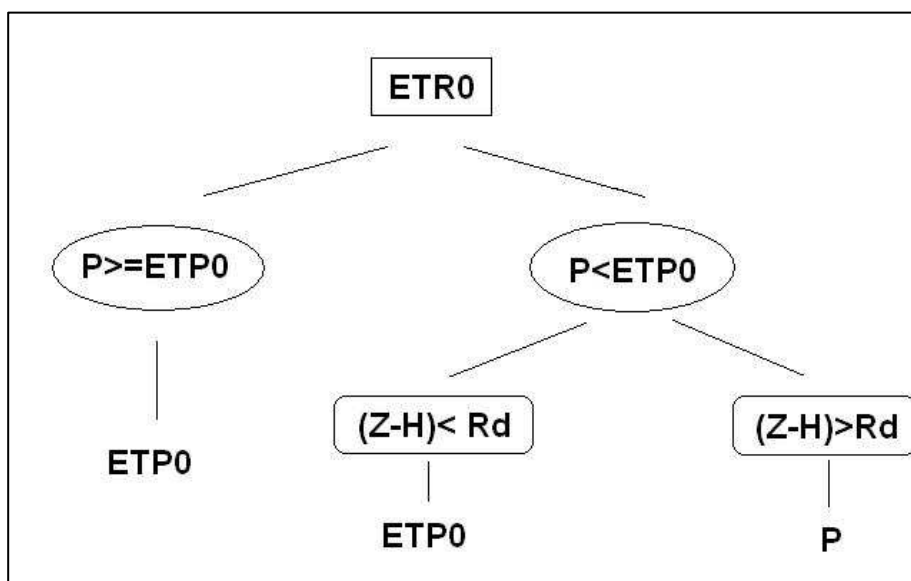


Figura 4.13. Algoritmo per il calcolo dell'evapotraspirazione reale (ETR) basato sull'evapotraspirazione potenziale di riferimento(ETP_0), H è il livello teorico della falda, Z è l'elevazione topografica e R_d è la profondità delle radici dei pini rispetto al piano campagna.

Nel caso in cui le precipitazioni (P) siano maggiori o uguali dell' ETP_0 , il valore di ETR coincide con l'evapotraspirazione potenziale di riferimento perché c'è disponibilità idrica nel suolo sufficiente. Nel caso in cui P siano minori dell' ETP_0 , occorre verificare se nel suolo c'è sufficiente disponibilità idrica per consentire l'evapotraspirazione potenziale. La disponibilità idrica viene verificata considerando il rapporto tra la soggiacenza della falda (Z-H) e la profondità delle radici rispetto al piano campagna (R_d). Se la superficie freaticometrica teorica, calcolata analiticamente secondo il modello descritto in Marconi et al. (2008), si trova al di sopra delle radici dei pini, allora l'evapotraspirazione reale coincide con quella potenziale. In caso contrario, l'evapotraspirazione reale coincide con le precipitazioni, che vengono in parte utilizzate dai pini per la traspirazione ed in parte evaporano attraverso il suolo.

- R è stato considerato trascurabile data la scarsa elevazione dell'area di studio e l'assenza di gradienti topografici significativi (Figura 4.9).

L'infiltrazione potenziale $I(p)$ corrisponde, dunque, al bilancio idroclimatico, cioè alla somma tra precipitazioni ed evapotraspirazione reale. In caso di bilancio idroclimatico positivo, le precipitazioni sono potenzialmente disponibili per l'infiltrazione. Al contrario, in caso di bilancio idroclimatico, non ci sono acqua meteoriche potenzialmente disponibili per l'infiltrazione nel sottosuolo.

Il bilancio è stato calcolato giornalmente per i tre anni della durata di questo studio (2008-2010). I risultati sono stati sintetizzati in grafici che, rappresentano i valori cumulativi mensili di precipitazioni (P), evapotraspirazione reale (ETR) e deficit idrico. Nel 2008, (Figura 4.14), la fascia costiera dell'area di studio presenta un bilancio idroclimatico (deficit in figura) negativo o prossimo a zero da Aprile ad Agosto. Nel mese di giugno l'evapotraspirazione è massima e il bilancio idroclimatico presenta il valore minimo annuale pari a ca -80 mm.

Il bilancio idroclimatico mostra valori positivi nei mesi autunnali e in marzo. In gennaio e febbraio i valori del bilancio sono prossimi allo zero. Nel mese più piovoso, marzo, ci sono 40 mm di acqua meteorica disponibili per l'infiltrazione potenziale. In dicembre l'acqua disponibile per l'infiltrazione raggiunge il valore massimo di ca 50 mm.

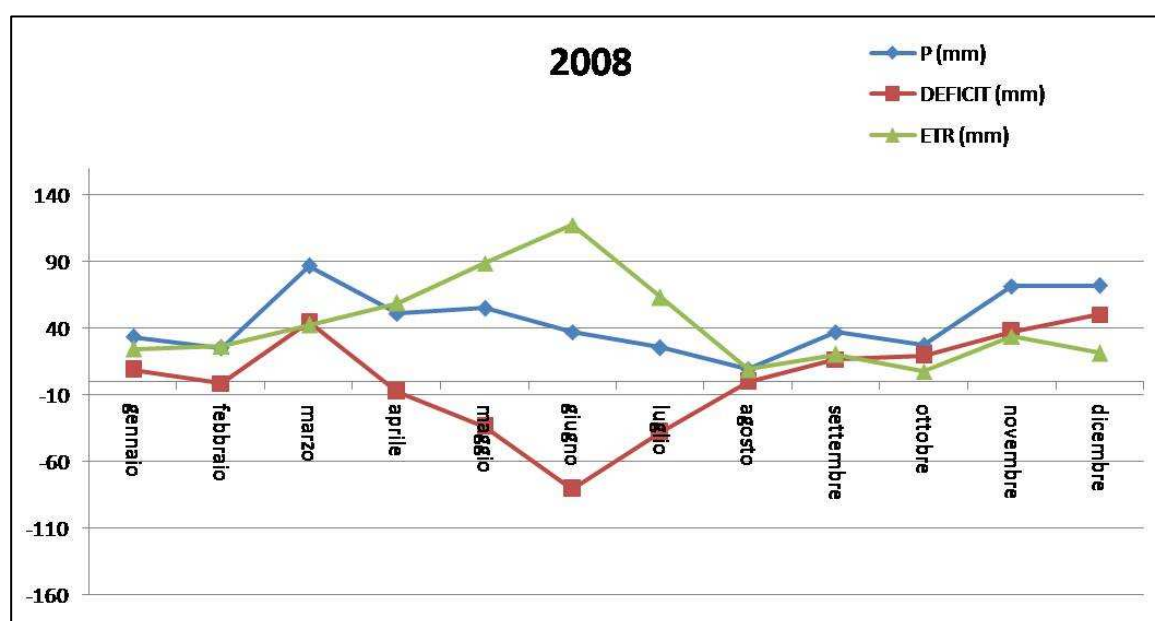


Figura 4.14. Bilancio idroclimatico mensile (deficit), precipitazioni (P) ed evapotraspirazione reale (ETR) delle aree naturali nell'anno 2008.

Nel 2009 il bilancio idroclimatico ha valori positivi elevati in ottobre e dicembre (80 e 70 mm, rispettivamente), durante i quali un' alta quantità di acqua meteorica è disponibile per l'infiltrazione (deficit in Figura 4.15). Nei restanti mesi autunnali e invernali, il bilancio è nullo o positivo, ma caratterizzato da valori relativamente bassi (es. 20 mm in marzo e 15 mm in settembre). Da aprile ad agosto il bilancio è pari a zero o negativo, con valore minimo di ca -95 mm in maggio.

Nel 2010 il bilancio idroclimatico, deficit in

Figura 4.16, è minimo nel mese di luglio (-150 mm) e massimo nel mese di gennaio (80 mm). Il bilancio è positivo da settembre fino a marzo, mentre si attesta su valori negativi da aprile ad agosto (

Figura 4.16).

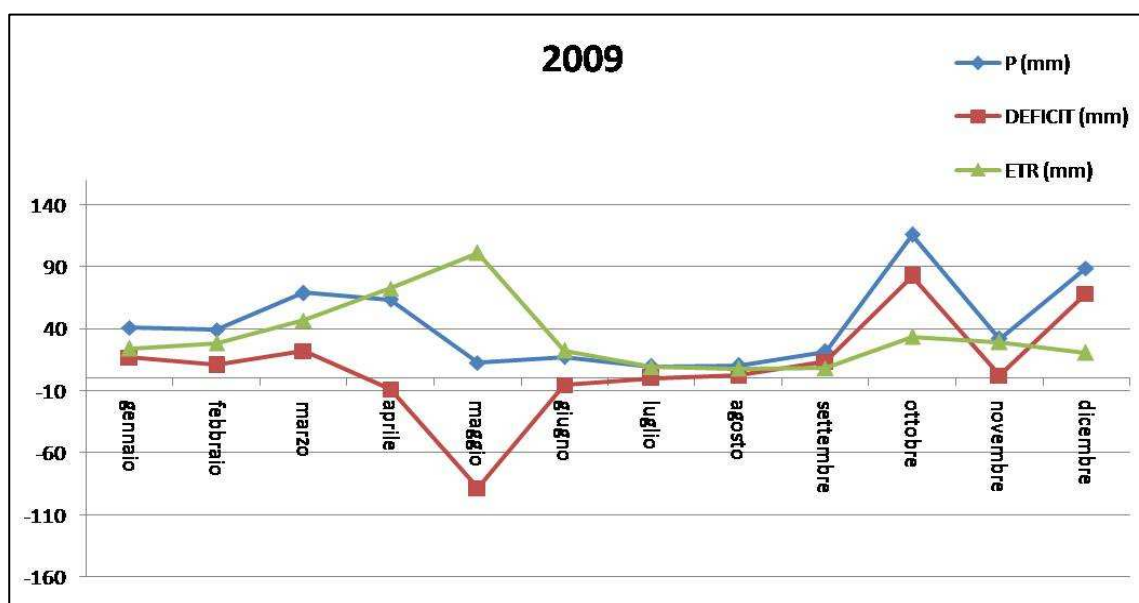


Figura 4.15. Bilancio idroclimatico mensile (deficit), precipitazioni (P) ed evapotraspirazione reale (ETR) delle aree naturali nell'anno 2009.

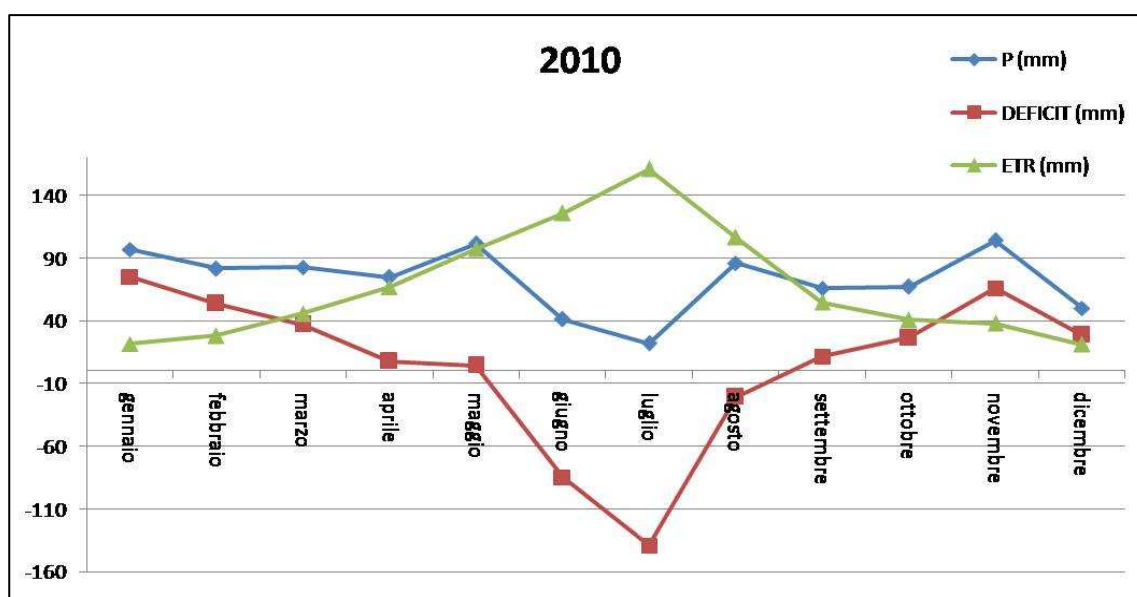


Figura 4.16. Bilancio idroclimatico mensile (deficit), precipitazioni (P) ed evapotraspirazione reale (ETR) delle aree naturali nell'anno 2010.

Nel complesso, il 2010 è l'anno più piovoso (Figura 4.6), tuttavia è anche quello durante il quale l'evapotraspirazione (legata alla disponibilità idrica) raggiunge il suo valore massimo nel triennio di oltre 150 mm e il bilancio quello minimo (entrambi nel mese di luglio).

Al contrario, nel 2008 e nel 2009 il bilancio idroclimatico è comunque superiore ai -100 mm. Il 2008 è l'anno in cui si ha la minore disponibilità di acqua meteorica per l'infiltrazione (la media mensile è di soli 1.4 mm contro i 5.5 mm del 2010 e i 9.7 mm del 2009): il bilancio, infatti, non eguaglia in nessun periodo dell'anno i picchi positivi raggiunti negli anni successivi (85 mm nel 2009 e 80 mm nel 2010).

Il 2009 è, infine, l'anno in cui si ha la maggiore disponibilità di acqua meteorica per l'infiltrazione, nonostante l'estate sia stata estremamente arida (Figura 4.6).

L'area agricola

1. Introduzione

L'area agricola compresa tra la pineta Ramazzotti e la pineta di classe ha un'estensione pari a 10.332.815 m², è coltivata prevalentemente a seminativi (prodotto che non richiede

irrigazione) e solo subordinatamente a ortaggi e frutteto, per la cui coltura è necessario un abbondante apporto di acque irrigue.

Le caratteristiche geomorfologiche principali dell'area agricola compresa tra le due pinete, dettagliatamente descritte nelle sezioni precedenti, sono:

- elevazione pari o inferiore a quella del livello medio marino (Figura 4.1), da cui consegue la necessità di drenare meccanicamente il territorio tramite canali (Figura 4.17)
- presenza di suoli litologicamente eterogenei Figura 4.17, da cui deriva la suddivisione in zone coltivate ad ortaggi (irrigate) e zone coltivate a seminativi (non irrigate).

Sulla base dei dati complessivi (mensili e relativi a tutto il V bacino) forniti dal Consorzio di Bonifica, il volume di acqua che viene mensilmente sollevato dall'idrovora di Fossoghiaia è in media superiore al milione di metri cubi (ca 1.323.000 m³). Dividendo questo volume per l'area del V bacino (90.777.542 m²) si ottiene una stima approssimativa della quantità d'acqua che viene prelevata mensilmente dalla falda (ca 15 mm). In Tabella 1 sono riportati i volumi e le altezze della quantità d'acqua sollevata mensilmente dall'Idrovora di Fossoghiaia negli anni 2008 e 2009.

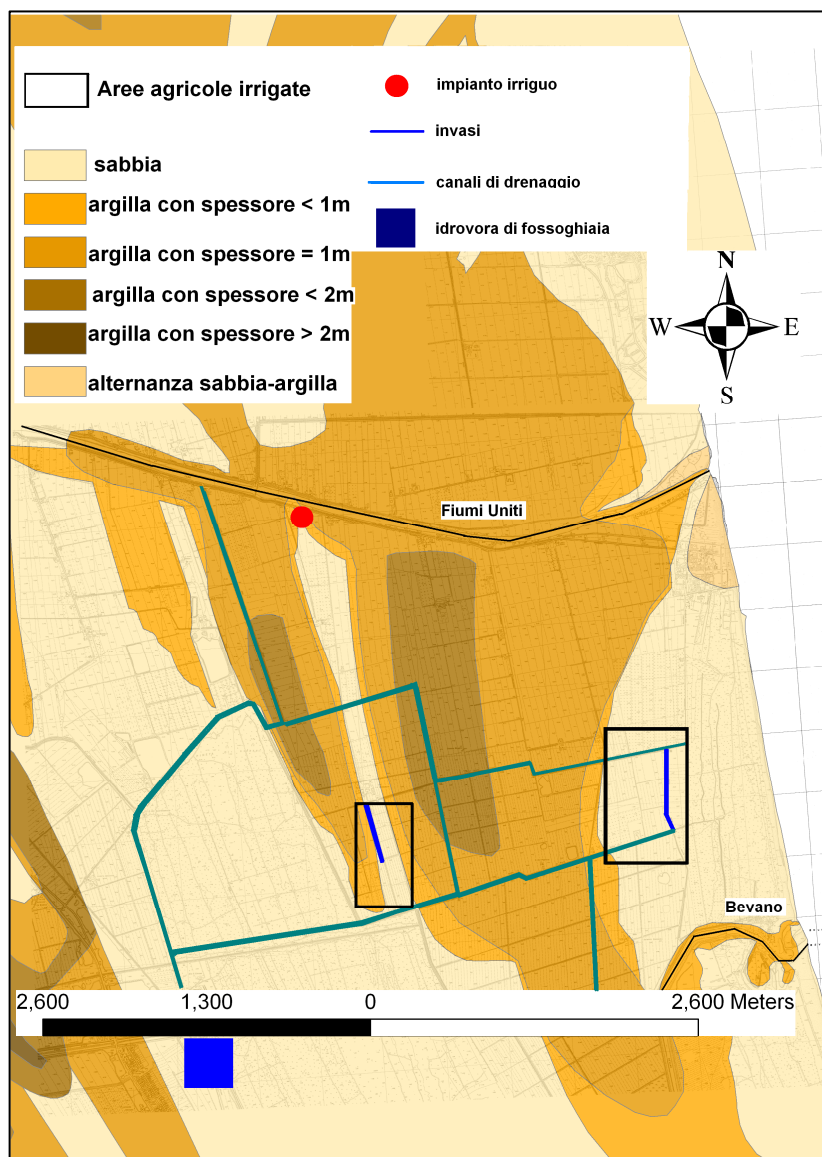


Figura 4.17. Carta della litologia superficiale dell'area di studio. Gli spessori in legenda si riferiscono all'unità litologica affiorante. In rosso è indicata la posizione dell'impianto irriguo Puglioli e i rettangoli sono ubicati presso le zone con suolo sabbioso affiorante, in cui è praticata la coltivazione di ortaggi e frutteti (colture irrigue).

2. *Aree non irrigate*

La parte centrale della zona agricola non è irrigabile a causa della litologia superficiale limosa (le sabbie si trovano a 2-4 m dal piano campagna, Figura 4.17), della disomogeneità litologica (alternanze sabbie-limi) e della presenza di suoli salinizzati che danneggiano le colture.

Un'altra area non irrigabile è quella più meridionale che si estende fino al fiume Bevano (denominata Bassona), in cui la litologia è molto disomogenea. Quest'area è inoltre

caratterizzata da una minore elevazione topografica, che provoca la risalita di acque salate soprattutto in corrispondenza del fiume Bevano, le cui acque hanno un'elevata salinità.

Le stesse caratteristiche sono comuni alla parte più settentrionale dell'area agricola (prossima al corso dei Fiumi Uniti) in cui sono presenti suoli limosi, originatisi nei paleo alvei fluviali.

Su suoli con componente argillosa sono coltivati soprattutto seminativi: erba medica, sorgo, orzo, erba, girasole, coriandolo, grano e vigneto (secondo le percentuali elencate in Tabella 2). Nel triennio 2008-2010 le colture non irrigate più diffuse nell'area agricola studiata sono state: orzo ed erba medica, con percentuali pari a 46.2% e 14.9%, rispettivamente (Tabella 2). I suoli limosi vengono utilizzati per le colture irrigue solo in casi eccezionali (es. impraticabilità dei terreni sabbiosi).

FOSSO GHIAIA	2008		2009	
	metri cubi	mm	metri cubi	mm
Gennaio	985013	11	1485000	16
Febbraio	1119910	12	2033640	22
Marzo	2677662	29	1604160	18
Aprile	1396915	15	2246760	25
Maggio	1506096	17	1287720	14
Giugno	1533448	17	1339200	15
Luglio	1214673	13	1531800	17
Agosto	872412	10	1212120	13
Settembre	829899	9	852840	9
Ottobre	877020	10	1152720	13
Novembre	637995	7	713160	8
Dicembre	1144883	13	1490760	16

Tabella 1. Volumi e altezze delle acqua sollevate mensilmente dall'idrovora di Fossoghiaia nel 2008 e nel 2009. Stima mensile dell'altezza dell'acqua erogata dall'impianto irriguo Puglioli nel periodo estivo.

%	2008	2009	2010	MEDIA TRIENNALE
orzo	33.7	44.9	60.0	46.2
coriandolo	6.6	9.0	1.9	5.8
erba	34.6	2.9	0.8	12.7
girasole	7.0	6.6	4.4	6.0
medica	9.1	21.2	14.3	14.9
sorgo	4.9	5.9	9.4	6.7
vigneto	1.4	5.4	4.7	3.8
grano	2.7	4.1	4.6	3.8
TOTALE	100	100	100	100

Tabella 2. Aree destinate (%) alle colture non irrigate nel triennio 2008-2010: per ogni coltura è specificata la superficie percentuale rispetto al totale dell'area irrigua. In tabella sono riportati anche i valori percentuali medi per il triennio considerato.

3. *Aree irrigate*

Le colture irrigue sono ubicate presso i suoli sabbiosi confinanti con le pinete (indicati come sabbia “affiorante” nella carta dei livelli delle sabbie in Figura 4.17) e, nel triennio 2008-2010, costituiscono ca l'8.5% della superficie totale dell'area agricola (890.000 m²).

La distribuzione delle colture irrigue per gli anni 2008-2010 è illustrata in Figura 4.18 A-C, rispettivamente).

L'acqua per l'irrigazione proviene dal Canale Emiliano Romagnolo tramite una rete di condotte sotterranee, che confluiscono nell'Impianto Irriguo Puglioli (Figura 4.17). L'impianto irriguo solleva le acque in una vasca piezometrica, da cui viene convogliata per caduta entro delle tubature sotterranee. Le cooperative agricole immagazzinano l'acqua in alcuni invasi (in rosso nella cartina di

Figura 4.18) lunghi circa 300 m, larghi 2 m e profondi 1-1.5 m. Gli invasi sono ubicati in terreni sabbiosi e non impermeabilizzati al fondo, ne consegue che l'acqua destinata all'irrigazione si infiltra nella falda distante solo pochi decimetri dal fondo dei canali in cui viene stoccata l'acqua.

Le colture che vengono irrigate sono in prevalenza piccoli vegetali (37 %; tra cui vivaio di fragole e bietole, ravanello), pomodoro (29 %) e mais (27%), come sintetizzato in Tabella 3. Queste colture vengono irrigate per 9-11 settimane da giugno a settembre con due impianti che erogano in totale 80 mm a settimana, prelevandola dagli invasi indicati in Figura 4.18 A-C. Secondo le informazioni fornite dal Consorzio di Bonifica, l'acqua che fluisce annualmente negli invasi corrisponde a ca 750.000 m³.

Considerando un totale di 30 mm a settimana utilizzati dagli impianti, per un periodo lungo in media ca 8 settimane ogni anno, e conoscendo le superfici delle due aree irrigate, è possibile stimare i metri cubi di acqua impiegati annualmente per l'irrigazione (Figura 4.18D). Questa quantità è indicativamente pari a 212.345 m³/anno (media triennale), ed è quindi significativamente inferiore al totale dei metri cubi prelevati annualmente dall'impianto Puglioli (750.000 m³).

Il risultato di questo calcolo schematico indica che nell'area agricola ogni anno sono disponibili ca 537.655 m3 di acqua proveniente dal CER e non utilizzata direttamente per l'irrigazione (media triennale). Tale volume d'acqua fluisce negli invasi rappresentati in Figura 4.18 A-C e si infiltra nel terreno sabbioso su cui sono ubicati.

Dividendo questa quantità per l'intera superficie dell'area agricola si può stimare lo spessore di acqua dolce che annualmente si infiltra alla base degli invasi irrigui

%	2008	2009	2010	MEDIA TRIENNALE
pomodoro	28.9	22.7	43.6	31.8
piccoli vegetali	36.7	40.3	49.3	42.1
frutteto	7.5	6.2	5.9	6.5
mais	26.9	31.1	0.0	19.3
TOTALE	100	100	100	100

Tabella 3. Aree destinate (%) alle colture irrigate nel triennio 2008-2010: per ogni coltura è specificata la superficie percentuale rispetto al totale dell'area irrigua. In tabella sono riportati anche i valori percentuali medi per il triennio considerato.

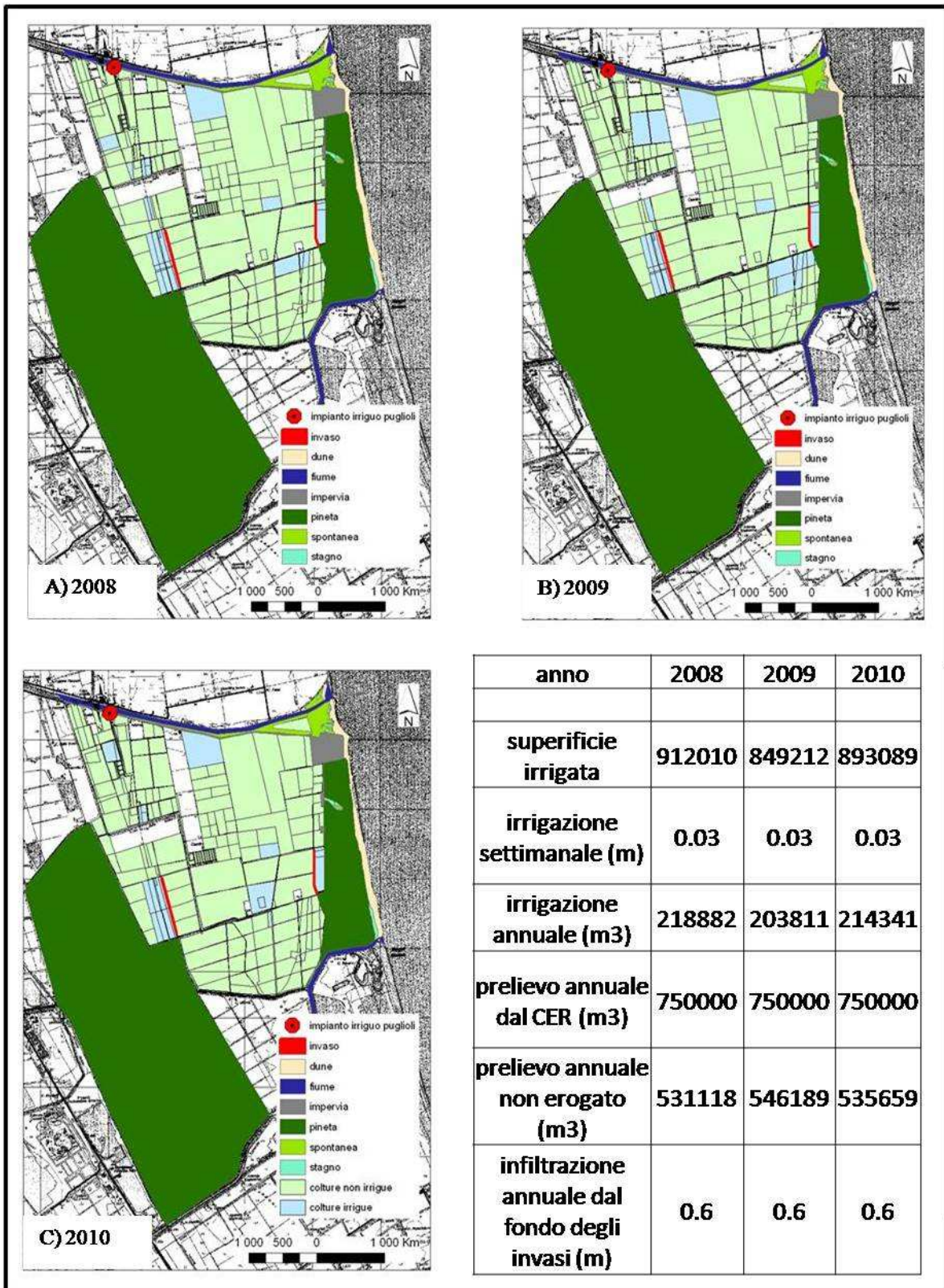


Figura 4.18. Uso del suolo e distribuzione annuale delle colture irrigate e non irrigate nell'area di studio: A (2008), B (2009), C (2010). D: sintesi dei dati relativi ad estensione della superficie irrigata (m²), quantitativo di acqua erogata settimanalmente dagli impianti sulla superficie irrigata (m), volume totale di acqua erogata per l'irrigazione (m³), volume totale di acqua prelevata dal CER presso l'impianto Puglioli (m³); volume di acqua prelevata presso l'impianto Puglioli e non utilizzata per l'irrigazione; infiltrazione areale al fondo degli invasi

4. Calcolo del bilancio idrologico delle aree irrigate

Il bilancio idrologico di dettaglio dell'area agricola è stato calcolato separatamente per le aree irrigate e non irrigate con il software CROPWAT 8.0 (FAO, 2009). Il software calcola la quantità di acqua d'irrigazione necessaria alle colture sulla base delle caratteristiche del suolo, del clima e delle colture analizzate. CROPWAT 8.0 può anche essere utilizzato per valutare l'efficienza delle pratiche agricole utilizzate localmente, come la quantità e la distribuzione dell'acqua d'irrigazione.

Le metodologie e le procedure di calcolo del software sono descritti in due pubblicazioni della FAO (1979, 1998).

I parametri di input per CROPWAT sono:

- Serie climatiche locali giornaliere o mensili (precipitazioni, temperatura minima e massima dell'aria, radiazione solare, numero di ore di luce, velocità del vento, umidità relativa).
- Caratteristiche pedologiche locali (umidità del suolo massima, umidità del suolo iniziale, tasso d'infiltrazione giornaliero massimo, profondità massima delle radici).
- Distribuzione spaziale e temporale delle colture (aree occupate e data della semina)
- Caratteristiche delle colture: altezza massima, profondità delle radici.
- Pratiche irrigue: quantità e frequenza dell'irrigazione

Le serie climatiche utilizzate nel calcolo sono quelle misurate dall'azienda sperimentale Marani, già utilizzate nel calcolo del bilancio idrologico delle aree naturali.

Le caratteristiche pedologiche locali sono state calcolate sulla base della litologia del suolo (tessitura, porosità e frazione organica) tramite il software ROSETTA (Schaap et al., 2001).

I dati sulla distribuzione spaziale delle colture sono stati forniti dalla LEGACCOOP agricole di Ravenna, mentre le informazioni sulle caratteristiche delle colture e le pratiche irrigue sono state fornite dagli stessi agricoltori.

Sulla base di questi input il software CROPWAT fornisce i seguenti output:

- Precipitazioni effettive, ovvero la percentuale di pioggia al netto delle perdite per ruscellamento superficiale calcolate (Eff. Rain)
- Evapotraspirazione reale delle singole colture secondo l'equazione modificata di Penman-Monteith descritta in FAO (1998) (ETc)

- Quantità di acqua necessaria per lo sviluppo ottimale delle colture (Irr- Req.)
- Percentuale di riduzione nel raccolto causata dalle pratiche irrigue applicate (YR)

Nel caso delle aree irrigate della zona agricola studiata, si è ritenuto opportuno valutare l'efficienza delle pratiche agricole applicate sulle coltivazioni più diffuse: pomodoro e piccoli vegetali.

In Figura 4.19 sono rappresentate l'evapotraspirazione reale di queste colture (ETc) e il loro fabbisogno idrico (Irr. Req), espresse in mm per decade di giorni durante il periodo che va dalla semina al raccolto. Il risultato di questo calcolo è che le pratiche irrigue applicate nell'area di studio forniscono una quantità di acqua alle colture leggermente inferiore al fabbisogno idrico ottimale calcolato dal software CROPWAT. La riduzione del raccolto provocata dalle pratiche agricole è pari al 7.5 % per i vegetali di piccole dimensioni (es. fragole, ravanello) e pari al 10 % per il pomodoro.

Questo risultato implica che tutta l'acqua irrigua viene utilizzata dalle piante, dunque, non c'è acqua in eccesso che possa infiltrarsi in falda.

I risultati del calcolo dell'evapotraspirazione reale delle colture più diffuse (pomodoro e vegetali di piccole dimensioni) sono rappresentati nei grafici di Figura 4.20 e Figura 4.21, rispettivamente. Per entrambe le colture, l'evapotraspirazione è massima nel mese di luglio (ca 230 mm/mese). La principale differenza nell'andamento dell'evapotraspirazione per i due tipi di colture irrigue, consiste nel fatto che il pomodoro presenta valori molto elevati (\Rightarrow 200 mm/mese) da maggio a luglio, mentre i piccoli vegetali (es. fragole) hanno valori inferiori di evapotraspirazione (compresi tra 50 e 100 mm/mese) nei mesi precedenti il picco di luglio.

In

Tabella 4, sono elencati i valori mensili per l'anno 2009 dei parametri meteorologici calcolati da CROPWAT: evapotraspirazione reale (ETc) e precipitazioni effettive (Eff Rain), per entrambe le coltivazioni irrigue più diffuse.

Il bilancio idrologico mensile comprensivo di tali parametri meteorologici e dei fattori antropici (drenaggio, D, irrigazione, Irr, e infiltrazione al fondo degli invasi, Inf) è stato calcolato secondo la semplice equazione:

$$\text{Bilancio Idrologico} = \text{Eff rain} - \text{ETc} - \text{D} + \text{Irr} + \text{Inf}.$$

I fattori antropici (D, Irr, Inf) inseriti nell'equazione, relativi all'anno 2009, sono anch'essi elencati in

Tabella 4 per ogni mese dell'anno.

Il bilancio idroclimatico (o deficit = Eff rain – ETc) e il bilancio idrologico delle due colture irrigue più diffuse sono rappresentati nei grafici di Figura 4.20 (pomodoro) e Figura 4.21 (piccoli vegetali), in cui sono riportati anche i parametri meteorologici calcolati da CROPWAT (Eff Rain e ETc).

Nel 2009, il bilancio idroclimatico delle aree irrigate coltivate a pomodoro e piccoli vegetali è negativo per tutto il periodo compreso tra aprile e settembre, in cui l'evapotraspirazione delle colture eccede le scarse precipitazioni registrate nel periodo estivo (deficit in Figura 4.20 e Figura 4.21).

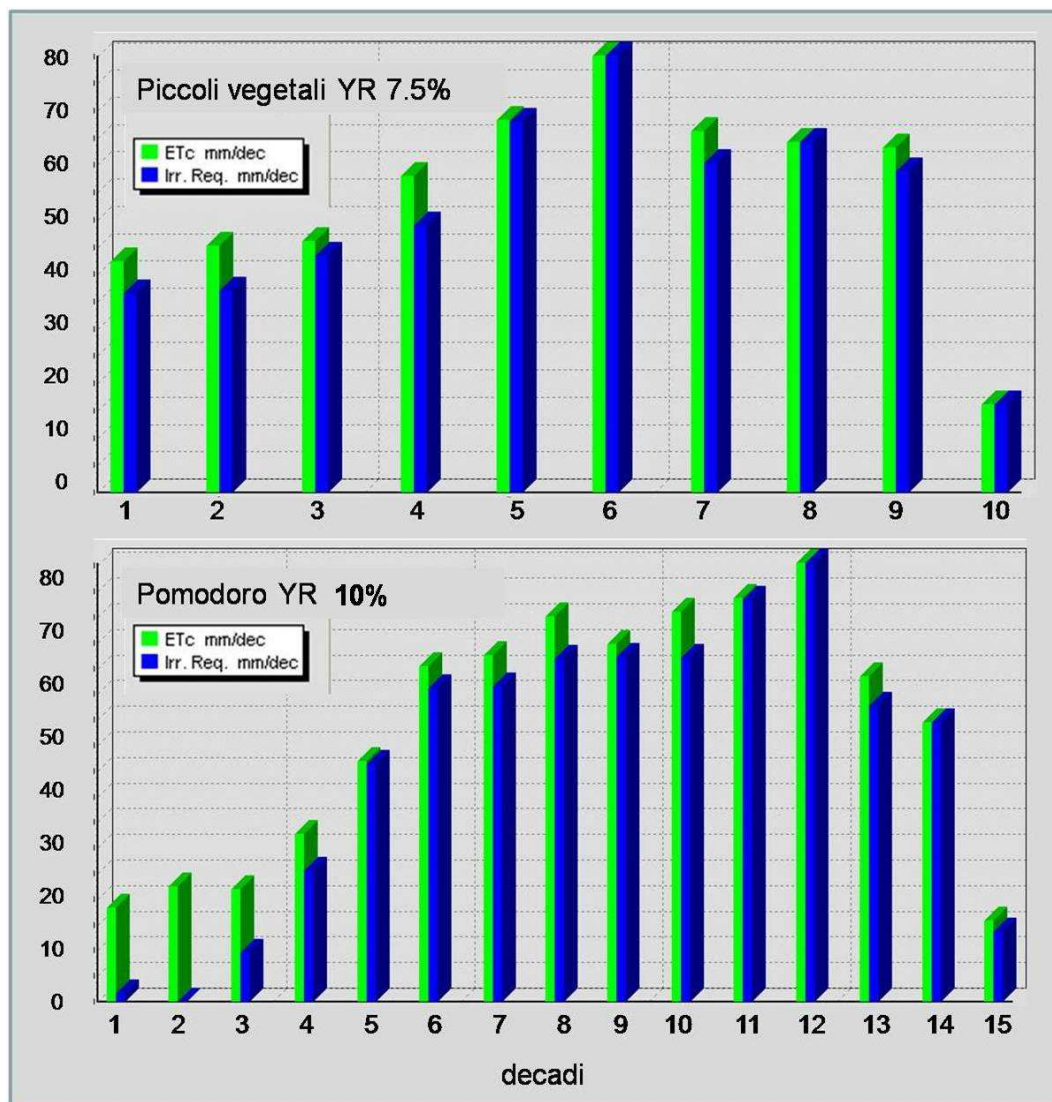


Figura 4.19. Riduzione percentuale del raccolto (YR) calcolata sulla base delle pratiche irrigue applicate nell'area di studio. In figura sono riportati l'evapotraspirazione reale e il fabbisogno idrico ideale delle colture irrigate più diffuse (pomodoro e piccoli vegetali).

POMODORO							
	ETc	Eff rain	Deficit	Drenaggio	Irrigazione	Infiltrazione	Bilancio
	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese
gennaio	24	41	17	16	0	0	0
febbraio	29	39	11	22	0	0	-12
marzo	47	59	12	18	0	0	-6
aprile	71	56	-14	25	0	0	-39
maggio	184	12	-172	14	0	0	-186
giugno	215	17	-199	15	105	20	-88
luglio	219	9	-210	17	150	20	-56
agosto	122	10	-112	13	150	20	45
settembre	82	22	-60	9	0	0	-70
ottobre	52	116	64	13	0	0	51
novembre	29	32	3	8	0	0	-5
dicembre	20	89	69	16	0	0	53

PICCOLI VEGETALI							
	ETc	Eff rain	Deficit	Drenaggio	Irrigazione	Infiltrazione	Bilancio
	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese
gennaio	24	41	17	16	0	0	0
febbraio	29	39	10	22	0	0	-12
marzo	47	59	12	18	0	0	-6
aprile	73	56	-17	25	0	0	-41
maggio	101	12	-89	14	0	0	-103
giugno	158	17	-141	15	105	20	-31
luglio	221	9	-212	17	150	20	-59
agosto	122	10	-112	13	150	20	45
settembre	83	22	-61	9	0	0	-70
ottobre	52	116	64	13	0	0	51
novembre	30	32	2	8	0	0	-5
dicembre	21	89	68	16	0	0	52

Tabella 4. Medie mensili per l'anno 2009 dei parametri di Input (Eff rain, Irrigazione e Infiltrazione) e di Output (ETc e drenaggio) del bilancio idrologico delle aree irrigate coltivate a pomodoro e piccoli vegetali. In tabella sono riportati anche i valori del bilancio idroclimatico (deficit = Eff rain-ETc).

Il bilancio idroclimatico è prossimo allo zero da gennaio a marzo e in novembre, mesi in cui le precipitazioni e l'evapotraspirazione si eguagliano. In ottobre e dicembre le precipitazioni eccedono l'evapotraspirazione e il bilancio idroclimatico risulta positivo (> 50 mm/mese).

Il bilancio idrologico presenta lo stesso andamento di quello idroclimatico in gran parte dell'anno, ma in estate questi valori sono significativamente diversi (Figura 4.20 e Figura 4.21), a causa degli apporti di acqua esterna al bacino per l'irrigazione in quantità stimata a 125 mm nel mese di giugno e 170 mm nei mesi di luglio e agosto (

Tabella 4). Fatta eccezione per la stagione estiva, il bilancio idrologico presenta valori leggermente inferiori (in media 15 mm/mese) di quelli del bilancio idroclimatico, poiché in quest'ultimo non è incluso un'ulteriore output costituito dal drenaggio meccanico dell'area agricola (

Tabella 4). Il picco negativo del bilancio idrologico è raggiunto nel mese di maggio, in cui si registrano valori di poco superiori ai -200 mm/mese nelle aree coltivate a pomodoro e pari a -103 mm in quelle coltivate a piccoli vegetali. Nonostante gli apporti per l'irrigazione (Irr e Inf in

Tabella 4), il bilancio idrologico è negativo nei mesi di giugno e luglio, ed è positivo solo nei mesi di agosto e ottobre, in cui ci sono ca 50 mm di acqua disponibile per l'infiltrazione (Figura 4.20 e Figura 4.21).

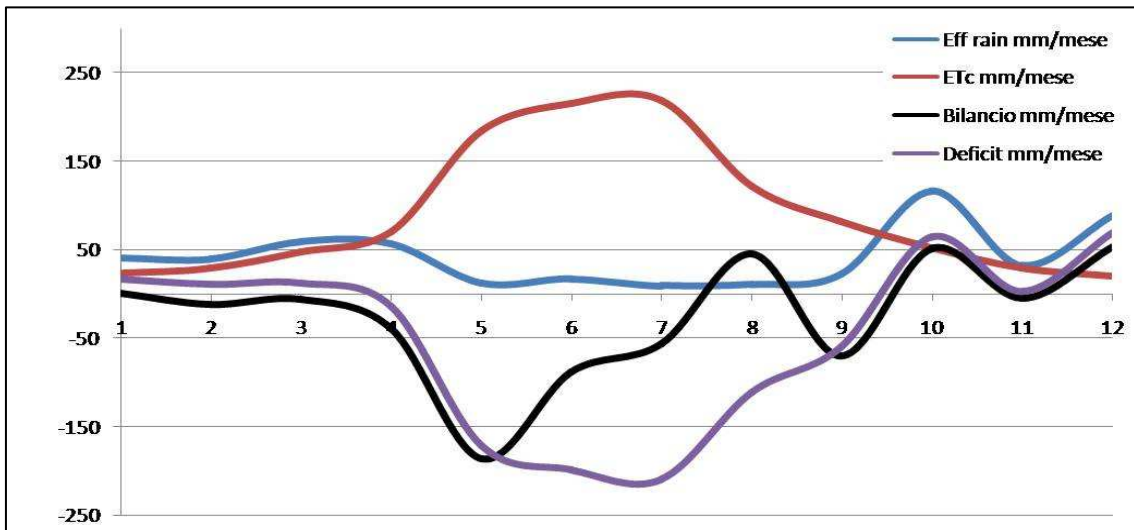


Figura 4.20. Valori mensili delle precipitazioni effettive (Eff rain) e della evapotraspirazione (ETc) delle aree irrigate coltivate a pomodoro (anno 2009). Il bilancio idroclimatico (deficit) è rappresentato dalla linea viola. Il bilancio idrologico mensile è illustrato dalla linea nera.

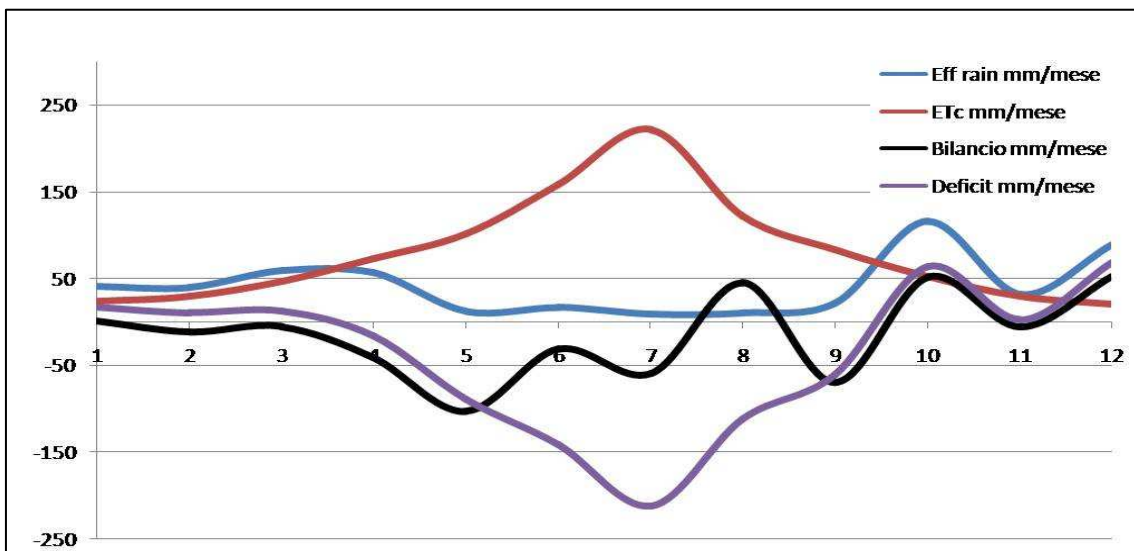


Figura 4.21. Valori mensili delle precipitazioni effettive (Eff rain) e della evapotraspirazione (ETc) delle aree irrigate coltivate a piccoli vegetali (anno 2009). Il bilancio idroclimatico (deficit) è rappresentato dalla linea viola. Il bilancio idrologico mensile è illustrato dalla linea nera.

5. *Calcolo del bilancio idrologico delle aree non irrigate*

Il bilancio idrologico delle aree non irrigate è stato calcolato secondo l'equazione:

$$\text{Bilancio Idrologico} = \text{Eff rain} - \text{ETc} - \text{D.}$$

Essendo queste aree più distanti dagli invasi in cui viene immessa l'acqua proveniente dal CER, il parametro Inf (infiltrazione al fondo degli invasi) inserito nel bilancio idrologico delle aree irrigate è stato considerato trascurabile. L'unico input nel bilancio idrologico di queste aree è la pioggia.

Tutti i valori mensili per l'anno 2009 dei parametri inseriti nell'equazione del bilancio idrologico sono elencati in Tabella 5

Le precipitazioni effettive (Eff rain) e l'evapotraspirazione delle colture più diffuse (ETc) sono state calcolate con il software CROPWAT 8.0 per le aree in cui sono coltivati orzo e erba medica (rispettivamente pari al 49 % e al 15 % della superficie agricola non irrigata).

I risultati, elencati in Tabella 5, sono sintetizzati in Figura 4.22, per le aree coltivate ad orzo, e in Figura 4.23 per le aree coltivate a erba medica.

In Figura 4.22 è possibile osservare come l'evapotraspirazione dell'orzo sia massima in maggio e giugno (> 150mm/mese). L'evapotraspirazione dell'erba medica presenta valori superiori ai 150 mm/mese da maggio ad agosto (Figura 4.23). Da novembre a febbraio l'evapotraspirazione dell'erba medica è circa pari a zero, contrariamente a quanto accade per l'orzo, che mostra valori pari a ca 25 mm/mese nello stesso periodo.

Il bilancio idroclimatico delle aree non irrigate coltivate a orzo è negativo da aprile a settembre (deficit in Figura 4.22), e prossimo a zero da gennaio a marzo. Il picco negativo si registra in maggio ed è pari a -200 mm. Il deficit idrico è positivo in ottobre e dicembre: l'intensità di questi picchi positivi è pari a ca 50 mm/mese.

In alcuni mesi, il bilancio idroclimatico delle aree non irrigate coltivate ad erba medica ha andamento simile a quello delle aree coltivate a orzo: è negativo da aprile a settembre, prossimo a zero in marzo, positivo in ottobre e dicembre (deficit in Figura 4.23). Contrariamente a quanto si verifica nelle aree coltivate ad orzo, in queste aree il bilancio idroclimatico è positivo anche in gennaio (50 mm), febbraio e novembre (entrambi 25 mm) e

il picco negativo si registra in luglio (-200 mm). Inoltre, il bilancio idroclimatico di agosto e settembre è significativamente inferiore: 50 mm al mese in meno nelle aree coltivate ad erba medica (Figura 4.22 e Figura 4.23).

Il bilancio idrologico delle aree non irrigate, che include anche il drenaggio (Tabella 5.), ha andamento sovrapponibile a quello del bilancio idroclimatico (Figura 4.22 e Figura 4.23), rispetto al quale si differenzia per essere inferiore di una quantità in media pari a ca 15 mm/mese.

ERBA MEDICA					
	Etc	Eff Rain	Deficit	Drenaggio	Bilancio
	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese
gennaio	5	41	36	16	19
febbraio	14	39	26	22	3
marzo	57	69	12	18	-6
aprile	100	64	-36	25	-61
maggio	167	13	-154	14	-168
giugno	178	17	-160	15	-175
luglio	200	10	-190	17	-207
agosto	177	10	-167	13	-180
settembre	111	22	-89	9	-98
ottobre	26	116	90	13	78
novembre	8	32	24	8	16
dicembre	5	89	84	16	68
ORZO					
	ETc	Eff rain	Deficit	Drenaggio	Bilancio
	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese	mm/mese
gennaio	24	41	17	16	0
febbraio	29	39	11	22	-12
marzo	50	69	19	18	1
aprile	94	64	-30	25	-55
maggio	203	13	-190	14	-204
giugno	185	17	-167	15	-182
luglio	130	10	-120	17	-137
agosto	122	10	-112	13	-125
settembre	83	22	-61	9	-70
ottobre	52	116	64	13	51
novembre	30	32	2	8	-5
dicembre	21	89	68	16	52

Tabella 5. Medie mensili per l'anno 2009 dei parametri di Input (Eff rain) e di Output (ETc e drenaggio) del bilancio idrologico delle aree non irrigate coltivate a orzo ed erba medica. In tabella sono riportati anche i valori del bilancio idroclimatico (deficit = Eff rain-ETc).

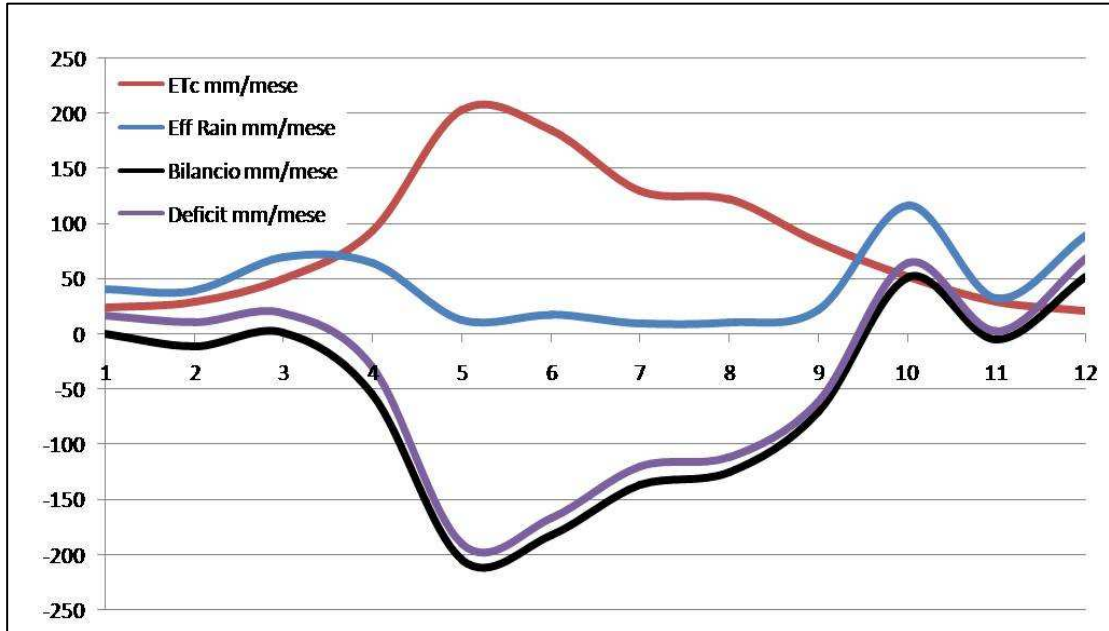


Figura 4.22. Valori mensili delle precipitazioni effettive (Eff rain) e della evapotraspirazione (ETc) delle aree non irrigate coltivate a orzo (anno 2009). Il bilancio idrologico mensile e il bilancio idroclimatico (deficit) sono illustrati rispettivamente, dalla linea nera e dalla linea viola.

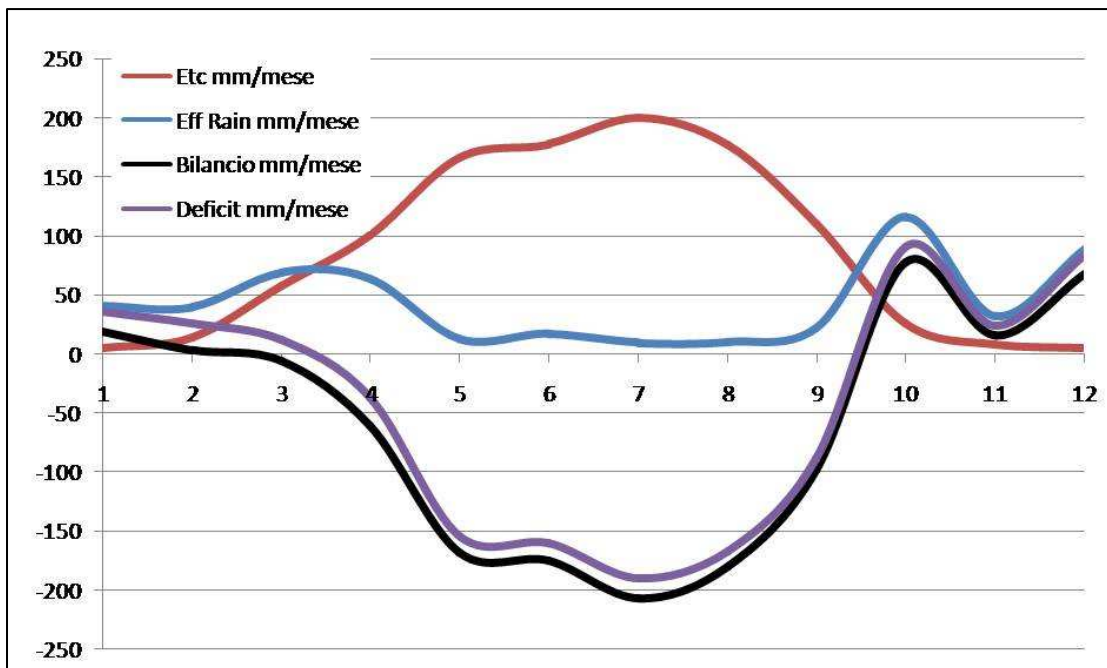


Figura 4.23. Valori mensili delle precipitazioni effettive (Eff rain) e della evapotraspirazione (ETc) delle aree non irrigate coltivate a erba medica (anno 2009). Il bilancio idrologico e il bilancio idroclimatico (deficit) mensili sono illustrati, rispettivamente, dalla linea nera e dalla linea viola.

Osservazioni e conclusioni

Il clima nell'area di studio è caratterizzato da scarse precipitazioni e relativamente alte temperature. Il calcolo del bilancio idroclimatico, basato sull'evapotraspirazione potenziale di riferimento, per il triennio in cui è stato monitorato l'acquifero risulta negativo per tutto il periodo da maggio a settembre.

Il calcolo del bilancio idrologico specifico per le differenti destinazioni d'uso del suolo mostra differenze significative tra le aree naturali, agricole e i corpi d'acqua superficiali.

I corpi d'acqua superficiali sono soggetti a forte evaporazione nel periodo estivo, che può raggiungere tassi pari a più di 5 mm/ora. Le precipitazioni non sono sufficienti a compensare un tale tasso di evaporazione e, di conseguenza, il deficit idrico di stagni e canali di drenaggio è negativo in primavera ed estate e prossimo a zero per gran parte dell'anno. Le variazioni potenziali del livello idrometrico indotte dall'elevato tasso di evaporazione estiva, sono di alcuni metri. Questo calcolo, tuttavia, non tiene in considerazione l'apporto idrico da parte della falda al livello idrometrico di stagni e canali di drenaggio. I corpi d'acqua superficiale sono, infatti, direttamente in contatto con l'acquifero e fungono da dreni naturali per la falda. L'acquifero contribuisce, dunque, alla compensazione della diminuzione estiva del livello idrometrico di stagni e canali di drenaggio.

Il bilancio idroclimatico delle aree naturali è negativo nel periodo estivo e prossimo a zero in quello invernale, che sono le stagioni più secche dell'anno. In anni con precipitazioni scarse come il 2008, nelle aree naturali ci sono solo 17 mm/anno disponibili per l'infiltrazione in falda. Negli anni eccezionalmente piovosi (es. 2010), la disponibilità annuale di acqua meteorica è pari a 67 mm. L'evapotraspirazione reale in queste zone, massima nel periodo estivo, risulta di molto inferiore a quella potenziale negli anni caratterizzati da estati aride, come il 2009. In questa condizione, il bilancio idroclimatico estivo è compensato dalla riduzione dell'evapotraspirazione e risulta pari a zero. Quest'ultimo dato è, tuttavia, condizionato dal metodo utilizzato per il calcolo dell'evapotraspirazione reale, basato sul livello teorico della falda.

Il bilancio idrologico dell'area agricola è stato calcolato sia sulla base dei parametri meteorologici che dei fattori antropici (irrigazione e drenaggio meccanico). Questi ultimi sono di difficile determinazione e i loro valori rappresentano delle stime indicative, dedotte dalle informazioni fornite dagli enti preposti alla gestione delle acque. Il bilancio

idrocilmatico, basato sui soli parametri meteorologici, è stato calcolato analiticamente con il software CROPWAT 8.0 (FAO, 2009). Il confronto tra il fabbisogno idrico ottimale delle colture e le pratiche irrigue applicate nella zona indica che non c'è acqua d'irrigazione in eccesso disponibile per l'infiltrazione. Allo stesso tempo, una quantità significativa d'acqua meteorica proveniente dal CER si infiltra in falda al fondo degli invasi utilizzati per gli impianti irrigui. L'evapotraspirazione reale delle colture più diffuse nell'area di studio eccede nettamente le precipitazioni e comporta un deficit idrico negativo, o prossimo a zero, in gran parte dell'anno. Questa condizione è ulteriormente peggiorata dal drenaggio meccanico, che sottrae in media 15 mm al mese di acqua all'area di studio. Nelle aree coltivate ad ortaggi, tuttavia, l'irrigazione e l'infiltrazione al fondo degli invasi compensano l'evapotraspirazione nel periodo estivo. Nel 2009, anno caratterizzato da estate arida, le aree irrigate presentano bilancio idrologico positivo nel mese di agosto e valori negativi significativamente superiori a quelli delle aree non irrigate nei mesi di giugno e luglio.

CARATTERIZZAZIONE IDROGEOLOGICA DELL'ACQUIFERO

Introduzione

In questo capitolo sono presentati i risultati del monitoraggio del livello freatico e dei parametri chimico-fisici dell'acquifero. I parametri misurati in ogni monitoraggio sono: temperatura, conduttività elettrica, pH, potenziale di ossido-riduzione e ossigeno disciolto.

Contestualmente al rilievo dell'acquifero è stato eseguito il monitoraggio degli stessi parametri chimico-fisici e del livello idrometrico nei corpi d'acqua superficiale. I corpi d'acqua superficiale monitorati sono stagni e canali di drenaggio ubicati nelle zone naturali dell'area di studio: pineta costiera e foce dei Fiumi Uniti.

Il monitoraggio è stato eseguito, a partire dall'agosto 2008, al termine della stagione estiva (agosto) e di quella invernale (marzo), fino all'agosto 2010.

Questi dati sono stati acquisiti con due tipi di tecniche di misura dirette, discusse nel capitolo dedicato alla descrizione dei metodi:

- *Auger hole sampling* e piezometri filtranti nell'ultimo metro (agosto 2008 e marzo 2009)
- *Multilevel sampler* (agosto 2009 e marzo 2010)

Nei primi due monitoraggi, agosto 2008 e marzo 2009, sono stati campionati 29 punti di misura con la tecnica dell'*auger hole sampling* e 3 punti di misura in piezometri filtranti nell'ultimo metro.

Nei monitoraggi successivi (agosto 2009 e marzo 2010) sono stati rilevati con la tecnica del *multilevel sampling* solo i 15 punti di misura più rappresentativi campionati durante i due rilievi preliminari.

I punti di misura sono ubicati prevalentemente nelle zone naturali dell'area di studio (pineta costiera e foce dei Fiumi Uniti), e subordinatamente nella zona agricola.

I punti di misura sono disposti lungo transetti perpendicolari alla linea di costa, distanti tra loro ca 650 m in media. All'interno dei transetti, i punti di misura rilevati hanno spaziatura media pari a ca 300 m.

La posizione esatta dei punti di misura e i risultati dei monitoraggi sono presentati nelle prossime sezioni, suddivise in base alla tecnica di misura utilizzata nel rilievo.

Monitoraggio con *auger hole sampling* (agosto 2008, marzo 2009)

Il primo monitoraggio eseguito con *auger hole sampling* è stato effettuato nell'agosto 2008, quando sono stati misurati 29 punti di misura presso la pineta costiera e la foce dei Fiumi Uniti rappresentati in

Figura 5.1. Il metodo dell'*auger hole sampling*, descritto nel capitolo 3, consente di misurare i parametri chimico-fisici del tetto dell'acquifero, in prossimità della falda freatica.

Contemporaneamente a questo rilievo, sono stati campionati 3 piezometri filtranti nell'ultimo metro (indicati in nero in

Figura 5.1), ovvero a profondità pari a 5-6 m dal piano campagna. Nei tre piezometri sono stati misurati i parametri chimico-fisici relativi alla base dell'acquifero.

Nell'estate 2008 sono stati anche campionati 18 punti di misura dei parametri chimico-fisici nei canali di drenaggio e 6 negli stagni presenti nella fascia costiera (rispettivamente indicati in viola e blu in

Figura 5.1).

Tutti i punti di misura sopra elencati sono stati monitorati nuovamente nel Marzo 2009.

In ognuno di questi punti di misura sono stati misurati il livello freatico (idrometrico nelle acque superficiali), la temperatura, la conduttività elettrica, il pH e il potenziale di ossidoriduzione, fatta eccezione per i canali di drenaggio, in cui non è stato misurato l'ossigeno disciolto.

I risultati dei due rilievi sono presentati nelle sezioni che seguono e sintetizzati in (tetto dell'acquifero), **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** (acque superficiali), in cui sono riportati i valori medi, la deviazione standard dalla media, e i valori minimi e massimi per i dataset estivi e invernali.

In appendice sono riportati gli elenchi completi di tutti i dati misurati nell'acquifero (Appendice 10.1, rilievo di Agosto 2008 e Appendice 10.2, rilievo di Marzo 2009) e nelle acque superficiali (Appendice 10.3, rilievo di Agosto 2008 e Appendice 10.4, rilievo di Marzo 2009).

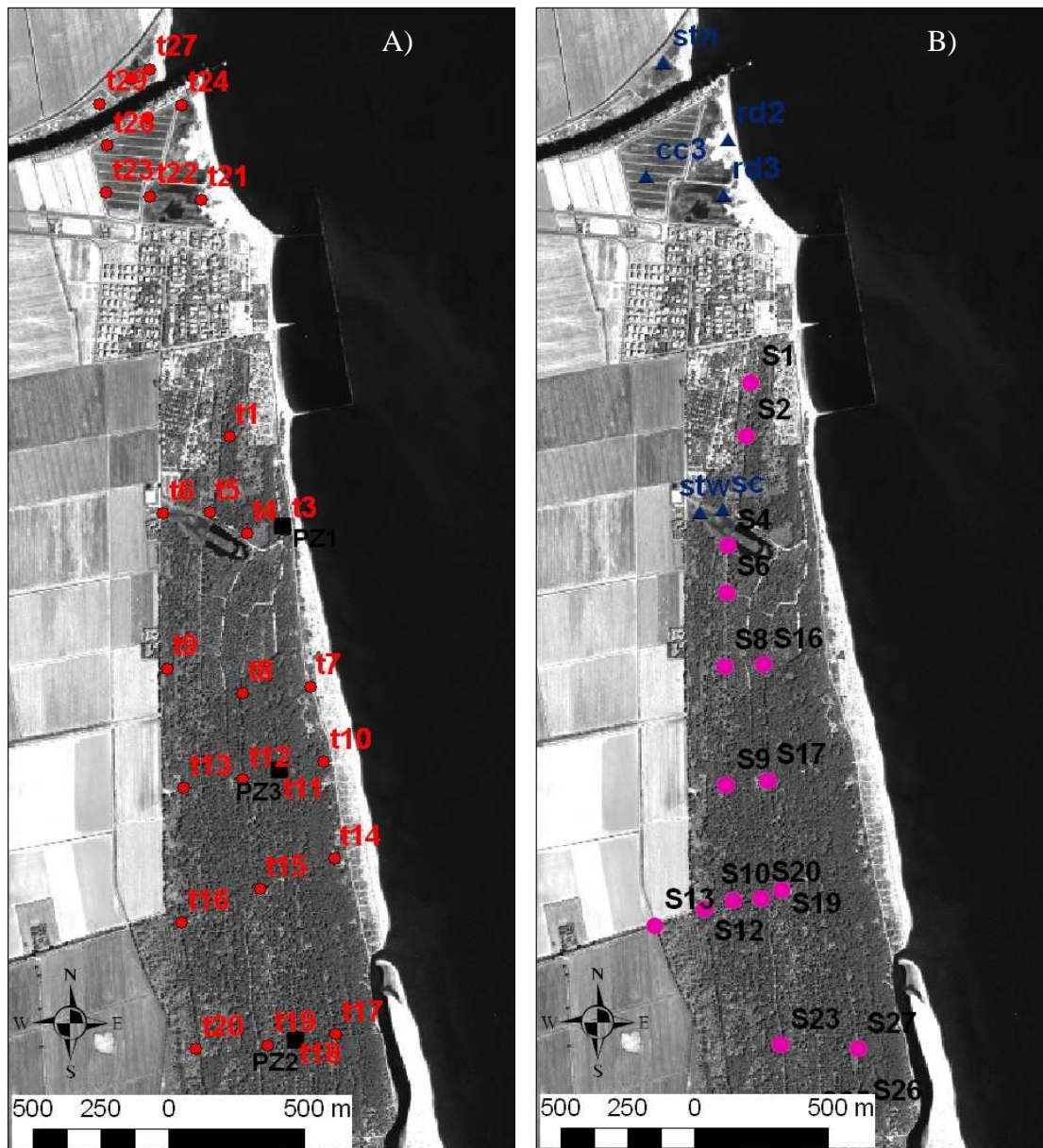


Figura 5.1. A) Ubicazione dei punti di misura del monitoraggio del tetto dell'acquifero. In rosso sono indicati i punti campionati con auger hole sampling, in nero quelli in cui si trovano i piezometri filtranti nell'ultimo metro. B) Ubicazione dei punti di misura del monitoraggio delle acque superficiali. In viola sono rappresentati i punti di misura nei canali di drenaggio della pineta, in blu quelli negli stagni.

Agosto 2008							
	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l	Profondità della falda m msl
Auger hole							
min	1.2	15.0	1.0	6.8	-280.0	1.3	-1.7
max	51.9	26.2	36.0	7.8	160.0	6.2	1.5
average	13.8	18.8	9.1	7.2	-5.9	4.3	4.3
s.d.	12.4	3.1	8.6	0.2	140.8	1.2	1.2
Marzo 2009							
Auger hole							
min	1.2	5.0	0.6	7.0	-38.0	1.0	-1.2
max	42.2	17.7	29.0	7.9	255.0	9.0	1.9
average	17.5	9.1	11.3	7.4	166.0	5.5	0.1
s.d.	11.1	2.4	7.7	0.2	95.6	1.9	0.7

Tabella 6. Sintesi statistica (media deviazione standard, valore minimo e massimo) dei parametri chimico-fisici misurati in estate 2008 e marzo 2009: profondità della falda, conduttività elettrica, temperatura, salinità, pH, potenziale di ossidoriduzione. In tabella sono riportati i valori relativi al tetto della falda (auger hole sampling).

1. Profondità della falda

Le misure di soggiacenza della falda eseguite presso i piezometri e nei fori delle trivellate sono state convertite in valori di profondità della falda rispetto al livello medio marino sulla base dei dati di altitudine estratti dal modello digitale di elevazione del terreno del Comune di Ravenna (2005). Il modello digitale di elevazione del terreno, costruito con dati LIDAR del 2004, è stato descritto nel capitolo precedente ed è illustrato in Figura 4.1.

Nell'area di studio, la profondità della falda è mediamente ubicata -0.4 m rispetto al livello medio marino (msl) in estate 2008, e 0.1 m msl in inverno 2009 (Tabella 6). Questi valori sono molto variabili a seconda del punto di misura.

Presso la foce dei Fiumi Uniti, il livello della falda rispetto al livello medio marino è il più alto dell'area di studio in entrambe le stagioni di monitoraggio: t24 con 1.5 m e 1.9 m in estate ed inverno, rispettivamente.

Il livello estivo più basso si registra nelle depressioni retrodunali presenti in pineta: in t2 la falda è profonda -2.1 m slm in agosto 2008. Il livello invernale più basso, pari a -1.2 m slm, è stato misurato presso lo stagno ubicato in pineta (t6).

I valori di profondità della falda misurati nel foro delle trivellate sono stati utilizzati per la costruzione di due carte tematiche stagionali:

Figura 5.2 A per l'estate e

Figura 5.2 B per l'inverno. Le carte sono state costruite usando il metodo *radial basis function (multiquadratic)* per l'interpolazione. Con lo scopo di ottenere un'interpolazione esatta, che restituisce i valori misurati nei punti di misura, non è stato applicato alcun *smoothing factor*. Tale metodo di interpolazione è indicato per dataset contenenti meno di 100 valori (Hardy, 2000). La legenda di

Figura 5.2 indica che le aree in cui la falda freatica è più depressa sono rappresentate in blu, mentre le aree in cui la superficie freatica si trova al di sopra del livello marino sono rappresentate in turchese.

I gradienti idraulici nell'area di studio sono molto bassi, data la scarsa elevazione sul livello del mare e la morfologia sub-pianeggiante del territorio.

Nel complesso, durante l'estate il livello della falda è al di sopra di quello marino solo presso le dune più esterne e le dune più esterne e nell'area agricola adiacente alla foce dei Fiumi Uniti, e si approfondisce verso l'entroterra

verso l'entroterra

Figura 5.2.

In inverno, il livello della falda è al di sopra di quello medio marino in un'area più estesa rispetto all'estate, e la superficie freatica si approfondisce ancora da mare (area delle dune più esterne) verso l'entroterra.

Delle eccezioni a tale andamento sono rappresentate da alcune aree retrodunali nel periodo estivo (t21, t7, t28 e t24), in cui la falda risulta più depressa che nelle aree adiacenti sia ad Est che ad Ovest. Inoltre, nella zona ubicata a sud del centro abitato di Lido di Dante la profondità della falda è inferiore al livello marino anche in inverno.

2. Salinità e temperatura del tetto dell'acquifero

Le misure di conduttività elettrica e temperatura sono state convertite in valori di salinità (g/l) secondo il metodo pubblicato dall'UNESCO (1983).

La temperatura media del tetto dell'acquifero in Agosto 2008 è pari a 18.8 °C, e in marzo corrisponde a 9.1 °C (Tabella 6). I valori minimi estivi sono stati misurati nei punti di misura più distanti dai corpi d'acqua superficiali (15 °C in t1,

Figura 5.1). Al contrario i valori minimi invernali sono stati misurati nei punti di misura prossimi ai corpi d'acqua superficiali (5 °C, in t23,

Figura 5.1). I valori massimi sono 26.2 °C (t21) in estate e 17.7 °C (t3) in inverno, valori entrambi misurati in aree retrodunali.

In estate, la salinità del tetto dell'acquifero varia da 1 g/l a 36 g/l (Tabella 6), valori misurati in t3 e t6, rispettivamente (Figura 5.1).

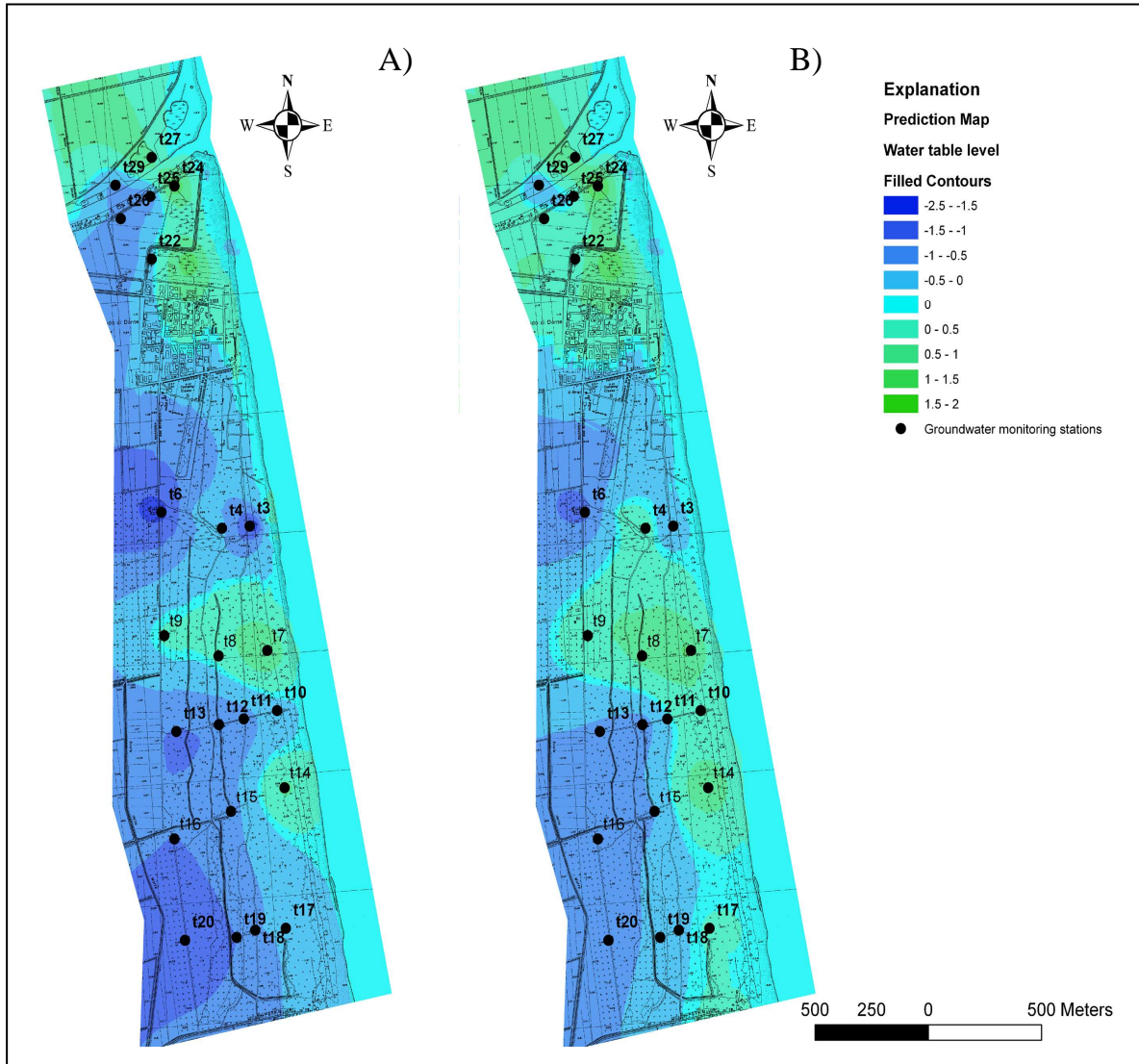


Figura 5.2. Carta della profondità della falda, rispetto al livello medio marino, in estate (A) e in inverno (B).

In inverno, la salinità massima è stata misurata nello stesso punto (t6), ed è pari a 29 g/l, mentre la salinità minima (0.6 g/l) è stata misurata nella zona retrodunale ubicata presso la foce dei Fiumi Uniti (t21, Tabella 6 e Figura 5.1).

La salinità stagionale del tetto della falda è stata rappresentata in due carte tematiche: Figura 5.3 A per l'estate, e Figura 5.3 per l'inverno.

Le due carte sono state create interpolando i dataset dei monitoraggi eseguiti con *auger hole sampling* con il metodo *inverse to the distance weight function*, usato come interpolare esatto (senza *smoothing factor*).

I valori soglia della salinità sono stati modificati rispetto a quelli proposti dalla Comunità Europea (2000) per la classificazione delle acque potabili, in quanto l'acquifero freatico della'area di studio non è utilizzabile per tali fini ed ha un valore ecologico. In particolare, è stato modificato il limite tra acqua dolce e leggermente salmastra ed ampliato da 1.5 g/l a 3 g/l, intervallo in cui sopravvivono la maggioranza tipiche della'ambiente costiero e delle zone umide. I restanti valori soglia sono gli stessi proposti nella legge comunitaria (Dir. N. 2000/60/CE) e sono riportati nelle legende delle carte tematiche (Figura 5.3).

La carta della salinità del tetto della falda in Agosto 2008 mostra la presenza di una lente di acqua dolce discontinua, ubicata nella zona retrodunale della pineta. Acqua dolce al tetto dell'acquifero è presente anche nelle zone marginali dell'area rilevata, presso il confine con le aree agricole adiacenti. Il tetto della falda è costituito da acque francamente saline presso i corpi d'acqua superficiali (in particolare nelle aree in cui sono ubicati gli stagni). Nel resto dell'area monitorata, al tetto dell'acquifero sono presenti acque salmastre.

Nel marzo 2009, il tetto della falda è costituito prevalentemente da acque salmastre. Una lente d' acqua dolce è ancora presente in alcuni tratti del retroduna e ai confini con le aree agricole adiacenti le zone naturali monitorate. Dal monitoraggio invernale non risultano aree estese in cui al tetto dell'acquifero siano presenti acque saline (30-40 g/l). La salinità massima è stata misurata in prossimità dei corpi d'acqua superficiali e rientra nella categoria delle acque debolmente saline.(5-18 g/l).

3. Distribuzione di potenziale di ossidoriduzione, pH e ossigeno disciolto al tetto dell'acquifero.

La variazione stagionale del potenziale di ossidoriduzione al tetto dell'acquifero è rappresentata nelle carte tematiche di

Figura 5.4 A (agosto 2008) e B (marzo 2009), costruite con la tecnica precedentemente descritta per le carte della salinità.

Il potenziale di ossido-riduzione medio è negativo (-5.9 mV) in estate e positivo (166 mV) in inverno (Tabella 6).

Il valore minimo estivo misurato di questo parametro è pari a -280 mV, ed è stato rilevato sulla sponda ovest dello stagno presente in pineta (t6).

In inverno, il potenziale di ossidoriduzione minimo è pari a -38 mV ed è stato misurato nello stesso punto (t6).

I valori massimi, 160 mV in estate e 255 mV in inverno, sono stati osservati nella zone retrodunali e nelle vicinanze delle aree agricole adiacenti (

Figura 5.4).

La distribuzione del pH è, al contrario, molto uniforme e mostra variazioni stagionali minime (7.2 in media in entrambe le stagioni). Tutti i valori misurati rientrano nell'intervallo della neutralità: i valori massimi sono pari a 7.8 e 7.6 e quelli minimi sono 6.8 e 7.0 (in estate e inverno, rispettivamente, Tabella 6).

Al tetto dell'acquifero, l'ossigeno disciolto è presente in media in quantità sensibilmente superiori in inverno (5.5 mg/l) che in estate (4.3 mg/l, Tabella 6). Il valori minimo estivo (1.3 g/l) è stato misurato presso t6, e quello massimo (6.2 g/l) in t16. I valori minimi invernali (1 e 1.5 mg/l) sono stati, rispettivamente, misurati presso t10 e t29 (Figura 5.1A), quelli massimi (9 mg/l) in t3 e t26.

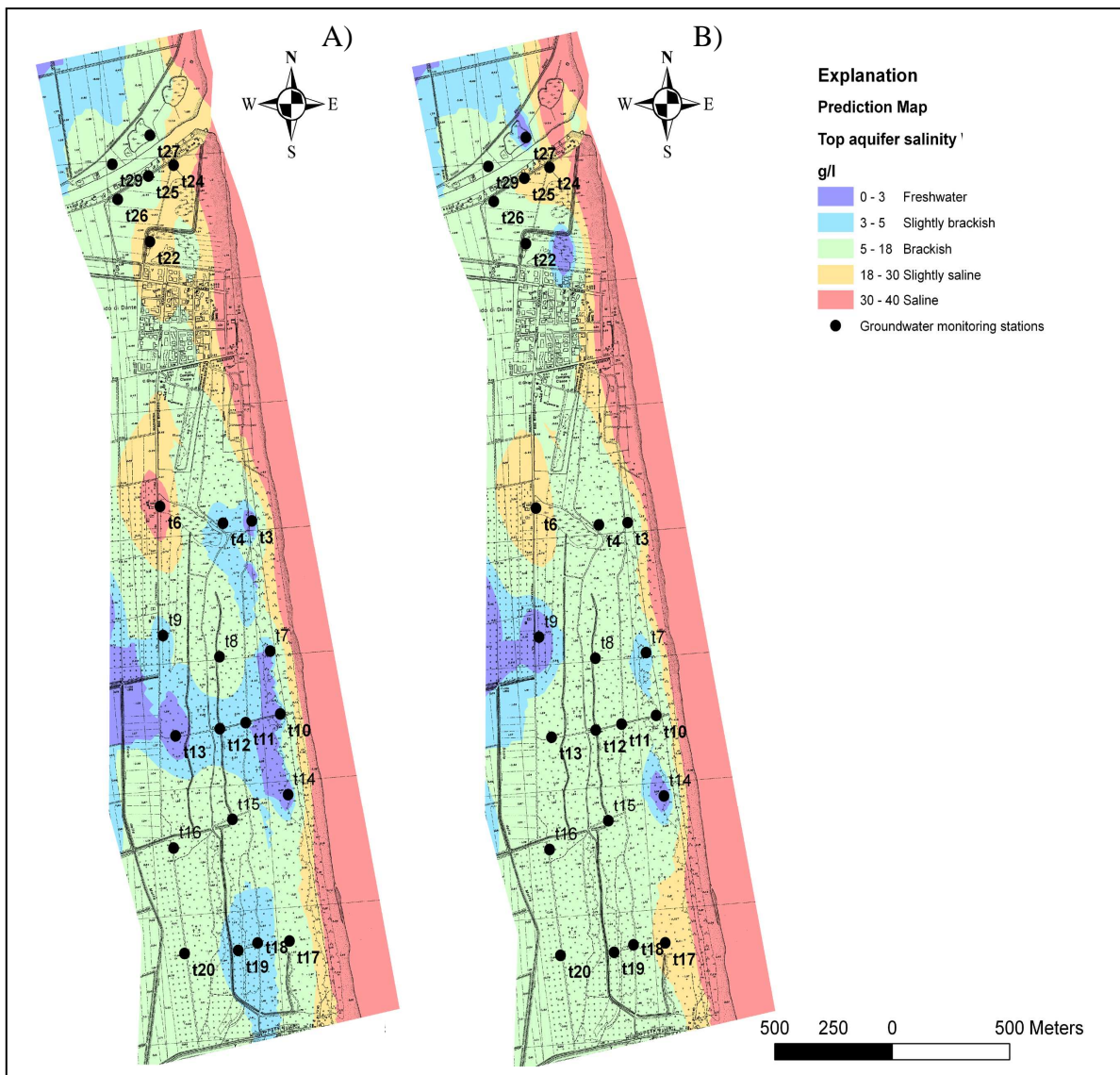


Figura 5.3-Carte della salinità (g/l) del tetto della falda in agosto 2008 (A) e marzo 2009 (B). In blu è rappresentata la distribuzione dell'area dolce e in rosso quella dell'acqua salina.

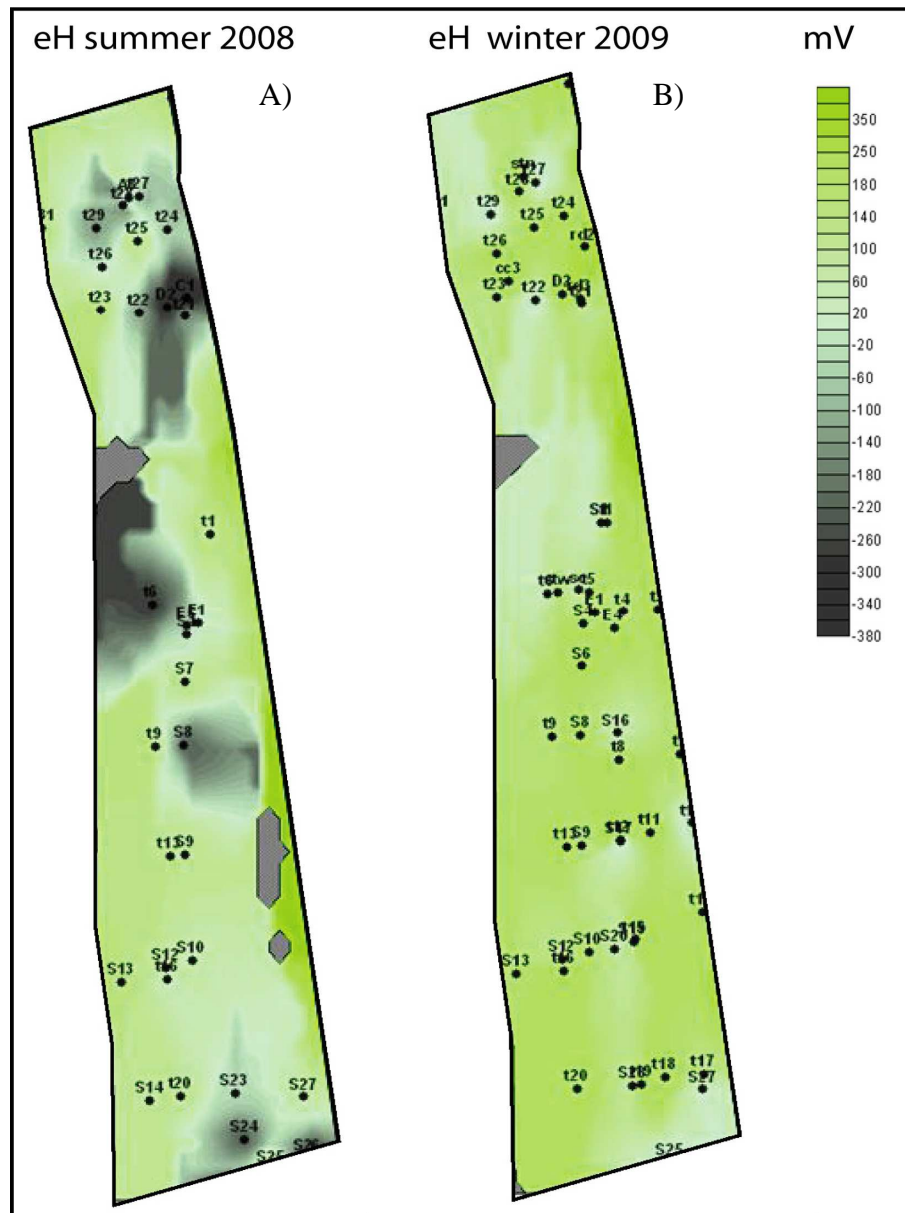


Figura 5.4. Carta della distribuzione del potenziale di ossidoriduzione al tetto dell'acquifero in agosto 2008 (A) e marzo 2009 (B). In figura sono riportati anche i punti di misura nelle acque superficiali, che influenzano maggiormente la distribuzione di questo parametro.

4. Parametri chimico-fisici della base dell'acquifero

La temperatura media estiva della base dell'acquifero è pari a 19.7 °C, mentre la media invernale corrisponde a 13.4 °C. Nel complesso, i valori sia estivi che invernali sono molto uniformi (Appendice 10.1 e Appendice 10.2, rispettivamente).

La salinità alla base dell'acquifero varia 17 g/l a 38 g/l, in agosto 2008, e da 11 g/l a 20 g/l in marzo 2009 (Appendice 10.1 e Appendice 10.2, rispettivamente).

Il valore medio corrisponde a 29.3 g/l in estate ed è quasi dimezzato in inverno (16.3 g/l). I valori minimi sono stati misurati nel piezometro ubicato nel retroduna, pz1 (

Figura 5.1) e corrispondono a ca 11 g/l in inverno e a ca 17 g/l in estate. I valori massimi sono stati misurati nel piezometro ubicato al centro della pineta (pz3) e corrispondono a 38 g/l in estate e a 20 g/l in inverno.

Il potenziale di ossidoriduzione alla base dell'acquifero è negativo e pari in media a -116.7 mV in estate e a -83.3 mV in inverno. In entrambe le stagioni i valori di questo parametro sono molto uniformi nei 3 piezometri campionati (Appendice 10.1 e Appendice 10.2), così come quelli del pH. Il pH medio della base dell'acquifero è 7.2, in estate, e 7.3, in inverno.

Nell'agosto 2008, l'ossigeno disciolto (BOD) è ca 2 mg/l nei PZ2-3, e pari a 5.8 mg/l nel PZ1 (Appendice 10.1).

Nel marzo 2009, l'ossigeno disciolto ha lo stesso andamento che in estate ed è pari a 3.5 mg/l nel PZ1 e a ca 1.5 mg/l nei PZ2-3 (Appendice 10.2).

5. Monitoraggio delle acque superficiali

Le acque superficiali dell'area di studio consistono di stagni e canali di drenaggio.

I parametri statistici (media, deviazione standard, valore minimo e massimo) relativi a entrambi i monitoraggi eseguiti sono elencati in

Tabella 7, e distinti per stagni e canali di drenaggio. Le acque superficiali mostrano parametri chimico-fisici molto eterogenei.

La salinità media estiva degli stagni è 26 g/l e quella dei canali di drenaggio è 21.4 g/l. La salinità massima della stagione è stata misurata presso lo stagno ubicato in pineta, ed è 45 g/l. La salinità minima è di 0.5 g/l, misurata in un canale di drenaggio confinante con la zona agricola (

Tabella 7). La salinità media invernale è 20.9 g/l negli stagni e 28.2 g/l nei canali di drenaggio. I valori massimi di questa stagione sono pari a 32.8 g/l nei canali di drenaggio e a

34.2 g/l negli stagni, e sono stati misurati nei corpi d'acqua superficiale della pineta. Quelli minimi, misurati presso la foce dei Fiumi Uniti, corrispondono a 5.2 g/l (stagni) e 21.8 g/l (canali di drenaggio).

Gli stagni sono leggermente basici (valori medi pari a 8.2 in estate e a 8.3 in inverno). Il pH medio dei canali di drenaggio è 7.9 in estate e 7.6 in inverno (Tabella 7).

Il potenziale di ossidoriduzione minimo misurato in agosto 2008 è pari a -255 mV nei canali di drenaggio a sud della pineta, e a -370 mV nello stagno presente all'interno della pineta. In questa stagione, i valori medi sono negativi negli stagni (-180.7 mV) e positivi nei canali (20.9 mV). In inverno i valori medi sono positivi: 200.3 mV negli stagni e 111.2 mV nei canali di drenaggio (

Tabella 7). I valori minimi misurati in marzo 2009 sono positivi negli stagni (24 mV) e negativi nei canali di drenaggio (-17 mV) ubicati a sud della pineta-L'ossigeno disciolto (BOD), misurato solo negli stagni, è in media 8.8 mg/l in estate e 8.6 mg/l in inverno (

Tabella 7). I valori minimi sia estivi che invernali sono stati misurati presso lo stesso punto dello stagno ubicato in pineta (SC: 7.3 mg/l e 4.5 mg/l, rispettivamente). I valori massimi sono stati misurati presso gli stagni presenti alla foce dei Fiumi Uniti: 10.4 mg/l in RD2 in agosto 2009 e 12 mg/l in STN in marzo 2009 (

Figura 5.1B).

Agosto 2008						
	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
Stagni						
min	18.6	28.1	15.0	8.0	-370.0	7.3
max	72.9	35.3	45.0	8.4	36.0	10.4
average	37.3	31.3	26.0	8.2	-180.7	8.8
s.d.	20.3	2.6	10.9	0.2	197.7	1.4
Canali di drenaggio						
min	0.8	19.0	0.5	7.3	-255.0	
max	49.3	30.6	34.3	8.7	156.0	
average	31.9	26.4	21.4	7.9	20.9	
s.d.	11.8	2.7	8.2	0.4	138.2	
Marzo 2009						
Stagni						
min	8.6	7.5	5.2	7.5	24.0	4.5
max	47.2	11.7	32.8	8.5	275.0	12.0
average	31.1	9.2	20.9	8.2	200.3	8.6
s.d.	14.4	1.5	10.3	0.3	92.0	2.6
Canali di drenaggio						
min	32.6	8.5	21.8	7.2	-17.0	
max	49.0	14.8	34.2	8.2	220.0	
average	41.2	11.4	28.2	7.6	111.2	
s.d.	4.1	1.8	3.1	0.3	81.5	

Tabella 7. Sintesi statistica (media deviazione standard, valore minimo e massimo) dei parametri chimico-fisici misurati in estate 2008 e marzo 2009 nelle acque superficiali: conduttività elettrica (EC), temperatura, salinità, pH, potenziale di ossidoriduzione e ossigeno disciolto (BOD).

Monitoraggio con *multilevel sampler* in piezometri totalmente filtranti (agosto 2009, marzo 2010)

In agosto 2009 e marzo 2010 sono stati eseguiti due ulteriori monitoraggi dell'acquifero con la tecnica del *multilevel sampler*, dettagliatamente descritta nel capitolo 3. Questa tecnica consente il campionamento dell'acquifero a varie profondità in piezometri completamente filtranti. La scelta delle profondità di campionamento all'interno dei piezometri verrà descritta e giustificata nella sezione seguente.

A questo scopo nella Primavera 2009 nell'area di studio sono stati installati 15 piezometri, totalmente filtranti e completamente penetranti l'acquifero freatico (profondi ca 6 m dal piano campagna), nei 12 punti di misura più rappresentativi dei 29 campionati in agosto 2008 e marzo 2009 con la tecnica *dell'auger hole sampling*.

L'ubicazione dei 12 piezometri installati nell'acquifero freatico è rappresentata in Figura 5.5.



Figura 5.5. Ubicazione dei piezometri installati nell'acquifero freatico nella Primavera 2009. I piezometri sono totalmente filtranti e penetrano completamente l'acquifero freatico, la loro profondità è di ca 6 m dal piano campagna. I piezometri sono stati campionati con la tecnica del *multilevel sampler*.

In ognuno dei piezometri sono stati misurati il livello freatico, la temperatura, la conduttività elettrica, il pH e il potenziale di ossidoriduzione. I parametri chimico-fisici sono stati misurati alla base, al tetto e in un punto intermedio dell'acquifero.

I risultati dei due rilievi sono presentati nelle sezioni che seguono con carte tematiche relative alle tre diverse profondità di campionamento, costruite con le stesse tecniche usate per interpolare i dataset dei monitoraggi precedenti (*radial basis function* per la profondità della falda e *inverse distance to the power* per gli altri parametri, entrambi con *smoothing factor* nullo).

I valori stagionali misurati alla tre profondità sono elencati in altrettante tabelle: Appendice 10.5, Appendice 10.6, e Appendice 10.7 per il monitoraggio di Agosto 2009; Appendice 10.8, Appendice 10.9 e Appendice 10.10, per il monitoraggio di Marzo 2010.

In agosto 2009 e marzo 2010 sono stati monitorati nuovamente i 18 punti di misura dei parametri chimico-fisici nei canali di drenaggio e i 6 punti negli stagni, rilevati nei monitoraggi precedenti e indicati in

Figura 5.1. I risultati sono presentati in una sezione dedicata ed elencati in Appendice

1. Criteri di selezione delle profondità di campionamento

In entrambe le stagioni di monitoraggio i parametri chimico-fisici dell'acquifero freatico (conduttività elettrica, temperatura, pH e potenziale di ossidoriduzione) sono stati misurati a tre diverse profondità all'interno dei piezometri.

Lo spessore della parte filtrante del *multilevel sampler*, da cui viene pompata acqua in superficie, è pari a 0.3 m: i campionamenti corrispondono, dunque, a tre intervalli di profondità all'interno dell'acquifero, con spessore pari a 0.3 m.

I tre intervalli di profondità sono stati determinati sulla base di tre fattori:

- il modello concettuale della distribuzione di acqua dolce e acqua salata negli acquiferi costieri, descritto nel capitolo 1. In sintesi, secondo questo modello il tetto dell'acquifero è caratterizzato dalla presenza di una lente di acqua dolce, con densità minore dell'acqua di mare, che si incunea alla base dell'acquifero. L'interfaccia tra queste due masse d'acqua a diversa densità non è netta, ma costituita da una zona di mixing di spessore variabile. Inoltre, lo spessore della lente di acqua dolce oscilla stagionalmente, in accordo con la distribuzione degli eventi piovosi che ricaricano di acqua meteorica l'acquifero freatico.
- I risultati dei due rilievi precedenti (agosto 2008 e marzo 2009), che hanno mostrato come in diversi punti di misura la salinità dell'acqua al tetto dell'acquifero sia già elevata e molto variabile (3-40 g/l). Questo risultato suggerisce che lo spessore della lente di acqua dolce, dove presente, sia ridotto (centimetrico o al massimo decimetrico). Allo stesso tempo, i rilievi dei 3 piezometri filtranti nell'ultimo metro indicano che alla base dell'acquifero freatico la salinità dell'acqua è ancora più elevata ed è variabile da 11 a 38 g/l.
- I risultati di due rilievi speditivi, eseguiti preliminarmente al rilievo con il *multilevel sampler* in entrambi i monitoraggi (agosto 2009 e marzo 2010), che consistono in dei

profili verticali di conduttività elettrica effettuati all'interno dei piezometri con un conducimetro standard. L'obiettivo di questo rilievo è determinare la presenza e la profondità di interfacce (nette o graduali) tra livelli a diversa salinità lungo la colonna d'acqua presente nel piezometro. I profili così ottenuti costituiscono una stima approssimativa dell'andamento verticale della salinità, in quanto la colonna d'acqua presente all'interno del piezometro è soggetta a fenomeni di "stratificazione" della concentrazione del soluto (Balugani & Antonellini, 2010). L'indicazione fornita dai profili è, tuttavia, molto utile per la pianificazione del campionamento con il *multilevel sampler*.

I profili verticali di conduttività elettrica eseguiti nella stagione estiva indicano che i piezometri possono essere suddivisi in due macrocategorie, caratterizzate da andamenti diversi della salinità lungo la colonna d'acqua presente all'interno del piezometro.

I profili dei piezometri PZ6-9, appartenenti al primo gruppo, sono rappresentati in

Figura 5.6. A questo gruppo appartiene anche il piezometro PZ5.

I piezometri PZ5-9 hanno un profilo verticale in cui la conduttività elettrica del tetto dell'acquifero (sempre minore di 18 mS/cm) è significativamente inferiore a quella della base (compresa tra i 19 e i 38 mS/cm). Questi due livelli sono intervallati da un tratto intermedio in cui la conduttività elettrica aumenta in modo graduale. Lo spessore della zona a conduttività elettrica inferiore al tetto dell'acquifero è molto sottile e varia da 0.25 m (PZ5-8) fino ad un massimo di 0.5 m (PZ9). La zona di mixing graduale inizia, conseguentemente, a profondità variabile dalla superficie freatica (0.25-0.5 m) e termina a profondità comprese tra 1 (PZ7) e 1.5 m (PZ5-6 e PZ 8-9) rispetto al livello della falda. Al termine della zona di mixing, la conduttività elettrica si stabilizza intorno ad un valore, che rimane costante fino alla base dell'acquifero. In questo gruppo di piezometri, la conduttività elettrica in questo tratto di foro è, comunque, inferiore a quella dell'acqua di mare (19-38 mS/cm vs. 57 mS/cm).

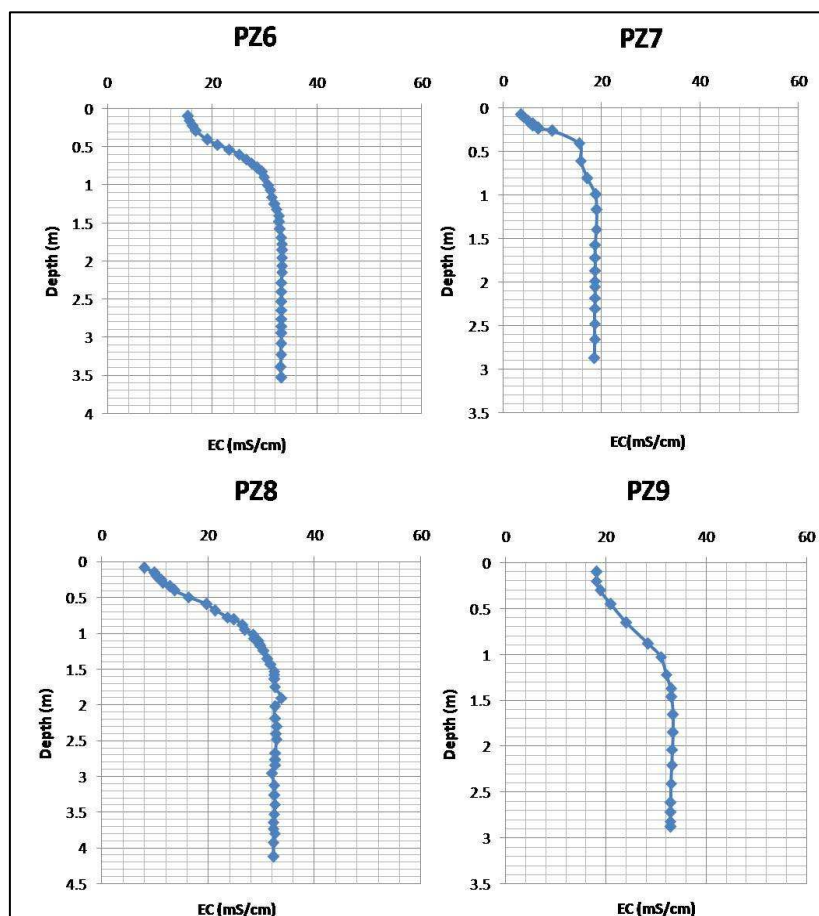


Figura 5.6. Profili verticali di conduttività elettrica eseguiti all'interno dei piezometri numero 6-9 in agosto 2009. I profili sono stati effettuati con un conducimetro standard preliminarmente al rilievo con *multilevel sampler*.

Al secondo gruppo appartengono 7 piezometri: PZ4, PZ10-12 e PZ14-16. Tra questi, i profili dei PZ10-12 e PZ16, sono i più significativi per il loro andamento caratteristico e sono rappresentati in

Figura 5.7. In questi piezometri la conduttività elettrica è piuttosto uniforme lungo la colonna d'acqua presente nel piezometro, mentre presenta variazioni molto ampie da piezometro a piezometro: nel PZ10 rimane costante intorno ai 58 mS/cm (valore massimo registrato) e nel PZ 11 rimane costante intorno ai 2 mS/cm. Alcuni profili mostrano valori di conduttività elettrica complessivamente costanti dal tetto alla base dell'acquifero (PZ11, PZ15, PZ16), in altri è possibile osservare qualche variazione di minore entità lungo la

verticale: ad esempio, PZ4, PZ10 e PZ15 hanno conduttività elettrica sensibilmente maggiore al tetto rispetto al resto della colonna d'acqua.

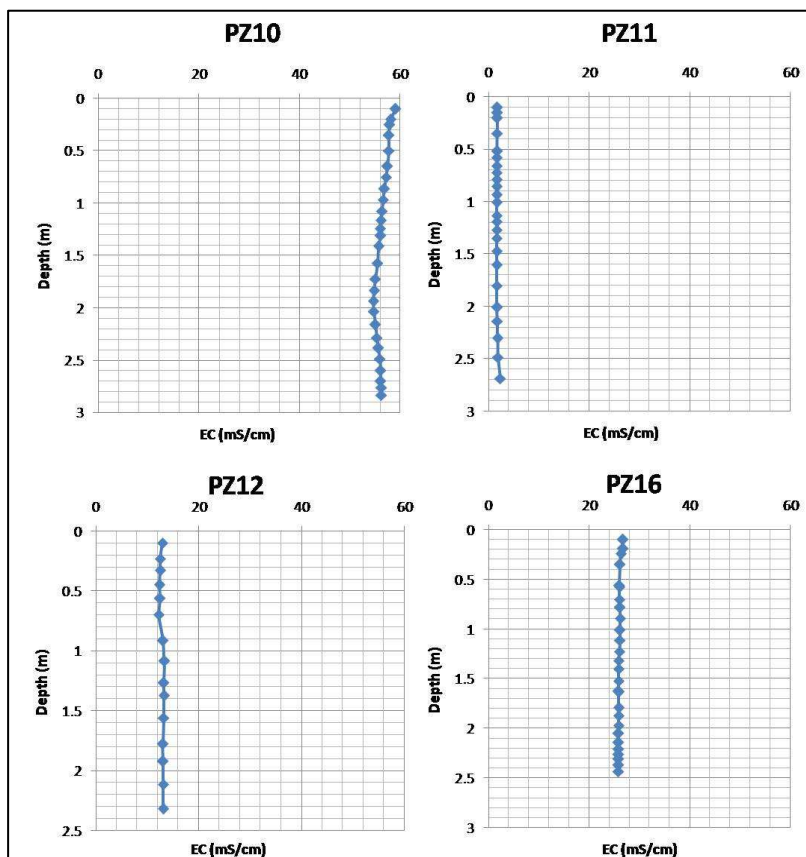


Figura 5.7. Profili verticali di conduttività elettrica eseguiti all'interno dei piezometri numero 10-12 e 16 in agosto 2009. I profili sono stati effettuati con un conducimetro standard preliminarmente al rilievo con *multilevel sampler*.

I profili verticali di conduttività elettrica eseguiti nella stagione invernale possono essere anch'essi suddivisi in due macrocategorie.

I profili dei piezometri numero 4-7 e 9-10, appartenenti al primo gruppo, sono rappresentati in Figura 5.8 e presentano caratteristiche simili a quelle del primo gruppo individuato nella stagione estiva: la conduttività elettrica del tetto dell'acquifero è significativamente inferiore a quella della base, e la zona di mixing mostra un aumento graduale della conduttività elettrica. Ad eccezione del PZ10, più salino, i valori di conduttività elettrica del tetto dell'acquifero sono minori di 10 mS/cm, e quelli della base sono compresi tra i 23 e i 43 mS/cm. Lo spessore di questo livello è esiguo e varia da un minimo di 0.3 m dalla superficie freatica nel PZ7 fino a 0.4-0.5 m negli altri piezometri appartenenti a questo gruppo. La zona

di mixing, si estende fino a profondità variabile dalla superficie freatica: 1.5 m nei PZ4-5 e PZ9, 2 m nei PZ6 e PZ10 e 2.5 nel PZ7 rispetto al livello della falda. Come nel rilievo estivo, al termine della zona di mixing la conduttività elettrica si stabilizza intorno ad un valore di conduttività elettrica generalmente inferiore a quella del mare (57 mS/cm), fa eccezione il PZ10, in cui la conduttività elettrica alla base dell'acquifero è di poco maggiore di 60 mS/cm.

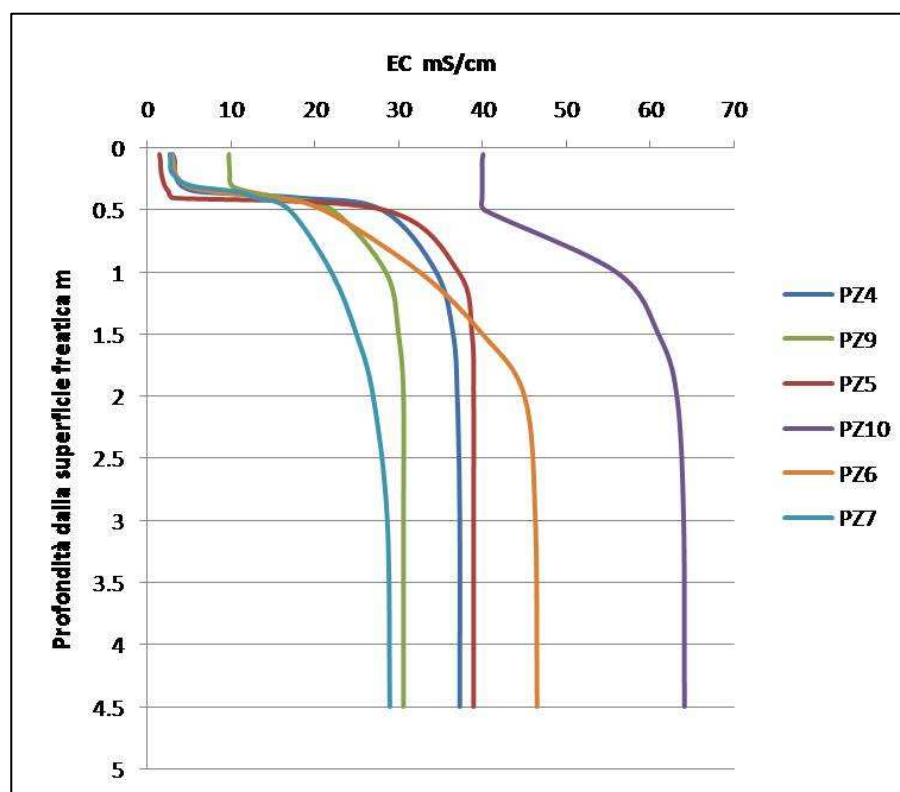


Figura 5.8. Profili verticali di conduttività elettrica (EC in mS/cm) eseguiti all'interno dei piezometri numero 4-7 e 9-10 in marzo 2010. I profili sono stati effettuati con un conducimetro standard preliminarmente al rilievo con *multilevel sampler*.

Al secondo gruppo individuato nel Marzo 2010 appartengono 5 piezometri: PZ8, PZ11-12 e PZ15-16 (Figura 5.9). Come nel rilievo estivo, in alcuni di questi la conduttività elettrica è piuttosto uniforme lungo la colonna d'acqua presente nel piezometro (PZ15 e PZ11). Gli altri piezometri hanno conduttività elettrica del tetto dell'acquifero inferiore a quella della base, ma sono caratterizzati dalla presenza di una zona di mixing irregolare rispetto a quella del primo gruppo. Il PZ12 ha un'interfaccia molto netta tra il tetto dell'acquifero (3 mS/cm nei primi 0.3 m della colonna d'acqua) e la base (20 mS/cm a partire da 0.4 m di profondità dalla superficie freatica). Al contrario, il PZ8 presenta una zona di mixing molto ampia,

compresa tra 0.5 m e 3.5 m dalla superficie freatica, in cui la conduttività elettrica aumenta di un ordine di grandezza (da 5-50 mS/cm). Nel PZ16 la zona di mixing è altrettanto estesa, ma presenta variazioni non graduali di conduttività elettrica da 10 a 20 mS/cm.

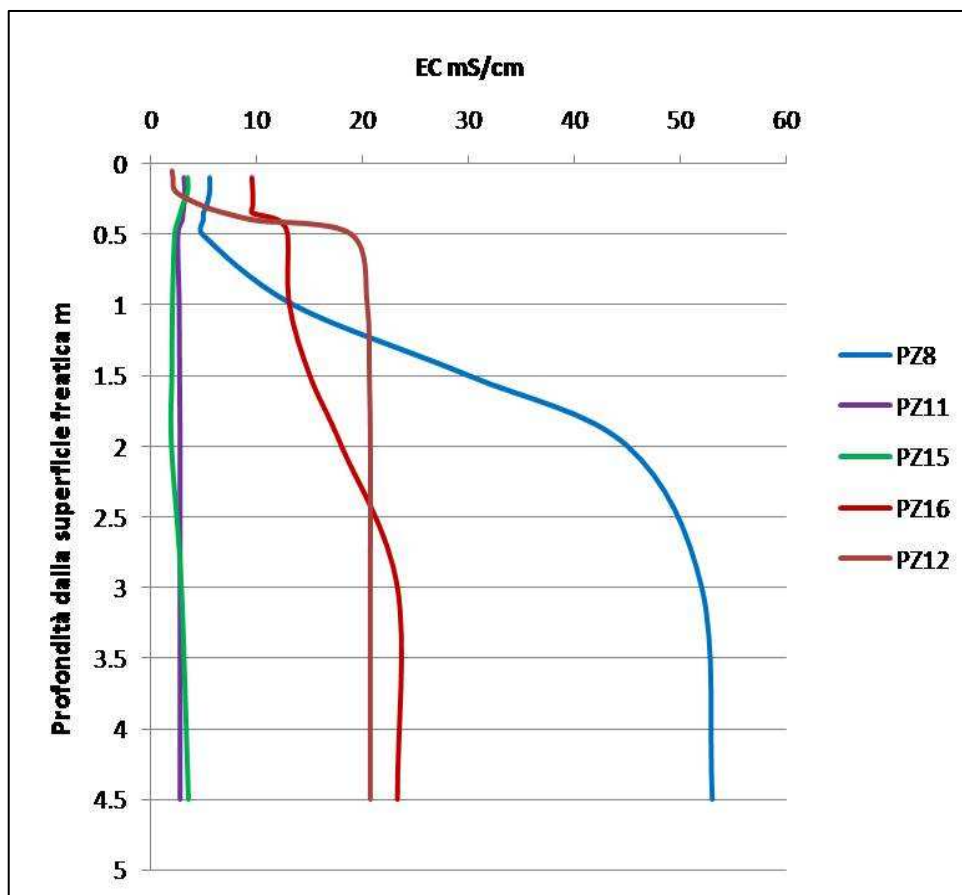


Figura 5.9. Profili verticali di conduttività elettrica (EC in mS/cm) eseguiti all'interno dei piezometri numero 8, 11-12 e 15-16 in marzo 2010. I profili sono stati effettuati con un conducimetro standard preliminarmente al rilievo con *multilevel sampler*.

Sulla base di questi risultati, la profondità del tratto di foro in cui è stata monitorata la base dell'acquifero è quella massima raggiungibile: ca 5.5-5.8 m dal piano campagna per tutti i piezometri installati, fatta eccezione per i PZ4-5, che non sono completamente penetranti l'acquifero, in cui la profondità massima campionabile è pari a 3.5-3.8 m dal piano campagna.

La profondità del tratto di foro in cui è possibile monitorare il tetto dell'acquifero con il *multilevel sampler* è ca 0-0.3 m dalla superficie freatica. In accordo con i profili preliminari eseguiti col conducimetro standard in agosto 2009 (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**) e marzo 2010 (

Figura 5.8 e

Figura 5.9), questo intervallo di campionamento è stato ritenuto accettabile solo per il rilievo invernale (marzo 2010).

Al contrario, il rilievo estivo (agosto 2009) del tetto dell'acquifero è stato nuovamente eseguito con la tecnica dell'*auger hole sampling*, che consente di campionare un intervallo con spessore minore (0-0.2 m). I punti di misura campionati con l'*auger hole sampling* sono ubicati a ca 1 m di distanza dai piezometri di Figura 5.5.

Il monitoraggio della zona di mixing è stato eseguito in entrambe le stagioni con la tecnica del *multilevel sampling*. La profondità dell'intervallo di campionamento è stata stabilita con criteri diversi in agosto 2009 e marzo 2010. Nel rilievo estivo la zona di mixing è stata campionata in un intervallo a profondità costante, pari a 0.1-0.4 m dalla superficie freatica. In marzo 2010 la profondità dell'intervallo di campionamento della zona di mixing è stata diversa per ogni piezometro (Appendice 10.9), e stabilita sulla base del profilo verticale di salinità del piezometro, ottenuto preliminarmente al rilievo con il *multilevel sampler*.

2. **Profondità della falda**

Le misure di soggiacenza della falda eseguite presso i piezometri sono state convertite in valori di profondità della falda rispetto al livello medio marino sulla base dei dati di altitudine estratti dal modello digitale di elevazione del terreno del Comune di Ravenna (2005). Il modello digitale di elevazione del terreno, costruito con dati LIDAR del 2004, è stato descritto nel capitolo 4 (Figura 4.1).

I valori di profondità della falda così calcolati sono stati utilizzati per la costruzione di due carte tematiche stagionali, rappresentate in Figura 5.10, la cui legenda indica che le aree in cui la falda freatica è più depressa sono rappresentate in blu, mentre le aree in cui la superficie freatica si trova al di sopra del livello marino, indicato in turchese, sono rappresentate in verde.

Nelle carte di Figura 5.10 è possibile osservare che:

- il flusso nell'acquifero procede da Est verso Ovest in entrambe le stagioni di campionamento,
- da agosto a marzo la falda è risalita in media di ca 1 m,
- in gran parte dell'area di studio il livello di falda è uguale o minore al livello medio marino.

La profondità della falda in agosto 2009 varia da un minimo di oltre -2 m slm nella parte sudoccidentale dell'area di studio a un massimo di oltre 1.5 m slm presso la foce dei Fiumi Uniti.

La profondità della falda in marzo 2010 varia da un minimo di oltre -1 m slm nella parte sudoccidentale dell'area di studio ad un massimo di oltre 2 m slm.

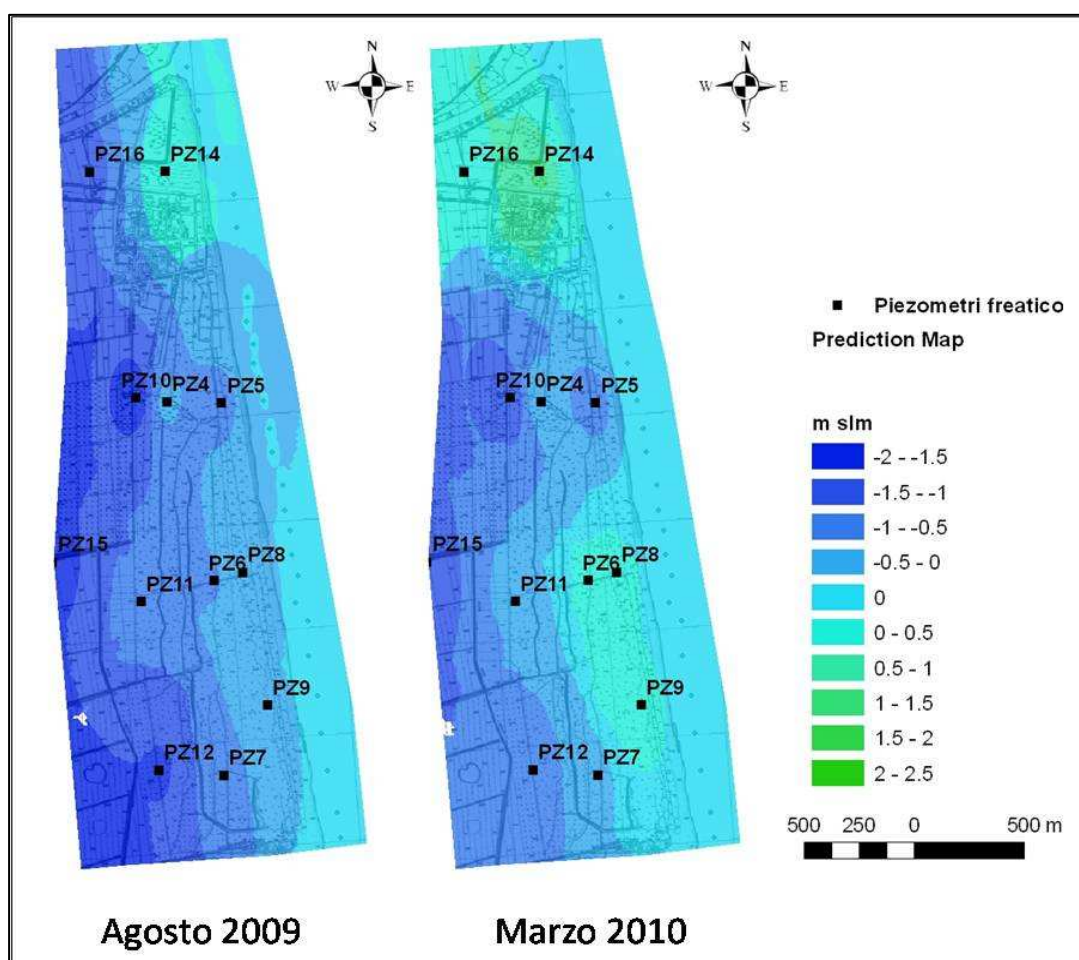


Figura 5.10. Carta della profondità della falda, rispetto al livello medio marino, in agosto 2009 (A) e in marzo 2010 (B). In blu sono rappresentate le profondità inferiori al livello marino, indicato in turchese. In verde sono rappresentate le profondità superiori al livello medio marino.

3. *Salinità e temperatura del tetto dell'acquifero*

La temperatura media del tetto dell'acquifero in Agosto 2009 è pari a 23.3 °C (Appendice 10.5), e corrisponde a 11.9 °C in marzo 2010 (Appendice 10.6). La temperatura nella zona di mixing in agosto 2009 è del tutto analoga a quella misurata al tetto dell'acquifero (Appendice 10.7), e in marzo 2010 è di 12.3 °C (Appendice 10.8). La temperatura media

della base dell'acquifero è di 22.8 °C in estate, Appendice 10.9, e di 13.0 °C in inverno (Appendice 10.10).

Nel complesso, la temperatura dell'acquifero è piuttosto uniforme e i valori minimi e massimi misurati stagionalmente alle 3 profondità non si discostano molto dalle rispettive medie. Ciononostante, nelle carte della distribuzione di questo parametro in agosto 2009 (Figura 5.11) e in marzo 2010 (

Figura 5.12) è possibile osservare alcune variazioni significative.

In estate, i valori minimi di temperatura della base dell'acquifero (19.5 °C) sono stati misurati nella fascia più orientale dell'area di studio (retroduna), mentre quelli minimi della zona di mixing e del tetto dell'acquifero (21.4 °C) sono stati misurati presso l'area più occidentale dell'area di studio. Presso la foce dei Fiumi Uniti le temperature più basse sono state misurate verso l'entroterra a tutte le profondità di campionamento. Le temperature più alte del tetto dell'acquifero sono state osservate presso PZ4, PZ6, PZ12 e PZ14, in cui i valori sono superiori ai 24 °C. Le temperature più alte della base dell'acquifero sono anch'esse maggiori di 24 °C e sono state misurate presso PZ4, PZ8 e PZ10.

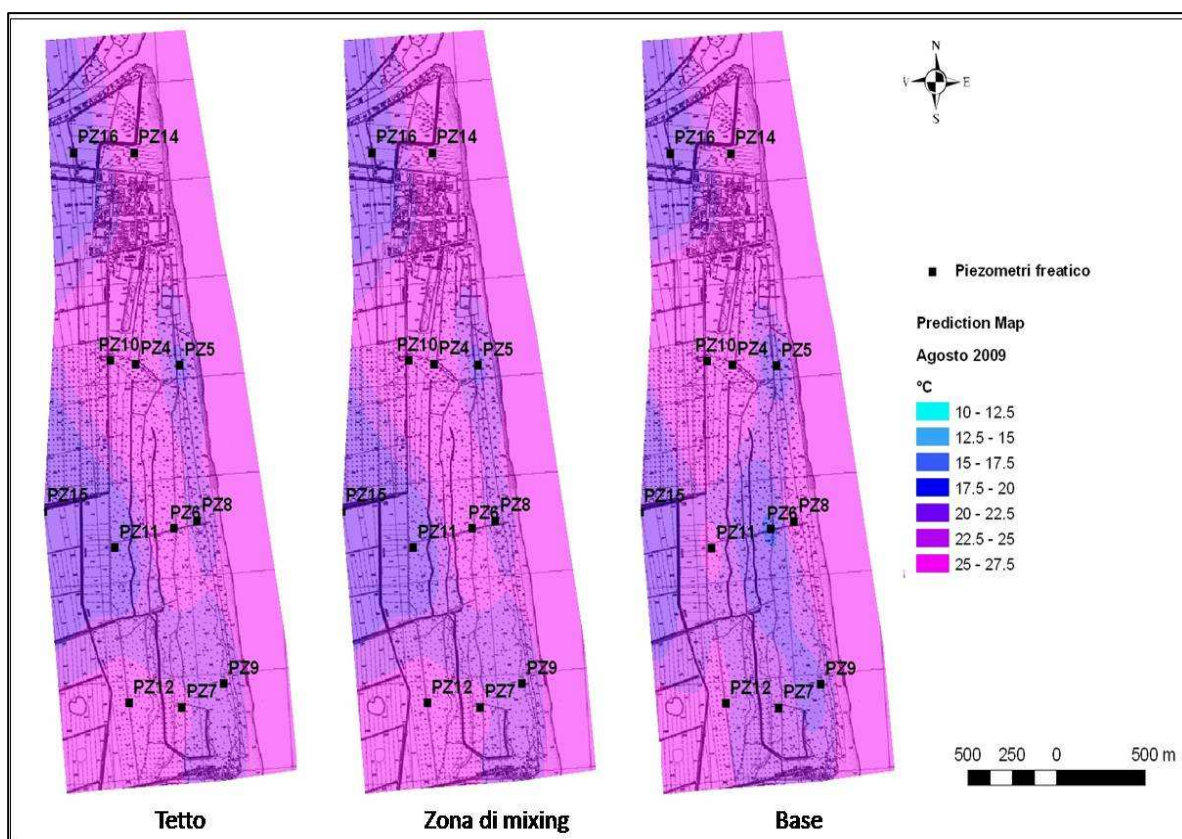


Figura 5.11. Carte della distribuzione della temperatura (°C) nel tetto, nella zona di mixing e nella base dell'acquifero in agosto 2009.

In inverno le temperature più alte della base dell'acquifero sono state misurate nel PZ4 (15.5 °C), che si trova al centro di un'area contraddistinta da temperature maggiori di 13 °C. La temperatura della zona di mixing è superiore a 13 °C. in un'area abbastanza estesa, che va dal PZ14 (a nord) fino ai PZ6 e PZ8, al centro della pineta costiera. La temperatura del tetto della falda è molto uniforme e supera i 13 °C solo presso il PZ4.

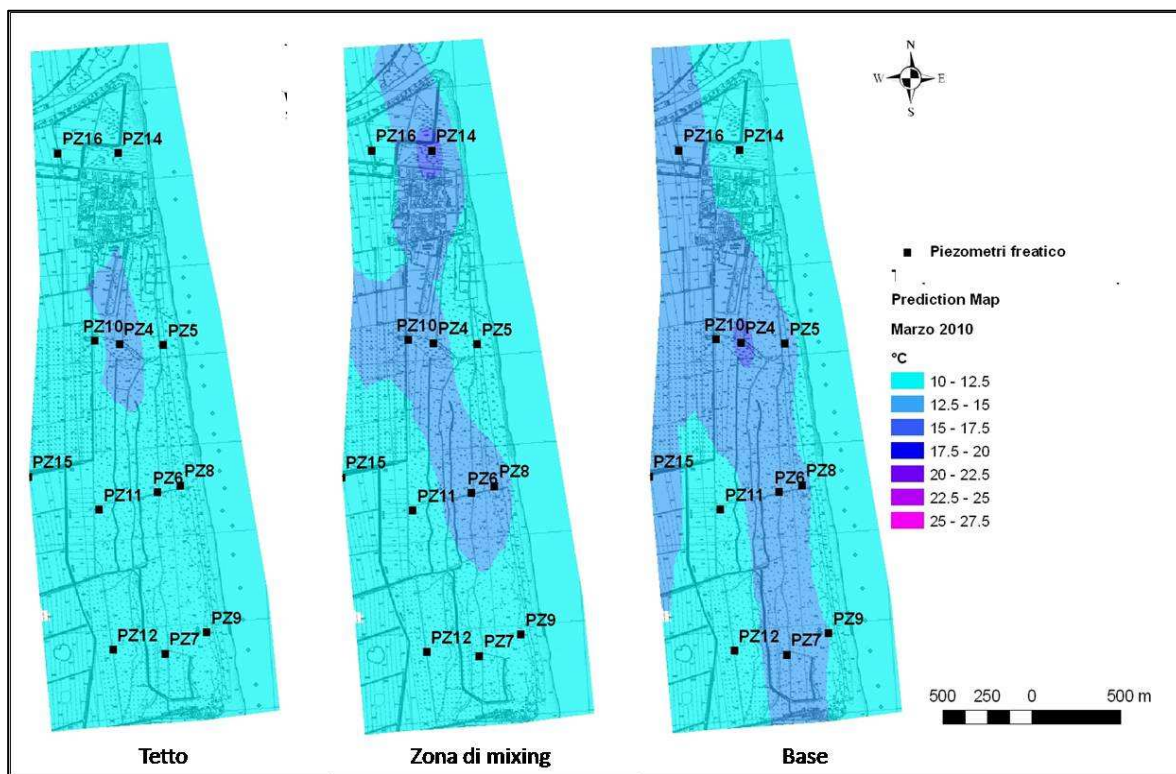


Figura 5.12. Carte della distribuzione della temperatura (°C) nel tetto, nella zona di mixing e alla base dell'acquifero nel marzo 2010.

Le misure di conduttività elettrica e temperatura sono state convertite in valori di salinità (g/l) secondo il metodo pubblicato dall'UNESCO (1983).

Nell' agosto 2009, la salinità del tetto dell'acquifero varia da valori minimi di ca 1 g/l (PZ11 e PZ15) a valori massimi di 24 e 36 g/l (PZ4 e PZ10, rispettivamente), ed è in media pari a 10 g/l (Appendice 10.5). I valori massimi e minimi di salinità nella zona di mixing sono stati misurati negli stessi piezometri. A questa profondità, i valori molto bassi di salinità registrati in PZ11 e PZ15 sono sostanzialmente invariati. Al contrario, i valori massimi di salinità misurati al tetto della falda in PZ4 e PZ10, diminuiscono nella zona di mixing e corrispondono a 21.4 g/l e 31 g/l (Appendice 10.6). La salinità media della zona di mixing (8.5 g/l) è, infatti, di poco inferiore a quella del tetto dell'acquifero (10 g/l) e la salinità

media della base dell'acquifero è pari a 18 g/l. Il valore massimo alla base dell'acquifero è stato misurato presso PZ10 (31.5 g/l). Salinità nettamente superiori alla media (> 24 g/l) sono state osservate anche in PZ5-6 (Appendice 10.7). I valori minimi di salinità alla base dell'acquifero sono stati misurati nuovamente presso PZ11 e PZ15 ed eguagliano quelli registrati al tetto della falda e nella zona di mixing in questi stessi piezometri.

Nel marzo 2010, la salinità media del tetto dell'acquifero è pari a 8.6 g/l (Appendice 10.8). La salinità media aumenta a 17 g/l nella zona di mixing (Appendice 10.9) e a 24 g/l alla base dell'acquifero (Appendice 10.10). Nel monitoraggio invernale, i valori minimi e massimi di salinità sono stati osservati negli stessi piezometri che nel rilievo estivo: i PZ11 e PZ15, che hanno la stessa salinità in tutti i livelli campionati (1.5 g/l); e il PZ10, che ha quelle più alte. La salinità massima del tetto dell'acquifero è pari a 28 g/l (PZ10), quella della zona di mixing è di 35 g/l (PZ10 e PZ5) e quella alla base dell'acquifero corrisponde a 45 g/l (PZ10). Alla base dell'acquifero, salinità molto elevate (>30 g/l) sono state misurate anche in altri piezometri (PZ4-6 e PZ8-9).

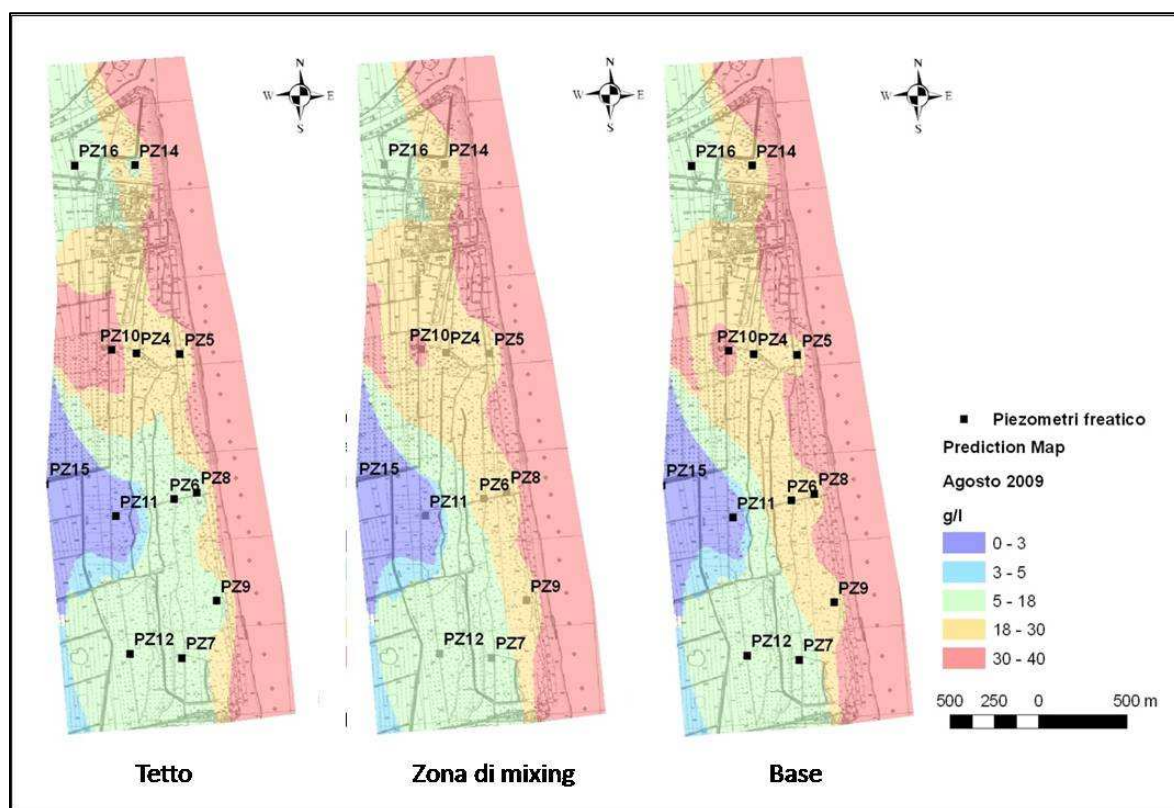


Figura 5.13. Carte della distribuzione della salinità (g/l) nel tetto, nella zona di mixing e nella base dell'acquifero in agosto 2009. In blu è rappresentata la distribuzione dell'acqua dolce e in rosso quella dell'acqua salina.

Le carte di Figura 5.13 mostrano la distribuzione della salinità estiva ai tre livelli di profondità campionati, le carte di Figura 5.14 sono relative al monitoraggio invernale. In entrambe le figure, la classificazione delle acque in base alla salinità è la stessa usata per rappresentare i risultati dei rilievi di agosto 2008 e marzo 2009, precedentemente descritti.

Le carte di salinità mostrano come gran parte dell'area di studio sia caratterizzata dalla presenza di acque salmastre e debolmente saline per tutto lo spessore dell'acquifero nell'agosto 2009. Nel marzo 2010, le acque di falda sono prevalentemente salmastre al tetto e nella zona di mixing. L'acquifero è prevalentemente salino alla base. La presenza di acqua dolce (salinità <3 g/l) si osserva nell'area compresa tra PZ11 e PZ15, in cui si ha acqua dolce dal tetto alla base dell'acquifero, sia in estate che in inverno. In entrambe le stagioni di campionamento, l'area più salinizzata è quella centrale, ubicata tra PZ5 e PZ10. Nel marzo 2010, acque saline alla base dell'acquifero sono state anche osservate in tutta la fascia sudorientale dell'area di studio (PZ6, PZ8 e PZ9).

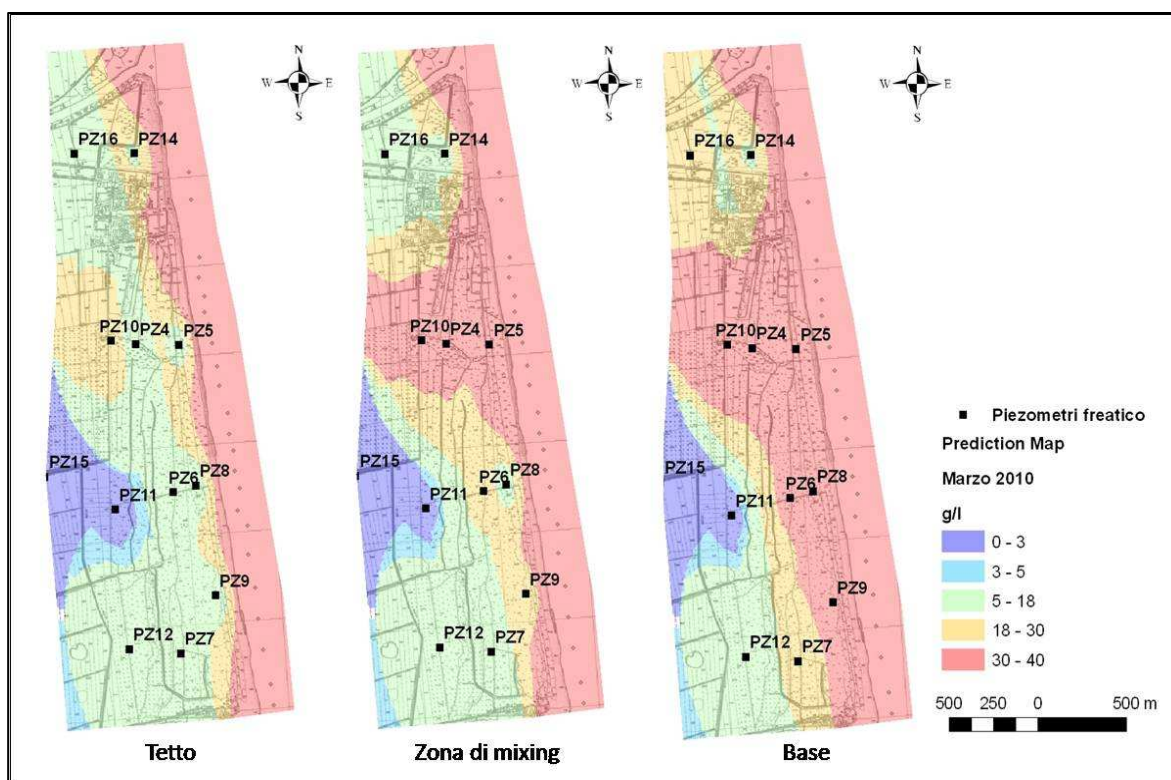


Figura 5.14. Carte della distribuzione della salinità (g/l) nel tetto, nella zona di mixing e nella base dell'acquifero in marzo 2010. In blu è rappresentata la distribuzione dell'acqua dolce e in rosso quella dell'acqua salina.

4. *Distribuzione del potenziale di ossidoriduzione*

Il potenziale di ossido-riduzione medio è nettamente negativo a tutte le profondità di campionamento in inverno (< -120 mV). In questa stagione il potenziale redox medio diminuisce dal tetto (-120 mV) verso la base (-187 mV) dell'acquifero. Al contrario, in estate è prossimo a zero per tutto lo spessore dell'acquifero in estate (ca -10 mV).

I valori minimi estivi sono stati misurati presso PZ10 al tetto dell'acquifero (-53.2 mV, Appendice 10.5), presso PZ16 nella zona di mixing (-32 mV, Appendice 10.6) e in PZ6 alla base dell'acquifero (-32 mV, Appendice 10.7). Al tetto dell'acquifero è stato misurato un unico valore positivo nel PZ6 (1.8 mV). Nella zona di mixing i valori di potenziale di ossidoriduzione più alti sono stati osservati presso PZ14 (29 mV), mentre alla base dell'acquifero sono stati misurati in PZ16 (8 mV).

Il valore minimo invernale del tetto dell'acquifero è stato misurato presso PZ16 (-380 mV, Appendice 10.8), quello della zona di mixing sono stati osservati in PZ10 (-340 mV, Appendice 10.9). Alla base dell'acquifero il valore più basso del potenziale di ossidoriduzione si osserva di nuovo in PZ10 (-360 mV, Appendice 10.10). I valori più alti sono stati misurati presso PZ11 alla base dell'acquifero e nella zona di mixing (188 e 190 mV, rispettivamente). Il massimo potenziale di ossidoriduzione al tetto dell'acquifero è quello misurato in PZ14: 283 mV.

La variazione stagionale del potenziale di ossidoriduzione nell'acquifero è rappresentata nelle carte tematiche di

Figura 5.15 (agosto 2009) e Figura 5.16 (marzo 2010). Nell'agosto 2009, il potenziale di ossidoriduzione al tetto dell'acquifero è negativo in prossimità della parte centro-settentrionale dell'area di studio, quella in cui sono presenti gli stagni, e positivo nel resto della pineta costiera. Nella zona di mixing, il potenziale di ossido-riduzione è prossimo a zero in gran parte dell'area di studio, è francamente negativo nella porzione più meridionale e positivo solo in PZ5 e PZ15. Il potenziale di ossidoriduzione alla base dell'acquifero è negativo in un'ampia zona che si estende da nord a sud dell'area di studio. A questa profondità, il potenziale di ossidoriduzione è prossimo a zero in PZ11 e PZ15 (fascia sudoccidentale) e positivo solo in PZ5.

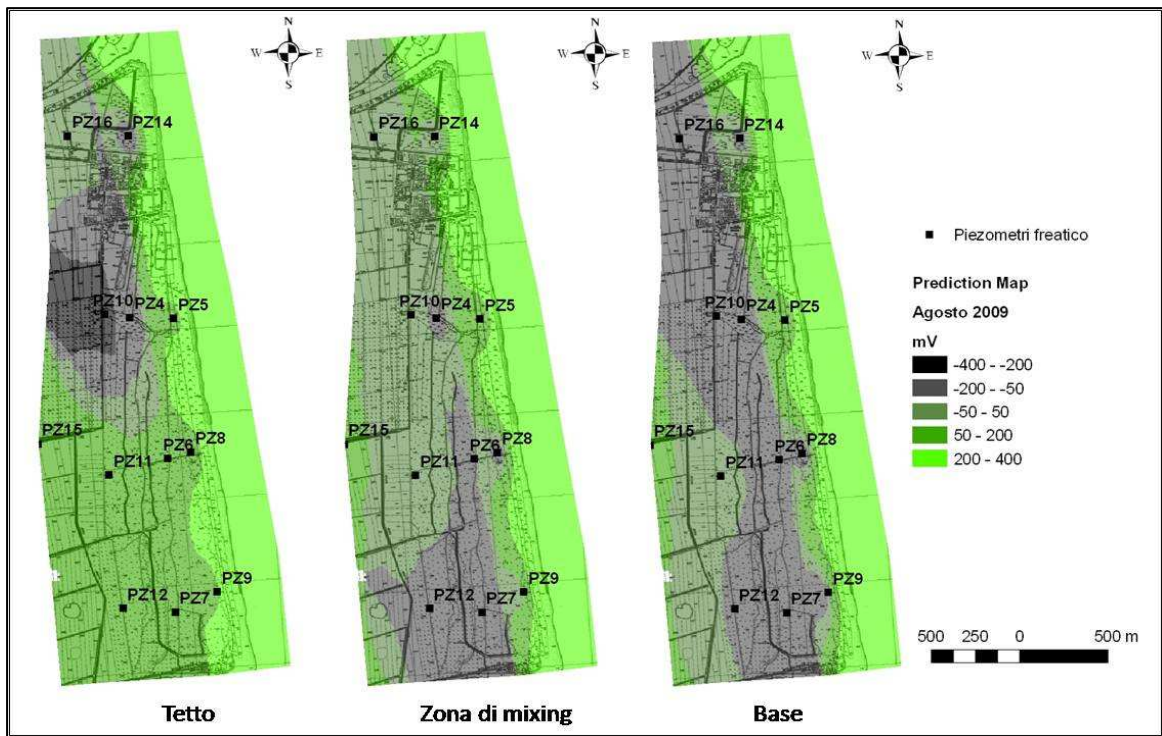


Figura 5.15. Carta della distribuzione del potenziale di ossidoriduzione (Eh in mV) al tetto, nella zona di mixing e alla base dell'acquifero in agosto 2009. In nero sono rappresentati i valori di Eh negativi e in verde quelli positivi.

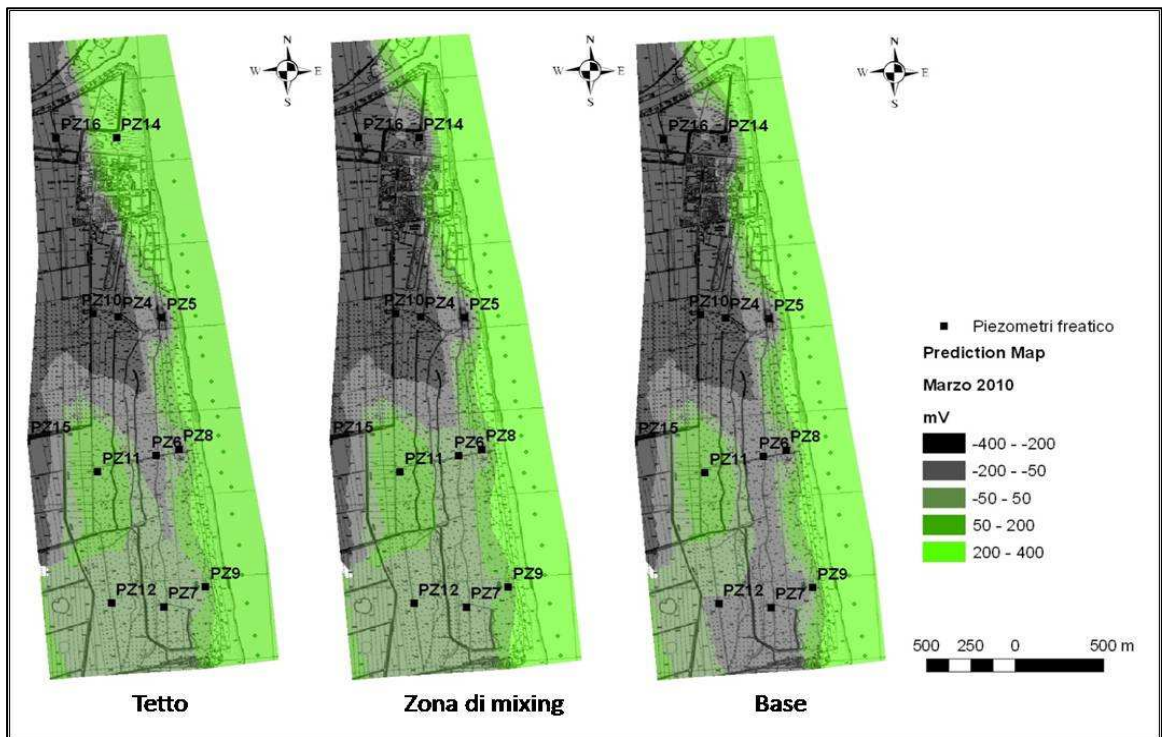


Figura 5.16. Carta della distribuzione del potenziale di ossidoriduzione (Eh in mV) al tetto, nella zona di mixing e alla base dell'acquifero in marzo 2010. In nero sono rappresentati i valori di eh negativi e in verde quelli positivi.

Nel marzo 2010, il potenziale di ossidoriduzione nella porzione nordoccidentale dell'area di studio è nettamente negativo (<-200 mV) a tutte le profondità di campionamento (Figura 5.16). Alla base dell'acquifero il potenziale di ossidoriduzione è negativo (<-50 mV) nella quasi totalità degli altri piezometri: fa eccezione il PZ11, in cui il potenziale di ossidoriduzione è positivo per tutto lo spessore dell'acquifero. Nella zona di mixing, l'Eh è compreso tra 50 e -50 mV nei restanti piezometri. Al tetto dell'acquifero, la distribuzione del potenziale di ossidoriduzione è analoga a quella della zona di mixing, ma presenta un secondo punto di misura francamente positivo, il PZ14.

5. Distribuzione del pH

La distribuzione del pH è molto uniforme e quasi tutti i valori misurati rientrano nell'intervallo della neutralità in entrambe le stagioni e a tutte le profondità di campionamento, come rappresentato nella carte relative al monitoraggio estivo (Figura 5.17) ed invernale (Figura 5.18). In agosto 2009, il pH medio è pari a 7.3 al tetto dell'acquifero (Appendice 10.5), e tutti i valori sono compresi tra 7.1 e 7.5. Nella zona di mixing il pH medio è 7.4 (Appendice 10.6) e i valori sono compresi tra 7 e 7.7. Alla base dell'acquifero (Appendice 10.7), il pH medio è 7.2 e i valori oscillano da 6.8 (PZ16) a 7.7 (PZ5).

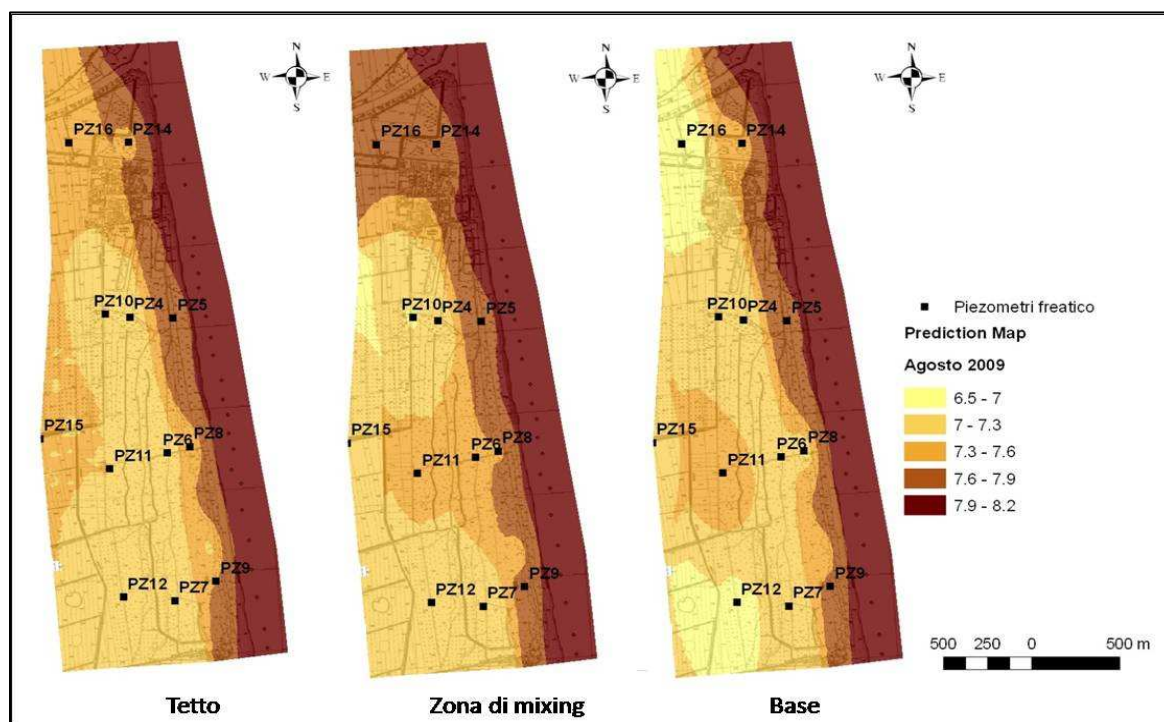


Figura 5.17. Carta della distribuzione del pH al tetto, nella zona di mixing e alla base dell'acquifero in agosto 2009. In giallo sono rappresentati i valori inferiori a 7 e in marrone quelli superiori a 7.5.

Nel marzo 2010, il pH medio del tetto dell'acquifero è 7.5 e quasi tutti i valori sono compresi tra 7.1 e 7.8, ad eccezione del PZ14 in cui il pH è 8.5. Nella zona di mixing il pH medio è 7.4 e i valori oscillano tra 7 e 7.9, il valore massimo è stato registrato presso il PZ14. Alla base dell'acquifero, il pH medio è 7.1 e i valori sono compresi tra 6.5 e 7.8. Il valore massimo è stato nuovamente registrato nel PZ14, mentre quello minimo è stato misurato nel PZ5.

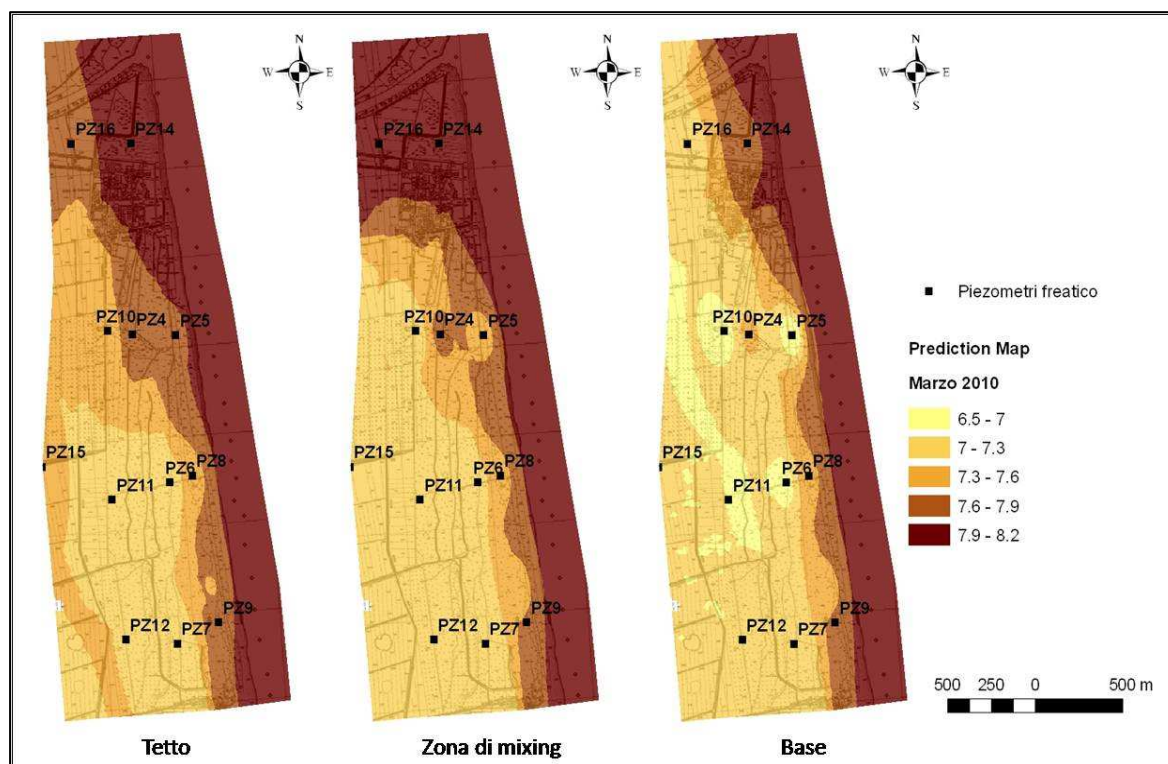


Figura 5.18 Carta della distribuzione del pH al tetto, nella zona di mixing e alla base dell'acquifero nel marzo 2010. In giallo sono rappresentati i valori inferiori a 7 e in marrone quelli superiori a 7.5.

6. Distribuzione dell'ossigeno disciolto (BOD)

La distribuzione dell'ossigeno disciolto (BOD) è rappresentata nelle carte di Figura 5.19 (agosto 2009) e Figura 5.20 (marzo 2010).

In estate, i valori medi di BOD delle tre profondità di campionamento variano da un minimo di 4.1 mg/l alla base dell'acquifero (Appendice 10.7), ad un massimo di 4.8 mg/l nella zona di mixing (Appendice 10.6). L'ossigeno disciolto è in media pari a 4.3 mg/l al tetto dell'acquifero (Appendice 10.5). I valori minimi corrispondono a 1.5 mg/l nella zona di mixing e al tetto dell'acquifero, rispettivamente in PZ8 e PZ12. Il piezometro in cui è stato

misurato la quantità di ossigeno disciolto più bassa alla base dell'acquifero è il PZ16 (1.1 mg/l), seguito dal PZ7 con 1.3 mg/l. I valori massimi osservati corrispondono a 6.5 mg/l alla base della falda e nella zona di mixing, dove sono stati misurati in PZ14 e PZ15, rispettivamente. Il valore massimo estivo di ossigeno disciolto al tetto della falda è stato misurato in PZ5 (7.5 mg/l).

Nel complesso, in Agosto 2009 l'ossigeno disciolto è più abbondante nella zona di mixing, che alle altre profondità di campionamento, e nella porzione occidentale della pineta costiera rappresentata dai PZ11 e PZ15 (Figura 5.19). Le aree con minore ossigenazione alla base dell'acquifero sono quelle centrali della pineta e occidentali della foce dei Fumi Uniti. Le aree con valori di ossigeno disciolto più bassi al tetto della falda sono quelle centrali e prossime al margine sudoccidentale della pineta costiera.

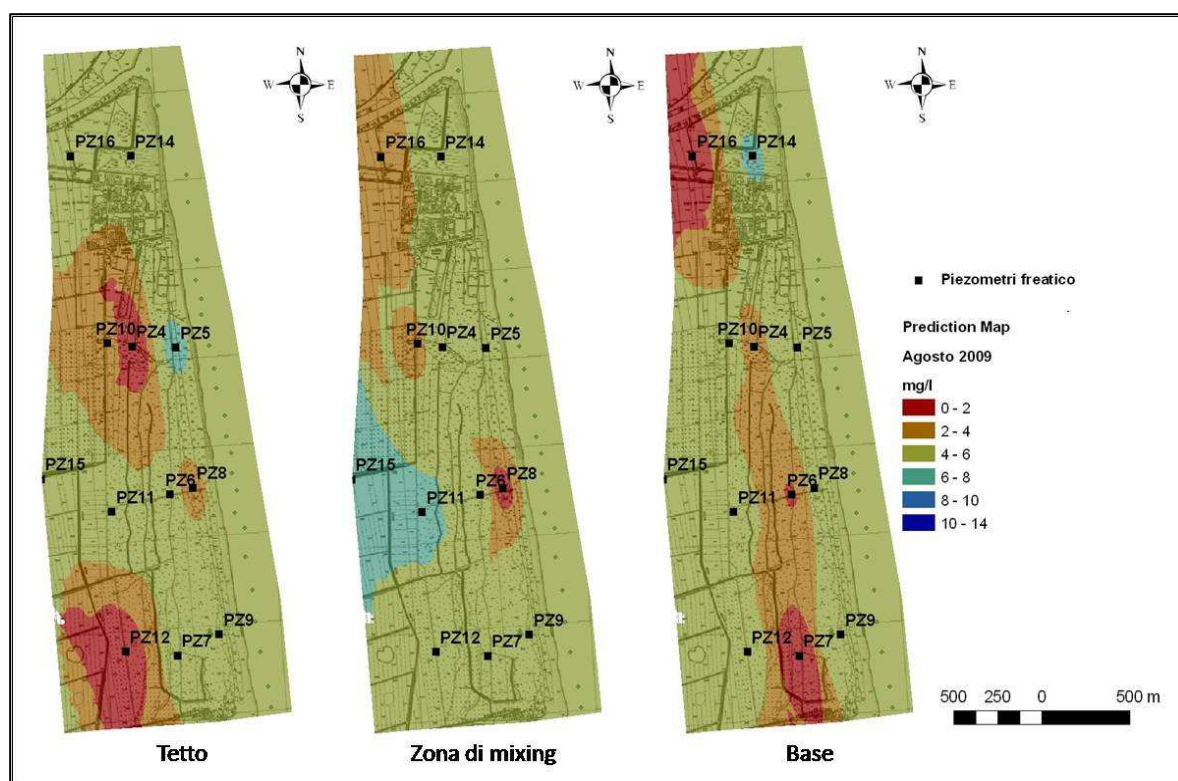


Figura 5.19. Carta della distribuzione del BOD (mg/l) nel tetto, nella zona di mixing e nella base dell'acquifero in agosto 2009.

In inverno, i valori medi di ossigeno disciolto nella zona di mixing e alla base dell'acquifero sono pari a ca 3 mg/l, mentre il valore medio di questo parametro al tetto dell'acquifero corrisponde a 5.4 mg/l (Appendice 10.8). I valori minimi sono stati misurati presso il PZ8 sia alla base (1 mg/l) che nella zona di mixing dell'acquifero (1.5 mg/l). Il valore massimo della

zona di mixing è stato misurato nel PZ7 (5.5 mg/l, Appendice 10.9), quello alla base dell'acquifero nel PZ14 (7.3 mg/l, Appendice 10.10). Il valore minimo di ossigeno disciolto al tetto dell'acquifero corrisponde al PZ16 (2.2 mg/l), e quello massimo al PZ14 (16.8 mg/l). Nel monitoraggio invernale l'ossigeno disciolto risulta, complessivamente maggiore al tetto dell'acquifero, e minore alla base (Figura 5.20). L'area in cui la falda è più ossigenata è quella retro-dunale della foce dei Fiumi Uniti (PZ14), e quella in cui è meno ossigenata corrisponde alle porzioni centrali (PZ6 e PZ8) e settentrionali (PZ10 e PZ4) della pineta

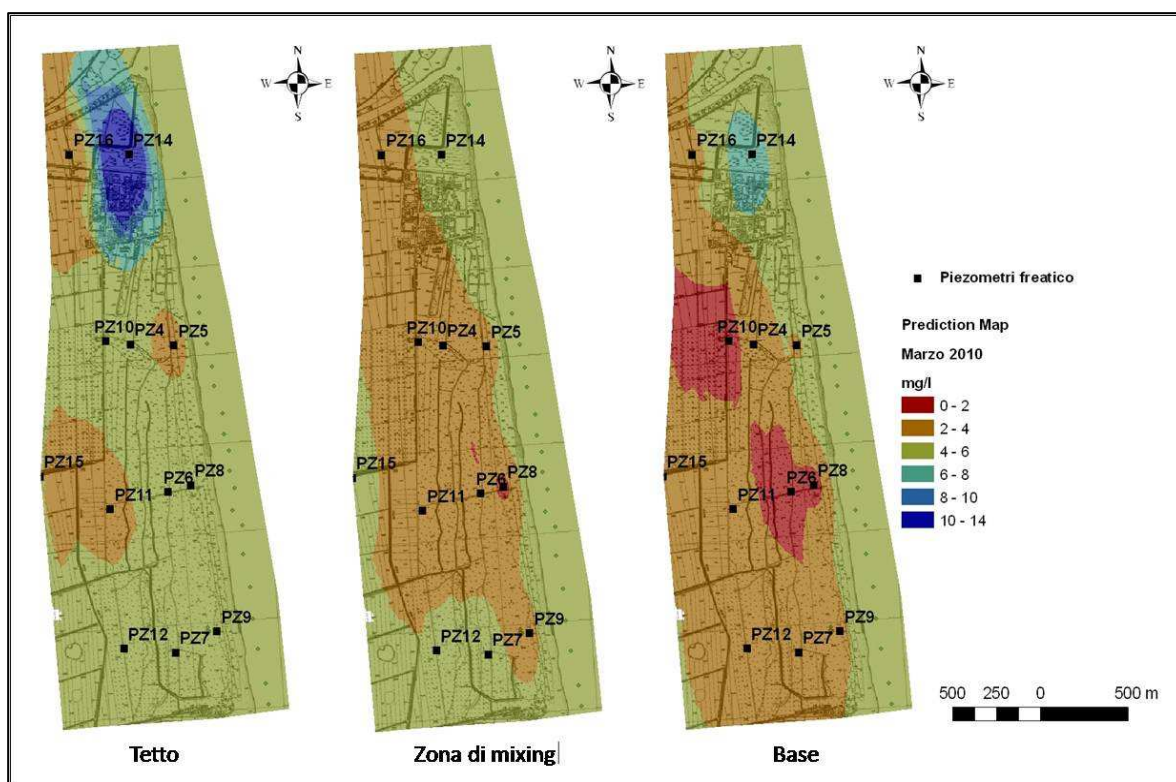


Figura 5.20. Carta della distribuzione del BOD (mg/l) al tetto, nella zona di mixing e alla base dell'acquifero nel marzo 2010.

Monitoraggio delle acque superficiali

Gli stagni e i canali di drenaggio monitorati nei precedenti rilievi sono stati campionati nuovamente in Agosto 2009 e Marzo 2010: i parametri statistici (media, deviazione standard, valore minimo e massimo) relativi a questi monitoraggi sono sintetizzati in Tabella 8 (agosto 2009) e Tabella 9 (marzo 2010). Tutti i valori misurati nella stagione estiva ed invernale

sono elencati in appendice (Appendice 10.11), per l'agosto 2009 e Appendice 10.12, per il marzo 2010).

La temperatura media estiva corrisponde a 20.9 °C nei canali di drenaggio e a 22.4 °C negli stagni (Tabella 8).

La salinità media estiva degli stagni è 28.6 g/l e quella dei canali di drenaggio è 21 g/l (Tabella 8). La salinità massima della stagione è stata misurata presso la sponda occidentale dello stagno ubicato in pineta ed è 35.2 g/l (STW in Appendice 10.11). La salinità minima è di 0.8 g/l, ed è stata misurata in un canale di drenaggio ad ovest della pineta (s13 in Appendice 10.11).

Nei canali di drenaggio, il potenziale di ossidoriduzione minimo estivo è -77.4 mV, ed è stato misurato in un canale di drenaggio a ovest della pineta (s13). Negli stagni è -88 mV, ed è stato misurato nello stagno presente all'interno della pineta (STW in Appendice 10.11). In questa stagione, i valori medi sono negativi sia negli stagni (-59 mV) che nei canali (-33.3 mV; Tabella 8).

Agosto 2009							
nome	pH	eh (mV)	EC (mS/cm)	Temperatura (°C)	Salinità (g/l)	BOD (mg/l)	Livello idrometrico (m)
Canali di drenaggio							
max	8.4	-13.0	54.1	24.7	29.7	8.2	0.2
min	7.4	-77.4	1.8	18.6	0.8	2.2	0.1
average	7.7	-33.3	36.9	20.9	21.0	4.7	0.1
d.s.	0.3	16.7	12.0	1.7	6.9	1.8	0.0
Stagni							
max	8.7	-43.2	63.5	24.6	35.2	15.7	0.4
min	8.0	-88.0	35.1	20.6	19.6	6.6	0.1
average	8.2	-59.0	50.7	22.4	28.6	10.0	0.2
d.s.	0.3	19.9	11.7	1.8	6.5	4.1	0.1

Tabella 8. Sintesi statistica (media, deviazione standard, valore minimo e massimo) dei parametri chimico-fisici misurati in agosto 2009 nelle acque superficiali: conduttività elettrica (EC), temperatura, salinità, pH, potenziale di ossidoriduzione (eh) e ossigeno disciolto (BOD).

Nell' agosto 2009, l'ossigeno disciolto (BOD) era in media 10 mg/l negli stagni e 4.7 mg/l nei canali (

Tabella 7). I valori minimi estivi (2.2 mg/l nei canali e 6.6 mg/l negli stagni) sono stati misurati, rispettivamente, in uno stagno ubicato presso la foce dei Fiumi Uniti (STN) e in un canale di drenaggio nella parte meridionale della pineta (s25 in Appendice 10.11). Il valore massimo misurato nei canali corrisponde a 8.2 mg/l, quello misurato negli stagni a 15.7 mg/l. Questi valori sono stati osservati entrambi in corpi d'acqua superficiali ubicati nella parte settentrionale della pineta (s6 e SC, rispettivamente, Appendice 10.11).

Gli stagni hanno pH medio pari a 8.2 in estate e a 7.4 in inverno (Tabella 8 e Tabella 9, rispettivamente). Il pH medio dei canali di drenaggio è 7.7 in estate e 7.4 in inverno.

La temperatura media invernale è pari a 16.2 °C nei canali e a 12.9 °C negli stagni (Tabella 9). I valori massimi (24 °C nei canali e 18.2 °C negli stagni) sono stati misurati, rispettivamente, in un canale (s4) ubicato nella parte settentrionale della pineta e in uno stagno (STN) della foce dei Fiumi Uniti (

Figura 5.1B).

La salinità media invernale è 26 g/l negli stagni e 25 g/l nei canali di drenaggio (Tabella 9). I valori massimi di questa stagione sono pari a 33 g/l nei canali di drenaggio e a 34.3 g/l negli stagni, e sono stati misurati nei corpi d'acqua superficiale della pineta. Quelli minimi, misurati presso la foce dei Fiumi Uniti, corrispondono a 20.7 g/l (stagni) e 16.1 g/l (canali di drenaggio).

In inverno il potenziale di ossido-riduzione medio è positivo negli stagni (21.7 mV) e negativo nei canali di drenaggio (-9.7 mV; Tabella 9). I valori minimi misurati in marzo 2010 sono pari a -60 mV negli stagni e a -340 mV nei canali di drenaggio, entrambi queste misure appartengono a corpi d'acqua superficiali ubicati nella pineta settentrionale (rispettivamente, SC e s2, Appendice 10.12).

Nel marzo 2010, l'ossigeno disciolto medio è in media 3.6 mg/l nei canali di drenaggio e 7.5 mg/l negli stagni (Tabella 9). I valori minimi invernali (0.4 mg/l nei canali e 1.6 mg/l negli stagni) sono stati misurati in corpi d'acqua superficiali ubicati nella parte centro-settentrionale della pineta (SC e s17, Appendice 10.12). I valori massimi (7 mg/l nei canali e 14 mg/l negli stagni) sono stati osservati in corpi d'acqua superficiali ubicati anch'essi nella parte settentrionale della pineta (STW e s6).

Marzo 2010							
nome	pH	eh (mV)	EC (mS/cm)	Temperatura (°C)	Salinità (g/l)	BOD (mg/l)	Livello idrometrico (m)
Canali di drenaggio							
max	8.0	164.0	46.7	24.0	33.0	7.0	0.5
min	7.1	-340.0	26.8	9.2	16.1	0.4	0.2
average	7.5	-9.7	39.0	16.2	25.0	3.6	0.3
d.s.	0.3	114.4	6.1	3.8	4.8	2.1	0.1
Stagni							
max	8.0	120.0	45.0	18.2	34.3	14.0	0.6
min	6.5	-60.0	29.2	10.0	20.7	1.6	0.3
average	7.4	21.7	37.2	12.9	26.0	7.5	0.5
d.s.	0.7	87.3	6.7	3.7	6.5	5.1	0.2

Tabella 9. Sintesi statistica (media deviazione standard, valore minimo e massimo) dei parametri chimico-fisici misurati nel marzo 2010 nelle acque superficiali: conduttività elettrica (EC), temperatura, salinità, pH, potenziale di ossidoriduzione (eh) e ossigeno disciolto (BOD).

Osservazioni e conclusioni

La profondità della superficie freatica nell'acquifero dell'area di studio è generalmente inferiore a quella del livello medio marino sia in estate che durante la stagione invernale.

In inverno, la superficie freatica è a profondità superiori di quelle del livello medio marino nella zona della foce dei Fiumi Uniti e lungo il cordone di dune attivo situato al margine orientale della pineta costiera. Il livello più alto misurato è 1.9 m slm nell'agosto 2009 e 1.1 m nel marzo 2010. In accordo con quanto atteso, questo fenomeno è ancora più marcato nei mesi estivi, in cui il livello della falda risulta mediamente più depresso che in inverno. Nell'estate 2009, caratterizzata scarsissime precipitazioni, la superficie freatica è a profondità superiori al livello del mare solo presso la foce dei Fiumi Uniti, in cui raggiunge

il valore massimo di 0.2 m slm (contro quello di 1.5 m misurato nello stesso punto in agosto 2008).

Nell'estate 2009, il livello medio della falda è diminuito fino al minimo registrato di -0.8 m rispetto al livello del mare (0.4 m in meno rispetto al valore medio misurato nell'estate 2008). Le precipitazioni autunnali ed invernali provocano la risalita del livello medio della falda, che in marzo 2009 è aumentato di ca 1 m rispetto all'estate precedente. In marzo 2010, la risalita del livello di falda rispetto all'agosto 2009 è stata significativamente minore: la profondità della superficie freatica è diminuita in media di soli 0.6 m. Le aree dove la falda freatica è più depressa corrispondono al margine orientale della pineta costiera e alla zona adiacente lo stagno ubicato in pineta. In queste zone la profondità della superficie freatica è inferiore di ca 2 m rispetto al livello del mare in estate e di ca 1.25 m in inverno.

Nel complesso, i risultati del monitoraggio indicano che il flusso prevalente nell'area di studio è da Est verso Ovest, ovvero dalle aree naturali prossime alla linea di costa (dune attive e paleo cordoni piantumati) verso l'area agricola nell'entroterra.

Il monitoraggio dei parametri chimico-fisici è stato eseguito a tre diverse profondità di indagine in agosto 2009 e marzo 2010, corrispondenti al tetto, alla base e alla zona di mixing dell'acquifero. I risultati ottenuti sono confrontabili con quelli dei due rilievi precedenti (agosto 2008 e marzo 2009), in cui gli stessi parametri sono stati monitorati estensivamente al tetto dell'acquifero e in 3 punti di misura alla base.

Nell'estate 2009, la temperatura media estiva del tetto dell'acquifero è pari a 18.8°C e aumenta a 22.8 °C alla base. Questi valori sono inferiori alla temperatura media del mare Adriatico nella stessa stagione, che è di 24 °C. Alcuni piezometri, tuttavia, presentano temperature uguali o leggermente maggiori di quella del mare e della media stagionale dell'acquifero. In PZ4, PZ8 e PZ10 l'acquifero è caratterizzato da temperature maggiori di 24°C alla base, dato che suggerisce che questi siti siano la sede preferenziale dell'intrusione di acqua marina moderna nell'area di studio. Nel caso del piezometro 4, la temperatura dell'acquifero è superiore a 24°C anche al tetto della falda freatica, fenomeno che si verifica anche presso i piezometri numero 6, 12 e 14. I piezometri 4 e 14 sono ubicati a distanza di pochi metri da alcuni stagni e i piezometri 6 e 12 sono vicini a dei canali di drenaggio. I corpi d'acqua superficiali sono caratterizzati da temperature maggiori di quelle dell'acquifero in questa stagione e sono in diretto contatto con l'acquifero freatico. Nella distribuzione della temperatura al tetto dell'acquifero in agosto 2008 è possibile osservare che i valori più alti risultano sistematicamente misurati in prossimità di corpi d'acqua superficiali.

In marzo 2010, la temperatura media del tetto dell'acquifero è di 11.9 °C, mentre quella della base dell'acquifero è di 13 °C, come nell'inverno precedente (2009). Questo valore è molto simile alla temperatura invernale dell'Adriatico (12-13°C). Il piezometro 4 presenta anche in inverno temperature sensibilmente superiori a quelle medie del mare e dell'acquifero. Il PZ4 è l'unico sito in cui la temperatura al tetto della falda è maggiore di 13°C. Al contrario, la temperatura della zona di mixing e della base dell'acquifero è superiore a questo valore anche in altri siti, che formano un'area con anomalia positiva di temperatura centrata nel PZ4 ().

Il monitoraggio della salinità del tetto dell'acquifero mostra come questo sia in gran parte costituito da acque salmastre (5-18 g/l) in estate e da acque da salmastre a debolmente saline in inverno (18-40 g/l), dato confermato in tutti i monitoraggi eseguiti dal 2008 al 2010.

La base dell'acquifero consiste in prevalenza di acque salmastre in estate e di acque da debolmente saline a saline in inverno. L'aumento complessivo della salinità dell'acquifero in inverno può essere dovuto a diversi fattori: gli eventi di tempesta e di stazionamento alto del livello marino che si verificano nell'Adriatico in questa stagione, il dilavamento da parte delle precipitazioni dei sali precipitati per evaporazione durante l'estate all'interfaccia acqua-sedimento, il tasso maggiore di drenaggio meccanico della falda, l'assenza di apporti di acqua meteorica esterna al bacino per l'irrigazione.

L'analisi della distribuzione spaziale della salinità nell'acquifero fornisce alcuni elementi in più per la comprensione delle variazioni temporali di questo parametro.

Le aree caratterizzate dalla presenza di acque più saline corrispondono a quelle in cui sono presenti corpi d'acqua superficiali in diretto contatto con la falda. Sia in estate che in inverno, la parte settentrionale della pineta costiera costituisce la zona in cui l'acquifero è più salinizzato per tutto il suo spessore. In questa zona è presente lo stagno più grande dell'area di studio, che corrisponde anche alla maggiore depressione topografica dell'area monitorata. Questa zona costituisce, dunque, un punto di risalita (*seepage*) preferenziale delle acque marine all'interno dell'acquifero freatico, come confermano i dati di temperatura e salinità dei due piezometri ubicati sulle sponde dello stagno (PZ4 e PZ10), in cui si osservano anomalie positive di entrambi i parametri. In particolare, nel PZ10 situato sulla sponda Ovest dello stagno, sono state misurate le salinità massime dell'acquifero in tutti i monitoraggi e a tutte le profondità di campionamento. La salinità del tetto dell'acquifero presso il PZ10 è sensibilmente maggiore di quella dell'Adriatico (34 g/l) sia in estate 2008 che in estate 2009 (36 g/l). In inverno, la salinità nel PZ10 eccede quella dell'Adriatico sia nella zona di mixing (35 g/l) che alla base dell'acquifero, in cui raggiunge il valore massimo

di 45 g/l nel marzo 2010. Allo stesso tempo le acque della porzione occidentale dello stagno (STW) sono le più saline tra i corpi d'acqua superficiali presenti nell'area di studio. La loro salinità eguaglia quella del mare in estate (34 g/l sia in agosto 2008 che in agosto 2009), ed aumenta fino a 45 g/l, dato misurato in marzo 2009, durante la stagione invernale. In estate, la porzione occidentale dello stagno evapora quasi completamente dando luogo alla precipitazione di sali al fondo. Questi sali vengono portati in soluzione dalle piogge durante l'inverno e possono così infiltrarsi in falda e depositarsi alla base dell'acquifero, aumentandone la salinità. Le variazioni verticali della salinità sembrano avvalorare la presenza di tale meccanismo d'interazione tra acque superficiali e sotterranee e indicare che questo processo si verifica anche in siti più distali rispetto all'ubicazioni dei corpi d'acqua superficiali. In questi casi la precipitazione di sali avviene, verosimilmente, nella zona di oscillazione della falda. In estate, la salinità media del tetto dell'acquifero (10 g/l) è sensibilmente superiore a quella della zona di mixing (8.5 g/l) e della base dell'acquifero (8 g/l), mentre in inverno la salinità aumenta dal tetto alla base della falda (da 8.6 g/l a 24 g/l), e la zona di mixing presenta valori intermedi (17 g/l).

Nel marzo 2010, la distribuzione delle acque saline alla base dell'acquifero mostra come queste siano state osservate lungo la fascia orientale dell'area di studio, in prossimità del cordone di dune più esterno. Questo dato suggerisce l'influenza dell'innalzamento invernale del livello medio marino dell'Adriatico nelle variazioni stagionali della salinità nell'acquifero.

Nell'area di studio l'acqua dolce è presente nella porzione centro-occidentale della pineta costiera e nella zona agricola adiacente, zone campionate in PZ11 e PZ15, rispettivamente. In questi punti di misura la salinità dell'acquifero è costantemente inferiore ai 2 g/l in entrambe le stagioni di monitoraggio e a tutte le profondità di campionamento. Questo risultato mostra come la stratificazione della salinità dell'acquifero nell'area di studio non corrisponda con quanto atteso, ovvero la presenza di una lente di acqua dolce al tetto della falda e di acque con salinità maggiore alla base. Inoltre, questa zona è caratterizzata da altitudine minore rispetto a quella della fascia più orientale dell'area di studio e da profondità della falda inferiore rispetto al livello medio marino. Sulla base di questi dati, per spiegare la presenza di acqua in questa zona di acqua dolce si rende necessario considerare anche altri fattori. Tra quelli già citati, l'apporto di acque meteoriche dal CER durante l'estate costituisce quello che più verosimilmente influenza la distribuzione della salinità. La stabilità di questo parametro, che non aumenta significativamente nel periodo invernale, suggerisce, tuttavia, che la presenza di acqua dolce potrebbe essere legata a meccanismi di lungo

termine, oltre che a fattori attuali. A questo proposito, vale la pena ricordare la storia geologica recente dell'area di studio, secondo cui la porzione più orientale è emersa alcuni decenni dopo quella più occidentale, in cui è presente acqua dolce.

Nel rilievo dell'agosto 2008, la distribuzione della salinità al tetto dell'acquifero indicava la presenza di una lente di acqua dolce discontinua nella fascia retro-dunale, in cui convergono i flussi dalle aree adiacenti più rilevate e i deflussi superficiali. Nell'estate 2009, la presenza di una lente di acqua dolce al tetto dell'acquifero non è stata osservata, probabilmente a causa della quasi totale assenza di precipitazioni e/o dell'estrema discontinuità della lente.

Il monitoraggio del potenziale di ossidoriduzione nell'area di studio indica che la distribuzione dei valori di questo parametro è eterogenea. Considerando i dati del monitoraggio eseguito col *multilevel sampler* risulta che il potenziale di ossidoriduzione sia, complessivamente inferiore in inverno rispetto che in estate. In marzo 2009 il potenziale di ossidoriduzione medio del tetto dell'acquifero è -120 mV, questo valore decresce progressivamente verso la base dell'acquifero in cui la media è -187 mV. La distribuzione spaziale dei valori indica che l'acquifero è caratterizzato da potenziale di ossidoriduzione nettamente negativo (da -200 mV a -380 mV presso il PZ16) nella zona nordoccidentale dell'area di studio e da valori compresi tra -50 e -200 mV nelle restanti zone. In generale, le condizioni riducenti possono essere causate dai bassi gradienti topografici. Questa distribuzione è probabilmente dovuta alla presenza di corpi d'acqua superficiale nella zona nordoccidentale dell'area di studio, che include lo stagno della pineta e gli stagni ubicati presso la foce dei Fiumi Uniti. Presso gli stagni si ha deposizione di sostanza organica che favorisce l'instaurazione di condizioni riducenti: in questi corpi d'acqua superficiali sono stati misurati valori medi di potenziale redox negativi in tutti i rilievi eseguiti. Inoltre, nel settore nordoccidentale dell'area di studio è stata osservata la presenza di percentuali più elevate di sostanza organica e pelite anche nei sedimenti della base dell'acquifero, in particolare presso il PZ10 e il PZ16. In marzo 2009, il potenziale di ossidoriduzione è risultato positivo a tutte le profondità di campionamento solo presso il PZ11. Questo piezometro è ubicato a pochi metri dalla più orientale delle aree irrigate presenti nella zona agricola, fattore che costituisce, verosimilmente, la causa dell'anomalia positiva di potenziale redox osservata. Nel tetto dell'acquifero, il potenziale di ossidoriduzione è positivo anche presso il PZ14, ubicato nel retroduna dell'area di foce dei Fiumi Uniti. Questo dato è facilmente spiegabile considerando che nell'inverno 2010 questa zona è stata soggetta ad alcune mareggiate durante le quali il mare è penetrato per ca 500 m oltre il cordone di dune attive.

In agosto 2009, i valori medi di potenziale di ossidoriduzione nei tre livelli di profondità campionati sono uniformi e compresi tra -9 e -15 mV. Al contrario, la distribuzione spaziale del parametro è variabile e non è possibile individuare delle zone caratterizzate dallo stesso andamento del potenziale di ossidoriduzione in ogni profondità di campionamento. In questa stagione, l'acquifero presenta i valori minori del potenziale redox nella zona nordoccidentale solo al tetto (-53 mV in PZ10). Nello stesso piezometro, sono stati misurati i valori minimi del parametro anche nei rilievi dell'agosto 2008 (-280 mV) e dell'inverno 2009 (-38 mV), in cui, tuttavia, sono state osservate variazioni stagionali del potenziale redox contrastanti rispetto a quelle registrate nei due monitoraggi successivi sopra descritti. Nei primi due rilievi, infatti, il potenziale di ossidoriduzione medio del tetto dell'acquifero è minore in estate (-5.9 mV) che in inverno (166 mV).

Il pH nell'acquifero è, complessivamente, molto uniforme e tutti valori misurati al tetto dell'acquifero sono compresi nell'intervallo 6.8-7.8, fatta eccezione per il PZ14, che nel marzo 2010 presentava pH pari a 8.5 come quello del mare. La causa di questo è da ricercarsi nelle mareggiate che hanno portato il mare ad invadere i primi 500 m della costa nell'inverno 2010. L'intervallo in cui sono compresi i valori di pH è più ampio nella base dell'acquifero: 6.8-7.7 in agosto 2009 e 6.5-7.8 in marzo 2010. Nei corpi d'acqua superficiale, il pH è più basico che nell'acquifero, in particolare durante la stagione estiva: 8.2 è il pH medio negli stagni sia in agosto 2008 che in agosto 2009, e 7.8 quello dei canali di drenaggio. In marzo 2009 il pH medio dei corpi d'acqua superficiale è circa uguale a quello estivo, mentre in marzo 2010 il pH medio di stagni e canali di drenaggio è inferiore rispetto all'estate precedente (ca 7.5), a causa delle abbondanti precipitazioni che hanno preceduto questo rilievo.

L'ossigeno disciolto nell'acquifero freatico presenta una distribuzione più eterogenea. Nei monitoraggi eseguiti a tre livelli di profondità (agosto 2009 e marzo 2010), l'acquifero è risultato, complessivamente, più ossigenato al tetto che alla base. Nel dettaglio, il tetto dell'acquifero ha ossigeno disciolto pari a 4.3 mg/l sia in agosto 2008 che in agosto 2009. Tale valore medio resta sostanzialmente invariato in marzo 2009 (4.5 mg/l), mentre aumenta fino a 5.4 mg/l in marzo 2010. Questo risultato è giustificabile sulla base di quanto osservato in precedenza sull'inverno del 2010, che è stato caratterizzato da una quantità eccezionale di precipitazioni rispetto alla media stagionale dell'ultimo trentennio (Figura 4.6).

Nella zona di mixing, le acque sotterranee presentano valori comparabili con quelli misurati nel tetto dell'acquifero durante l'estate (4.8 mg/l in media). In questa stagione anche alla base dell'acquifero si osserva la presenza di una quantità di ossigeno disciolto simile a quella

misurata al tetto (4.1 mg/l e 4.3 mg/l, rispettivamente). Al contrario, in inverno le acque della zona di mixing sono meno ossigenate che al tetto e hanno valori di BOD uguali a quelli della base dell'acquifero (3 mg/l), più anossica. Questa condizione sembra indicare che in inverno i flussi orizzontali, sempre bassi, sono minori che in estate e che l'apporto di acque meteoriche avviene esclusivamente dalle precipitazioni.

CARATTERIZZAZIONE GEOCHIMICA DELL'ACQUIFERO

Introduzione

In questo capitolo sono presentati i risultati delle analisi di laboratorio sulla composizione chimica degli elementi maggiori nell'acquifero e nelle acque superficiali.

I campioni di acque superficiali e sotterranee sono stati raccolti contestualmente ai rilievi dei parametri chimico-fisici, negli stessi punti di misura presentati nel capitolo precedente (Figura 5.1 A), e trattati secondo le tecniche descritte nel capitolo sui metodi.

Nei rilievi di Agosto 2008 e Marzo 2009 sono stati analizzati, rispettivamente, 19 e 21 campioni dal tetto dell'acquifero, la cui composizione principale dettagliata è riportata in appendice (Appendice 10.13, per il rilievo estivo e Appendice 10.14, per il rilievo invernale). In entrambi i rilievi sono stati raccolti anche 3 campioni dalla base dell'acquifero (dettagli in Appendice 10.13, per il rilievo estivo e Appendice 10.14, per il rilievo invernale), nei tre piezometri filtranti nell'ultimo metro rappresentati in

Figura 5.1. Nel rilievo di marzo 2009, sono stati analizzati anche 6 campioni dalle acque superficiali (dettagli in Appendice 10.14), prelevati nei punti di misura indicati in

Figura 5.1B.

Nei rilievi di Agosto 2009 e Marzo 2010 sono stati analizzati 12 campioni alla base dell'acquifero, e 12 al tetto, tutti prelevati dai piezometri completamente filtranti con la tecnica del *multilevel sampling*, descritta nel capitolo sui metodi. I 12 piezometri sono stati posizionati in 12 dei punti di misura monitorati nei rilievi precedenti con la tecnica dell'*auger hole sampling*. La loro posizione è illustrata in Figura 5.5 e la composizione principale completa dei campioni è riportata in appendice: Appendice 10.15 e Appendice 10.16, per il rilievo estivo; Appendice 10.17 e Appendice 10.18, per quello invernale. Nel rilievo di Marzo 2010 sono stati analizzati anche 5 campioni provenienti dalla zona di

mixing dell'acquifero (Appendice 10.19). Nel rilievo di agosto 2009 sono stati analizzati due campioni di acque superficiali, prelevati presso i punti di misura STW e SC, indicati in Figura 5.1B. Nel rilievo di Marzo 2010 sono stati analizzati 3 campioni di acque superficiali, prelevati nei punti di misura STW, SC e STN, indicati in Figura 5.1B. La composizione completa dei campioni di acqua superficiale è riportata in appendice (Appendice 10.15, per il rilievo estivo e Appendice 10.17 per quello invernale).

Composizione chimica degli elementi maggiori. Rilievi di agosto 2008 e marzo 2009.

La composizione chimica delle acque al tetto dell'acquifero è stata classificata secondo il diagramma di Langelier and Ludwig (1942), in cui vengono indicati i rapporti tra gli elementi tipicamente marini, Na e Cl, e tipicamente meteorici, Ca e HCO_3 , più comuni (Figura 6.1). Nel diagramma sono rappresentate le composizioni chimiche dei campioni analizzati in Agosto 2008 e Marzo 2009, rispettivamente indicati da triangoli e diamanti, ed è possibile osservare che le acque presenti al tetto della falda risultano del tipo cloruro-sodico, come quella dell'acqua di mare indicata dal quadrato nero in Figura 6.1. Fanno eccezione solo alcuni campioni: t21, t17, t20, t11 e t13, di cui solo quest'ultimo mostra composizione diversa da quella cloruro-sodica in entrambe le stagioni di campionamento, classificabile come cloruro-calcica.

Nel diagramma, è stata evidenziata in grigio l'area in cui sono comprese le composizioni risultanti da un mixing progressivo di acqua di mare e acqua piovana, indicata dal triangolo nero (composizione estiva) e dal diamante nero (composizione invernale). I dati di composizione dell'acqua piovana sono medie regionali delle precipitazioni in Emilia-Romagna e sono stati ricavati da Cortecchi et al. (2008). Solo la composizione invernale del campione T10 e quella estiva del campione T12 sono comprese nell'area di mixing teorico tra l'acqua di mare e l'acqua piovana.

Nel diagramma di Figura 6.1 sono rappresentate anche gli andamenti di due trend di evoluzione composizionale, indicati da frecce e denominati trend 1 (composizione da cloruro-sodica a cloruro-calcica) e trend 2 (composizione da cloruro-sodica a carbonato-sodica).

La maggioranza dei campioni ha composizione simile a quella dell'acqua di mare, da cui solo i campioni T28 e T29 (solo in estate) si discostano secondo la direzione indicata dal trend 2. I campioni che risultano disposti lungo la direzione indicata dal trend1 sono: T13, T20, T11 e T17 (composizione estiva), T19 (composizione invernale).

La composizione di alcuni campioni (T21, T22, T23, T27) mostra una diluizione progressiva dall'estate, in cui risulta simile a quella del mare, all'inverno, in cui è compresa nel tratto iniziale dell'area di mixing.

Altri campioni presentano variazioni stagionali della composizione che seguono il trend 1, cioè dall'estate all'inverno diminuisce il loro contenuto di sodio e aumenta quello di calcio.

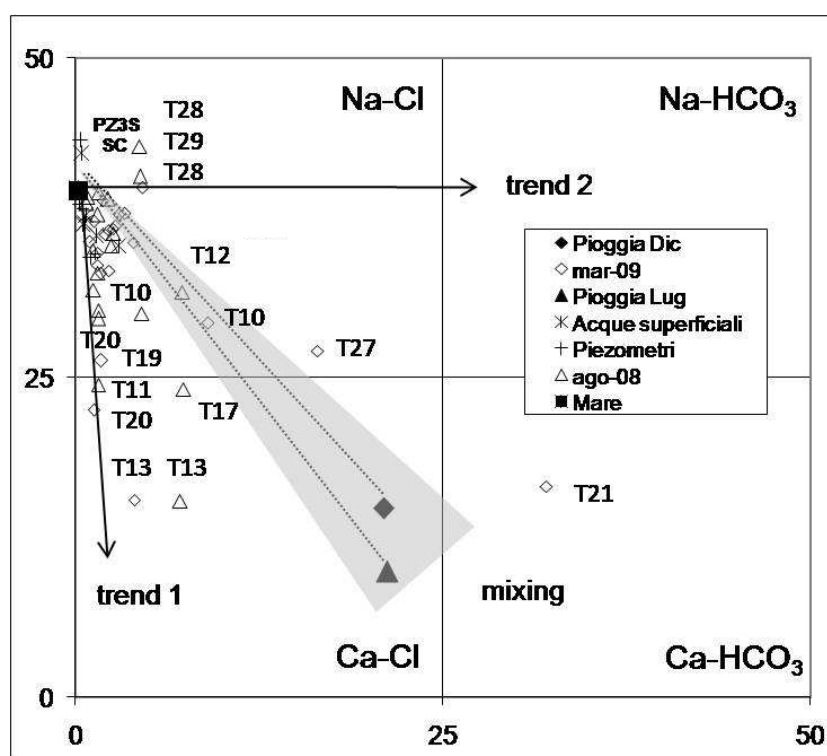


Figura 6.1. Diagramma classificativo di Langelier & Ludwig (1942): ogni settore corrisponde a un tipo di composizione. Le frecce indicano i trend composizionali (1, salinizzazione; 2, dolcificazione). In grigio è evidenziata l'area di mixing teorico tra acqua di mare (quadrato nero) e quella piovana (il triangolo nero indica la composizione delle piogge estiva, il diamante nero quella invernale)

I campioni della base dell'acquifero e di acqua superficiale mostrano tutti composizione simile a quella dell'acqua di mare, rispetto alla quale il campione SC e il PZ3 (composizione estiva) hanno un contenuto di sodio maggiore (indicati, rispettivamente, da croci e asterischi in Figura 6.1).

Il rapporto tra il contenuto di sodio (Na) e cloro (Cl) dei campioni analizzati è stato messo a confronto con una retta, che rappresenta il rapporto tra questi due elementi in acqua di mare reale e progressivamente diluita (linea nera in Figura 6.2). Nei diagrammi binari di Figura 6.2, è possibile osservare che tutti i campioni analizzati sono allineati lungo la retta di diluizione dell'acqua di mare e che alcuni presentano contenuto in Na sensibilmente inferiore a quello teorico indicato dalla retta (es. T20, T19, T26, in entrambe le stagioni di campionamento). Il rapporto Na/Cl nelle acque superficiali, campionate in Marzo 2009, coincide con quello teorico indicato dalla retta. I campioni prelevati alla base dell'acquifero presentano lo stesso andamento, fatta eccezione per la composizione estiva del PZ1 che è arricchita in Na e Cl rispetto a quella dell'acqua di mare ($Na > 500 \text{ meq/l}$ e $Cl > 600 \text{ meq/l}$). Nel complesso, il contenuto di Na e Cl nei tre campioni della base dell'acquifero risulta minore in estate che in inverno, fenomeno che non è stato osservato nelle variazioni stagionali della composizione dei campioni del tetto dell'acquifero.

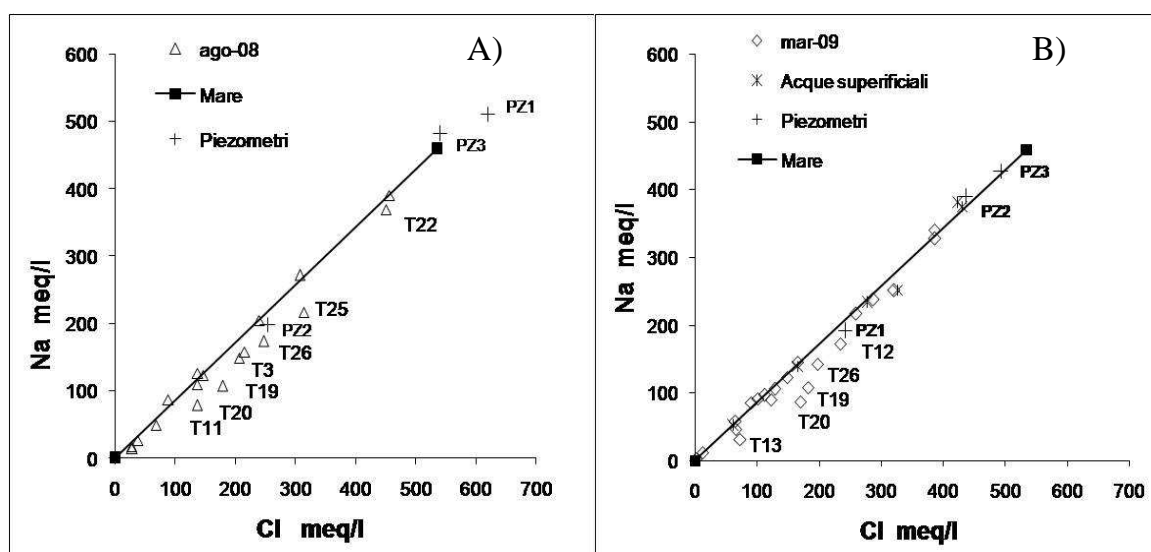


Figura 6.2. Confronto tra il contenuto di cloro (Cl) e di sodio (Na) dei campioni dell'Agosto 2008 (A) e del Marzo 2009 (B).

Confrontando il rapporto tra il contenuto di potassio (K) e cloro (Cl) dei campioni analizzati con quello tra questi due elementi in acqua di mare reale e progressivamente diluita (linea nera in Figura 6.3), è possibile osservare che i campioni non si dispongono lungo la retta teorica. In entrambe le stagioni di campionamento, la gran parte dei campioni presentano contenuto in K inferiore a quello teorico indicato dalla retta. I campioni T20, T23, T25, T26, sono quelli che risultano, in entrambe le stagioni di campionamento, più impoveriti in questo

catione rispetto al rapporto teorico col cloro indicato dalla retta. La composizione estiva dei campioni T21 e T27 è caratterizzata da contenuto in K sensibilmente superiore a quello teorico (Figura 6.3 A). Il rapporto K/Cl nelle acque superficiali (Figura 6.3 B), campionate in Marzo 2009, è in alcuni campioni comparabile con quello teorico indicato dalla retta (STN, STW e SC), mentre altri risultano impoveriti in K (RD2 e RD3).

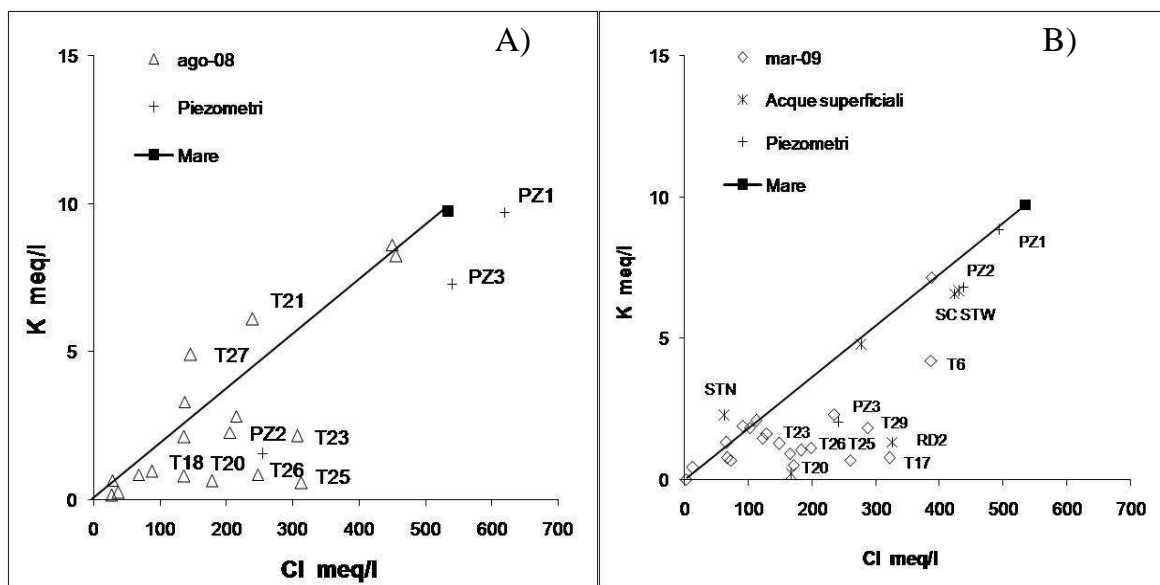


Figura 6.3. Confronto tra il contenuto di cloro (Cl) e di potassio (K) dei campioni dell'Agosto 2008 (A) e del Marzo 2009 (B)

Composizione chimica degli elementi maggiori nell'agosto 2009 e nel marzo 2010.

L'analisi della composizione chimica degli elementi maggiori dell'acquifero e delle acque superficiali è stata effettuata anche su campioni prelevati nei rilievi successivi a quelli dell'estate 2008 e dell'inverno 2009, descritti nella sezione precedente. In particolare, nei monitoraggi di agosto 2009 e marzo 2010 il campionamento è stato effettuato sia al tetto (T) che alla base (B) dell'acquifero freatico, grazie all'installazione di 12 piezometri completamente fessurati che penetrano completamente l'acquifero più superficiale. Il campionamento è stato eseguito con la tecnica del *multilevel sampler* precedentemente descritta. In Figura 6.4 e

Figura 6.5 sono riportati i diagrammi di Langellier-Ludwig che costituiscono una sintesi dei nuovi dati acquisiti. Come specificato per i risultati dei rilievi precedenti, il diagramma di Langellier-Ludwig mostra i rapporti tra gli ioni maggiori (Na, Cl, HCO₃, Ca) e consente di osservare la distribuzione della composizione chimica principale dell'acquifero rispetto a due estremi composizionali, costituiti dall'acqua marina e dall'acqua meteorica (indicate, rispettivamente, da quadrato e triangolo pieno in Figura 6.4 e

Figura 6.5). In entrambe le figure una linea tratteggiata collega i due estremi composizionali, tale linea rappresenta la retta di mescolamento ideale tra acqua marina e acqua meteorica. Nell'area grigia disegnata intorno alla retta di mescolamento si collocano i campioni caratterizzati da semplice mescolamento dei due tipi di acqua. Le frecce (denominate trend in Figura 6.4 e

Figura 6.5) indicano il verificarsi di processi di interazione acqua-roccia che si aggiungono al semplice mescolamento tra acqua marina e acqua meteorica. I dati di composizione dell'acqua piovana sono medie regionali delle precipitazioni in Emilia-Romagna e sono stati ricavati da Cortecchi et al. (2008).

Il grafico di Figura 6.4 illustra i risultati ottenuti dalle analisi di laboratorio effettuate sui campioni raccolti nell'estate 2009 nell'acquifero (triangoli vuoti) e in due punti di misura nelle acque superficiali (asterischi). In questa figura, è possibile osservare come la gran parte dei campioni mostri composizione quasi sovrapponibile a quella dell'acqua marina, ovvero del tipo cloruro-sodico. Fanno eccezione i campioni 11T e 15, che si dispongono nei pressi della retta di mescolamento e hanno composizione classificabile come cloruro-sodica.

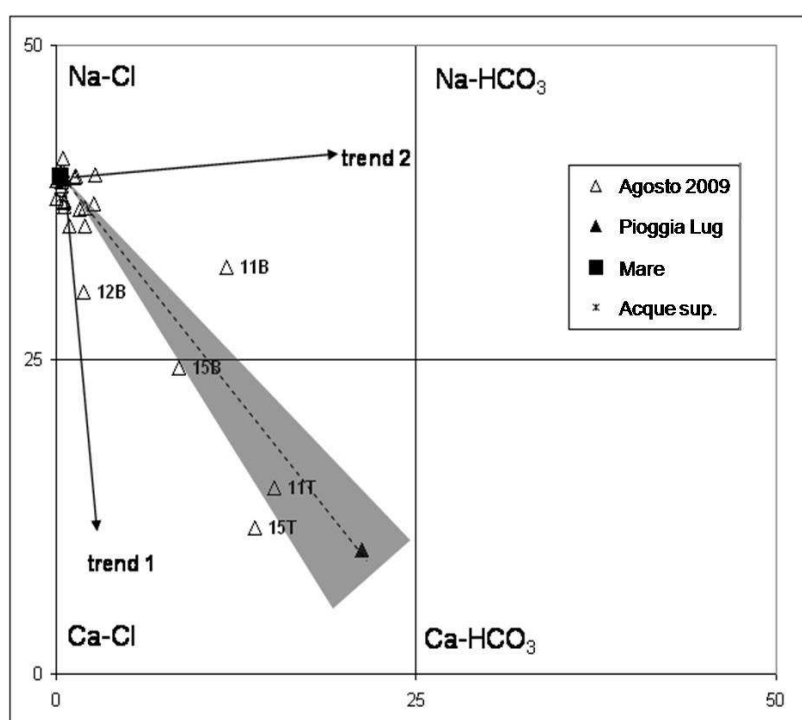


Figura 6.4 Diagramma di Langellier e Ludwig in cui sono riportate le concentrazioni in meq/l degli ioni maggiori misurati nell'acquifero freatico nell'estate 2009. Il grafico mostra come la gran parte dei campioni (prelevati alla base, B, e al tetto, T, dell'acquifero) abbiano composizione simile a quella dell'acqua marina. I campioni 11 e 15 costituiscono un'eccezione e si collocano lungo la retta di mescolamento ideale tra l'acqua di mare e l'acqua meteorica (linea tratteggiata).

Nel marzo 2010, sono stati analizzati anche 5 campioni della zona di mixing dell'acquifero, la cui sigla contiene il suffisso "INT" (

Figura 6.5) oltre al nome del piezometro da cui provengono. Il grafico di

Figura 6.5 mostra che anche in inverno la gran parte dei campioni provenienti dall'acquifero freatico ha composizione sovrapponibile a quella dell'acqua marina. I campioni 11 e 15 si collocano, nuovamente, lungo la retta di mescolamento e sono caratterizzati da composizione cloruro-calcica (11B, 15B e 15INT) o al limite tra le categoria cloruro-calcica e cloruro-sodica (11T e 15T).

Nel grafico di

Figura 6.5 sono riportate anche le composizioni di alcuni campioni provenienti dall'acquifero semi-confinato, che è separato dal soprastante acquifero freatico da sedimenti con minore conduttività idraulica in facies di prodelta (capitolo 2). I campioni sono stati prelevati in piezometri completamente fessurati (profondi circa 20-25 m), con la stessa tecnica utilizzata per l'acquifero freatico. Questi piezometri sono disposti in un transetto che va dalla pineta costiera alla pineta di Classe comprendente i P2S, P3S, P4S, P5S. In ognuno dei piezometri profondi sono stati prelevati dai 2 ai 4 campioni a diverse profondità che vanno dai 2 ai 23 m rispetto al piano campagna. In

Figura 6.5 è possibile osservare come la gran parte di questi campioni, rappresentati da quadrati, abbiano composizione molto omogenea e simile a quella dell'acqua marina. Unica eccezione è costituita dal P5S (settore occidentale della pineta di Classe), i cui campioni hanno composizione meno cloruro-sodica del resto del gruppo.

Solo i campioni del piezometro 12 si discostano dalla composizione dell'acqua di mare secondo la direzione indicata dal trend 2. I campioni che risultano disposti lungo la direzione indicata dal trend1 sono 4T, 5T e 8 INT.

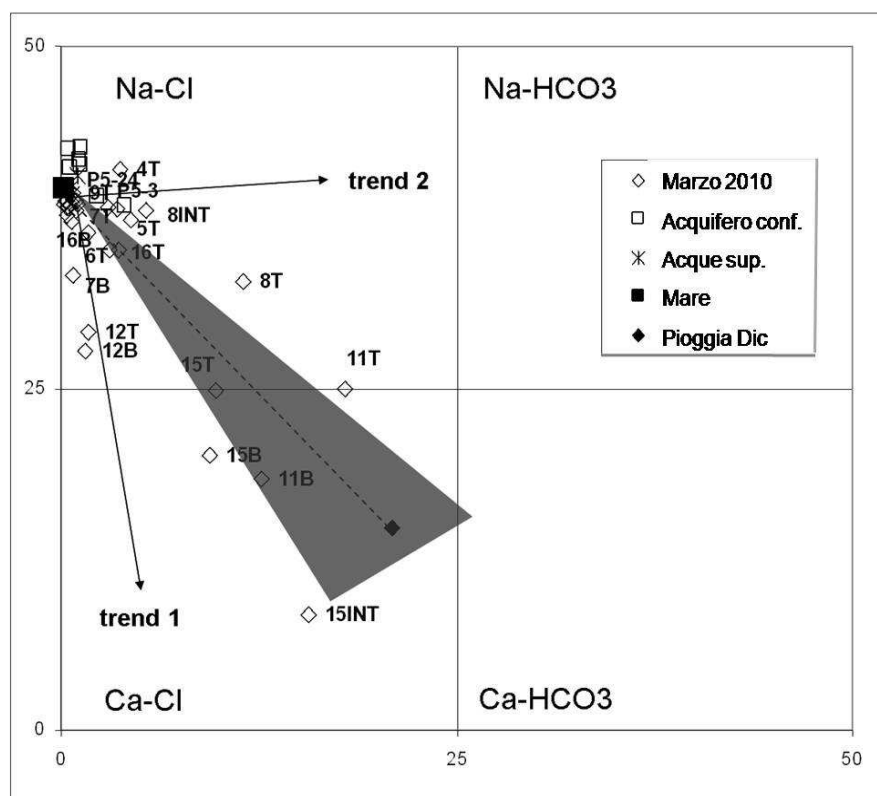


Figura 6.5. Diagramma di Langellier e Ludwig in cui sono riportate le concentrazioni in meq/l degli ioni maggiori misurati nell'acquifero freatico nel marzo 2010. Il grafico mostra come la gran parte dei campioni prelevati sia alla base (B) che al tetto (T) del freatico (diamanti), abbiano composizione simile a quella dell'acqua marina. I campioni 11 e 15 costituiscono un'eccezione e si collocano lungo la retta di mescolamento ideale tra l'acqua di mare e l'acqua meteorica (linea tratteggiata). I quadrati indicano la composizione di campioni dell'acquifero confinato.

Il rapporto tra il contenuto di sodio (Na) e cloro (Cl) dei campioni dell'agosto 2009 è stato messo a confronto con una retta, che rappresenta il rapporto tra questi due elementi in acqua di mare reale e progressivamente diluita (linea nera in

Figura 6.6 A). Nel diagramma binario di

Figura 6.6 A, è possibile osservare che tutti i campioni sono allineati lungo la retta di diluizione dell'acqua di mare. I campioni del PZ10 hanno contenuto di sodio e cloro maggiore di quello dell'acqua di mare a tutte le profondità di campionamento, fenomeno che caratterizza anche i campioni delle acque superficiali.

Confrontando il rapporto tra il contenuto di potassio (K) e cloro (Cl) con quello tra questi due elementi in acqua di mare reale e progressivamente diluita (linea nera in

Figura 6.6B), è possibile osservare che i campioni dell'acquifero non si dispongono lungo la retta teorica. Nel complesso, i campioni del tetto dell'acquifero hanno contenuto in K inferiore a quello della base, fanno eccezione i PZ10, PZ14 e PZ11, in cui il contenuto di K

al tetto dell'acquifero è più elevato di quello registrato alla base negli altri piezometri e il campione PZ15, che ha il contenuto minimo di K a tutte le profondità di campionamento. I campioni del PZ11 mostrano un eccesso di potassio rispetto alla linea teorica del rapporto K/Cl. Lo stesso andamento caratterizza la base dell'acquifero presso il PZ6. Il contenuto di potassio e di cloro misurato alla base dell'acquifero nei PZ5, PZ8 e PZ10 è superiore a quello dell'acqua di mare. Il contenuto di potassio al tetto dell'acquifero è significativamente inferiore a quello indicato dalla linea teorica nei PZ4, PZ5, PZ16 e PZ10. Alla base dell'acquifero, il contenuto di potassio è significativamente inferiore rispetto alla linea teorica nei campioni prelevati presso i PZ7, PZ9, PZ12 e PZ14. I campioni provenienti dalle acque superficiali sono caratterizzati da contenuto di potassio molto inferiore a quello previsto dal rapporto K/Cl indicato dalla retta di diluizione dell'acqua di mare.

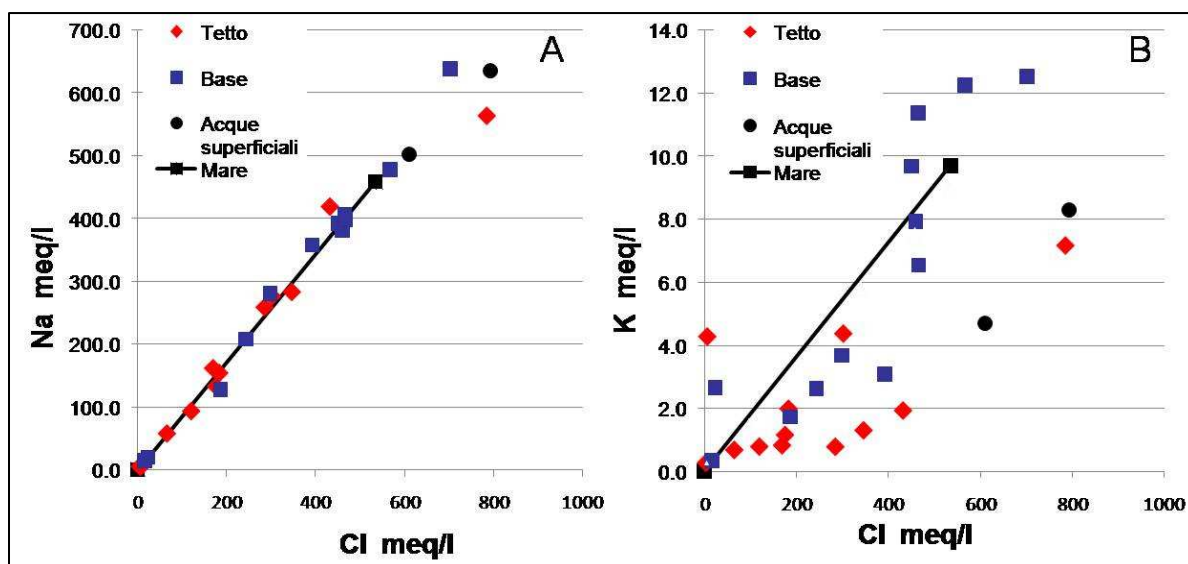


Figura 6.6. (A) Confronto tra il contenuto di cloro (Cl) e di sodio (Na) dei campioni dell'Agosto 2009. (B) Confronto tra il contenuto di cloro (Cl) e di potassio (K) dei campioni dell'Agosto 2009.

Anche il rapporto tra il contenuto di sodio (Na) e cloro (Cl) dei campioni del marzo 2010 è stato messo a confronto con la retta che rappresenta il rapporto tra questi due elementi in acqua di mare reale e progressivamente diluita (linea nera in Figura 6.7A). Nel diagramma binario di Figura 6.7A, è possibile osservare che tutti i campioni sono allineati lungo la retta di diluizione dell'acqua di mare. Nel complesso, il contenuto di sodio cresce dal tetto alla base dell'acquifero (rispettivamente, in rosso e blu nel diagramma), fanno eccezione i campioni dei PZ10 e del PZ14, in cui il contenuto di Na al tetto è maggiore di quello che caratterizza la base in molti altri piezometri, e i campioni dei PZ11 e PZ15, in cui il

contenuto di sodio alla base dell'acquifero è inferiore a quello registrato al tetto della gran parte dei piezometri. Il contenuto di Na nei campioni provenienti dalla zona di mixing, in verde in Figura 6.7, è sempre di poco inferiore a quello misurato negli stessi piezometri alla base dell'acquifero. I campioni provenienti dalla base dell'acquifero prelevati presso i PZ8 e PZ10 hanno contenuto di sodio maggiore di quello dell'acqua di mare. Il contenuto di sodio delle acque superficiali è maggiore di quello al tetto dell'acquifero, fa eccezione solo il PZ10, caratterizzato da contenuto più elevato di sodio a tutte le profondità di campionamento.

Confrontando il rapporto tra il contenuto di potassio (K) e cloro (Cl) con quello tra questi due elementi in acqua di mare reale e progressivamente diluita (linea nera in Figura 6.7B), è possibile osservare che i campioni dell'acquifero non si dispongono lungo la retta teorica. Al contrario, il rapporto K/Cl nei tre campioni provenienti dalle acque superficiali cade lungo la retta. Nel complesso, i campioni del tetto dell'acquifero hanno contenuto in K inferiore a quello della base. I campioni della zona di mixing hanno contengono potassio in quantità sensibilmente inferiore a quella registrata alla base dell'acquifero negli stessi piezometri.

I campioni del PZ11 mostrano un eccesso di potassio rispetto alla linea teorica del rapporto K/Cl, mentre quelli provenienti dalla base dell'acquifero presso i PZ5, PZ8 e PZ10 hanno un contenuto sia di potassio che di cloro superiore all'acqua di mare. I campioni dei PZ7 e PZ12 hanno contenuto di potassio significativamente inferiore a quello indicato dalla retta teorica a tutte le profondità di campionamento. Questo andamento è stato osservato anche alla base dell'acquifero nel PZ16.

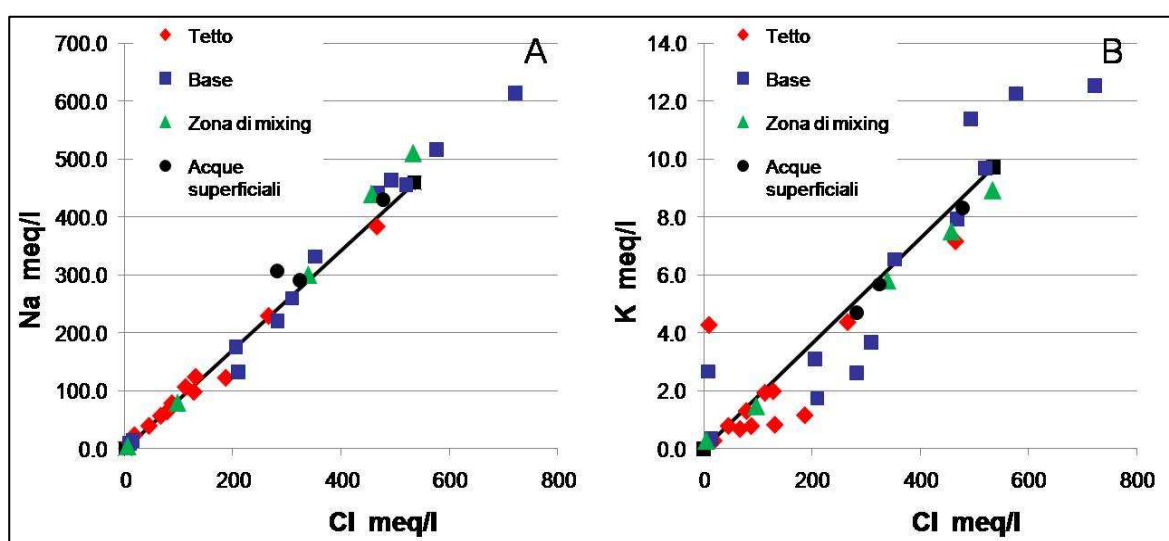


Figura 6.7. (A) Confronto tra il contenuto di cloro (Cl) e di sodio (Na) dei campioni del marzo 2010. (B) Confronto tra il contenuto di cloro (Cl) e di potassio (K) dei campioni del marzo 2010.

Calcolo dell'Indice di scambio cationico di base

L'indice di scambio cationico di base (BEX index di Stuyfzand, 2008) è stato introdotto nel capitolo 1. La formulazione dell'indice BEX per acquiferi con presenza di dolomite è:

$$\text{BEX} = [\text{Na}^+ + \text{K}^+] \text{ misurati} - 0.8768 \text{ Cl}^-$$

In questa sezione sono presentati i risultati del calcolo dell'indice per tutti i campioni analizzati, la cui composizione principale è stata descritta nelle sezioni precedenti.

L'indice BEX dei campioni dell'agosto 2008 e del marzo 2009 è stato messo a confronto con i loro valori di conduttività elettrica nel diagramma di

Figura 6.8, in cui è possibile osservare che solo 8 campioni hanno valori di indice BEX prossimi a zero. Tra questi campioni, 7 sono stati prelevati al tetto dell'acquifero freatico: T23 nel rilievo invernale, T21, T22 e T27 in entrambe le stagioni, e uno nelle acque superficiali, STN.

I campioni che hanno indice di BEX positivo sono: T28 in entrambe le stagioni, T23, T29 and PZ3 in estate, e T3, T5, T24, PZ1, PZ2, SC e STW in inverno. Tutti gli altri campioni presentano indice di BEX negativo. L'indice di BEX non risulta correlato con la conduttività elettrica dei campioni, parametro proporzionale alla salinità.

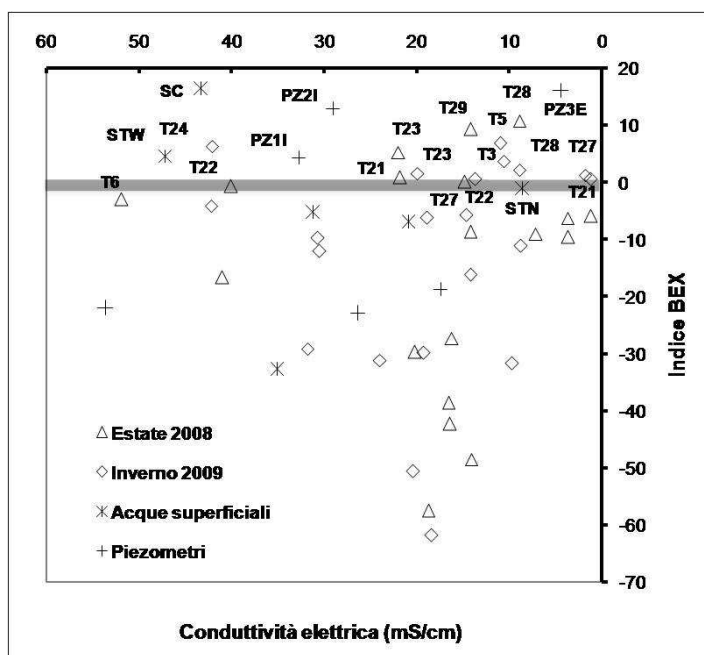


Figura 6.8. Indice di scambio cationico di base (BEX index, Stuyfzand, 2008) e conduttività elettrica (mS/cm) dei campioni del tetto dell'acquifero dell'agosto 2008 (triangoli) e del marzo 2009 (diamanti). In figura sono riportati anche i valori relativi ai campioni della base dell'acquifero (pezometri) e delle acque superficiali (asterisco).

L'indice BEX dei campioni analizzati nelle due stagioni successive di monitoraggio sono rappresentati nei diagrammi binari di Figura 6.9 e Figura 6.10, relativi ai campionamenti dell'agosto 2009 e del marzo 2010, rispettivamente.

I campioni caratterizzati da indice BEX positivo nell'agosto 2009 sono: 4T, 7T e 16T (provenienti dal tetto dell'acquifero); 5B, 6B, 10B, 11B, 14B e 16B (provenienti dalla base dell'acquifero). I campioni 6T, 9T, 9B, 7B, 11T, 15T, 15B mostrano indice BEX prossimo a zero.

I campioni caratterizzati da indice BEX positivo nel marzo 2010 sono: 4T, 7T, 11T e 15T (provenienti dal tetto dell'acquifero); 4B, 5B, 6B, 9B, e 11B (provenienti dalla base dell'acquifero); i campioni 4INT, 6INT e 10 INT (provenienti dalla zona di mixing); STW, SC e STN (provenienti da acque superficiali). I campioni 5T, 8T, 9T, 14T, 16T, 14B, 15B e 15INT mostrano indice BEX prossimo a zero

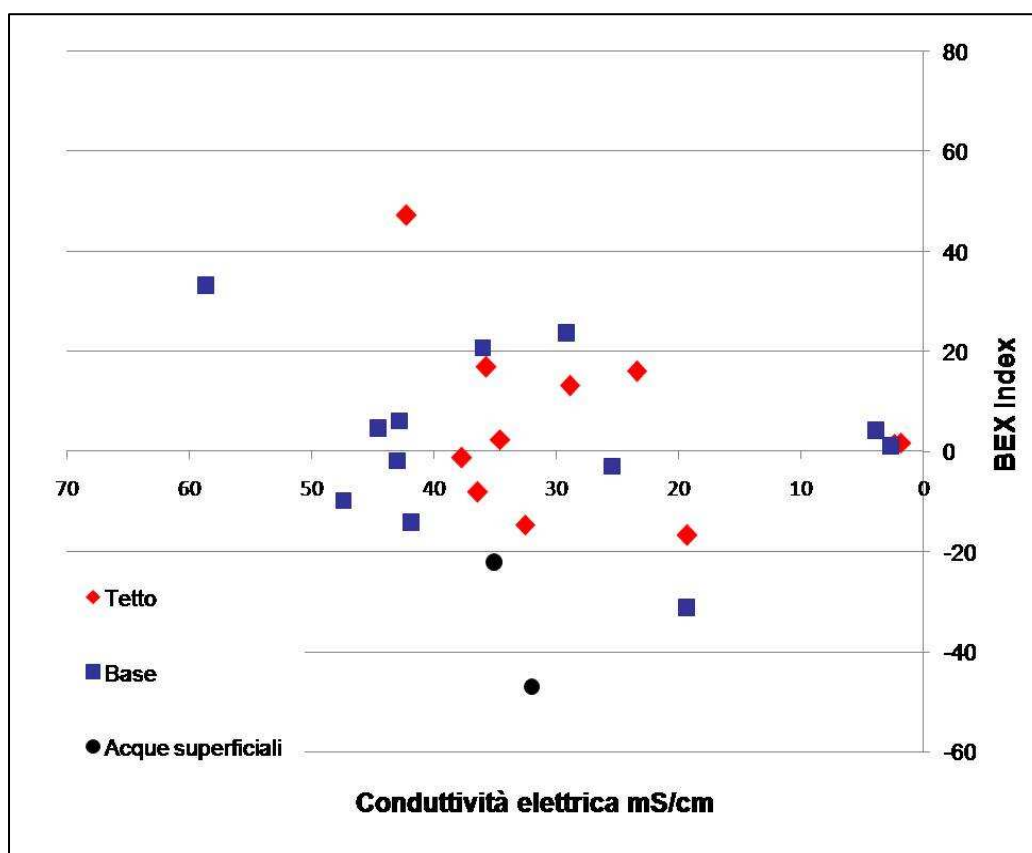


Figura 6.9. Indice di scambio cationico di base (BEX index, Stuyfzand, 2008) e conduttività elettrica (mS/cm) dei campioni dell'agosto 2009. In figura sono riportati i valori relativi ai campioni della base dell'acquifero (in blu), del tetto della falda (in rosso) e delle acque superficiali (in nero).

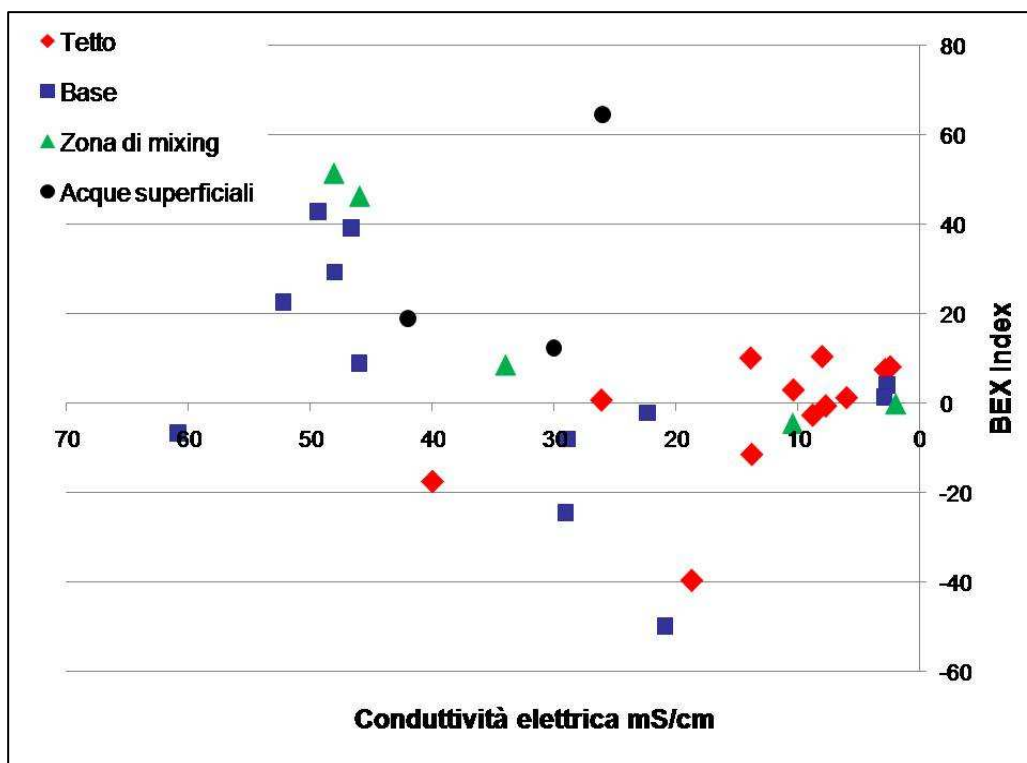


Figura 6.10. Indice di scambio cationico di base (BEX index, Stuyfzand, 2008) e conduttività elettrica (mS/cm) dei campioni del marzo 2010. In figura sono riportati i valori relativi ai campioni della base dell'acquifero (in blu), del tetto della falda (in rosso) e delle acque superficiali (in nero).

Elaborazione degli indici di saturazione dei minerali più comuni

Gli indici di saturazione delle principali fasi carbonatiche (calcite e dolomite), normalmente presenti nelle acque costiere, sono stati calcolati con il software PHREEQC (), con lo scopo di ottenere indicazioni sulle interazioni tra acque e minerali presenti nel sedimento.

Un'acqua è in equilibrio con una fase quando l'indice di saturazione del minerale è compreso tra -0.3 e 0.3, valori di $SI < 0.3$ indicano sottosaturazione e valori maggiori di 0.3 indicano sovrasaturazione. In condizioni di sovrasaturazione un minerale può precipitare, in condizioni di sottosaturazione un minerale si discioglie in soluzione.

Le acque marine sono blandamente sovrasature in calcite ($SI=0.4$, Appelo 1993) e fortemente sovrasature in dolomite ($SI \gg 0.4$).

Le acque meteoriche sono solitamente sottosature in questi minerali e, durante l'infiltrazione, disciogliono i carbonati presenti nel sedimento portandoli in soluzione. Questo processo avviene nella porzione più superficiale dell'acquifero.

Gli indici di saturazione della calcite e della dolomite sono stati messi in diagramma con la concentrazione dello ione bicarbonato (HCO_3^{3-}), il cui contenuto non aumenta linearmente all'aumentare dell'indice di saturazione delle due fasi (Figura 6.11 e Figura 6.12, rispettivamente).

Il grafici di Figura 6.11 e Figura 6.12 mostrano come le acque al tetto dell'acquifero freatico sono, generalmente, sovrasature in calcite e molto sovrasature in dolomite, in entrambe le stagioni di campionamento. I campioni prelevati dai corpi di acqua superficiale nel marzo 2009 sono in assoluto i più sovrasaturi in calcite ($SI > 1$) e dolomite ($SI > 2.5$), in particolare quelli raccolti negli stagni (Figura 6.11B e Figura 6.12B).

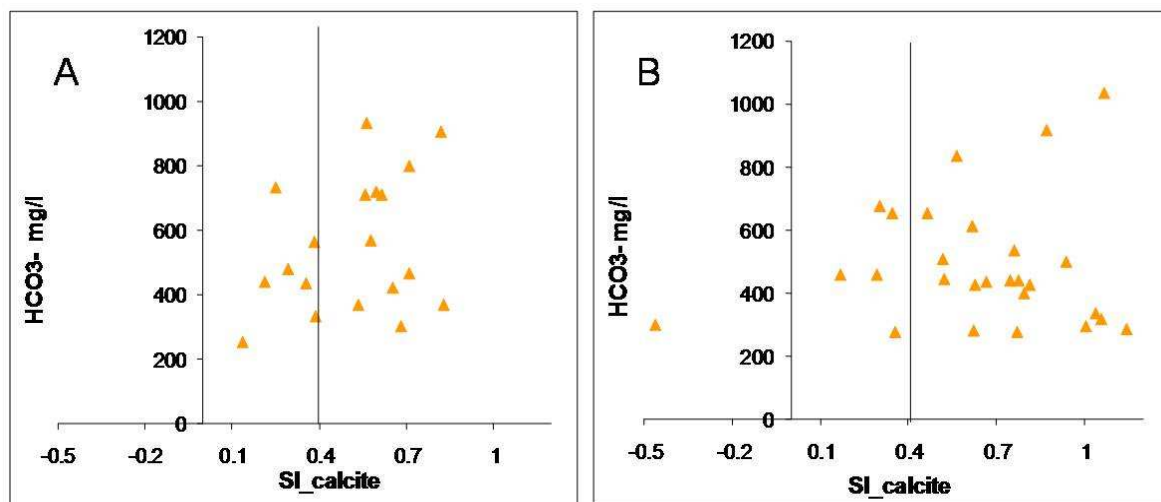


Figura 6.11. (A) Indice di saturazione (SI) della Calcite al tetto dell'acquifero, campioni dell'agosto 2008. La linea nera rappresenta l'indice di saturazione della calcite in acqua di mare ($SI=0.4$). (B) Indice di saturazione (SI) della Calcite al tetto dell'acquifero, campioni del marzo 2009. La linea nera rappresenta l'indice di saturazione della calcite in acqua di mare ($SI=0.4$).

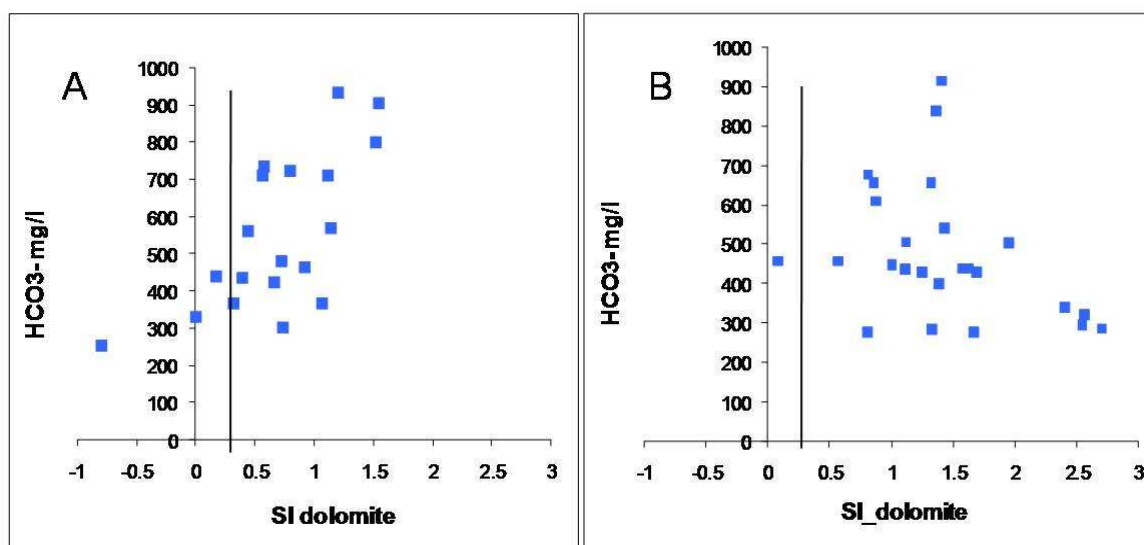


Figura 6.12. (A) Indice di saturazione (SI) della Dolomite al tetto dell'acquifero, campioni dell' agosto 2009. La linea nera rappresenta l'indice di saturazione della dolomite in acqua di mare (SI=0.3). (B) Indice di saturazione (SI) della dolomite al tetto dell'acquifero, campioni del marzo 2009. La linea nera rappresenta l'indice di saturazione della dolomite in acqua di mare (SI=0.3).

Osservazioni e conclusioni

I campioni dei primi due rilievi (Agosto 2008 e Marzo 2009) con indice BEX positivo sono: T28 in entrambe le stagioni, T23, T29 and PZ3 in estate, e T3, T5, T24, PZ1, PZ2, SC e STW in inverno. Secondo l'interpretazione dell'autore, valori positivi di indice BEX indicano un processo di dolcificazione dell'acquifero dovuto a scambio cationico (Stuyfzand, 2008). All'interno di questo gruppo, i campioni T28 e T29, seguono il trend di evoluzione composizionale numero 2 rappresentato in Figura 6.1 Questo trend indica il passaggio da composizione cloruro-sodica a composizione carbonato-sodica ed è stato interpretato come corrispondente ad un processo di dolcificazione dell'acquifero da Capaccioni *et al.* (2005). I campioni T28 e T29 sono ubicati presso la foce dei Fiumi Uniti, dove l'acquifero è caratterizzato da intercalazioni argillose, che contribuiscono ad aumentare la capacità di scambio cationico del sedimento.

I campioni dei monitoraggi successivi (Agosto 2009 e Marzo 2010) con composizione compresa nella zona evidenziata in grigio dei diagrammi di Figura 6.4 e Figura 6.6 provengono dai piezometri PZ11 e PZ15. Questi sono ubicati all'interno dell'area agricola (15) e al confine tra la pineta costiera e l'area agricola adiacente (11). In queste aree il

contributo delle acque di irrigazione nel periodo estivo costituisce una notevole parte della ricarica complessiva del sistema freatico. Al contrario i campioni prelevati nel piezometro 16, anch'esso ubicato in un'area agricola nei pressi della foce dei Fiumi Uniti, non presenta mescolamento tra acque meteoriche e marine, ma si colloca composizionalmente nel gruppo di campioni sovrapponibili all'acqua di mare. Questa differenza è imputabile al tipo di colture presenti nelle due aree agricole. Nell'area adiacente alla pineta costiera si coltivano infatti ortaggi che necessitano di essere irrigati quotidianamente per tutto il periodo estivo, mentre nell'area prossima alla foce del fiume si praticano colture che non vengono irrigate (cereali). Secondo i risultati ottenuti dall'identificazione dei trend composizionali nel diagramma di Langellier e Ludwig, il contributo alla ricarica dell'acquifero freatico dato dall'irrigazione non provoca una dolcificazione dell'acquifero ma una semplice diluizione della salinità. Al contrario, il calcolo dell'indice BEX risulta positivo per molti dei campioni analizzati in queste due stagioni di campionamento. Interpretando i valori positivi di indice di BEX come indicatori di un processo di dolcificazione dell'acquifero, si ottiene una sostanziale discordanza tra i risultati forniti dai due tipi di analisi. Secondo Stuyfzand (2008), l'interpretazione corretta dell'indice di BEX è subordinata alla verifica di alcune condizioni. La più importante di queste condizioni, descritte nel capitolo 1, è che lo scambio cationico deve essere il principale meccanismo di interazione tra la matrice solida dell'acquifero e le acque sotterranee. I risultati dei rilievi dei parametri chimico-fisici e del calcolo degli indici di saturazione indicano che l'evaporazione condiziona la distribuzione della salinità nell'acquifero, in modo particolare nei siti prossimi a stagni e canali di drenaggio. Sulla base di queste considerazioni, è lecito supporre che le informazioni fornite dall'analisi dei trend composizionali siano più attendibili dei risultati del calcolo dell'indice BEX.

Il calcolo degli indici di saturazione dei principali minerali carbonatici mostra come la porzione più superficiale dell'acquifero freatico abbia una forte impronta marina e uno scarso apporto di acque meteoriche. I campioni analizzati risultano per la maggior parte sovrasaturi in calcite e molto sovrasaturi in dolomite in entrambe le stagioni di campionamento (agosto 2008 e marzo 2010). I campioni che hanno indice di saturazione della calcite minore di quello dell'acqua marina appartengono tutti al primo retroduna, alle zone immediatamente adiacenti alle aree irrigate, e all'area umida presente sia a nord che a sud della foce dei Fiumi Uniti. In sintesi, i campioni in equilibrio con la calcite o leggermente sottosaturi appartengono alle aree di maggior ricarica ed infiltrazione. Il resto dei campioni (pineta) presenta una chiara sovrasaturazione in calcite. Analogamente, la

dolomite è in equilibrio o in sottosaturazione solo nelle acque sotterranee del retroduna e in prossimità di aree irrigate.

La sovrasaturazione in calcite e dolomite è, verosimilmente, caratteristica di zone di risalita e concentrazione delle acque marine, che non vengono sufficientemente diluite dalle acque meteoriche e restano ricche di questi sali anche durante l'inverno. Da soluzioni così sovrasature di carbonati possono facilmente precipitare sia calcite che dolomite.

MONITORAGGIO DELL'ACQUIFERO CON TECNICHE INDIRETTE

Introduzione

In questo capitolo sono presentati i risultati delle indagini eseguite con metodi indiretti, quali VES, CVES e TEC probe, descritti nel capitolo 3. Questi rilievi sono finalizzati allo studio della distribuzione della salinità nell'acquifero e costituiscono un'integrazione dei risultati ottenuti con il monitoraggio diretto di questo parametro, presentati nel capitolo 5. Le indagini dirette forniscono dati di salinità esatti e puntuali, mentre con i metodi indiretti si ottengono dati che necessitano di essere processati e calibrati. Le tecniche utilizzate per l'elaborazione dei dati indiretti sono state anch'esse descritte nel capitolo 3.

I rilievi indiretti della salinità nell'area consistono di:

- 1 rilievo geofisico del tipo VES (carotaggi elettrici verticali), eseguito in Marzo 2009.
- 8 rilievi con TEC probe condotti in 4 sezioni nel Settembre 2009 e nel Febbraio 2010
- 1 rilievo geofisico del tipo CVES eseguito in Marzo 2010

I risultati di ognuna di queste tipologie d'indagine sono presentati separatamente nelle 3 sezioni che seguono.

Rilievo geofisico VES

Nel Marzo 2009 è stata eseguito un rilievo geo – elettrico del tipo VES lungo un transetto di ca 5 Km perpendicolare alla costa, rappresentato dalla linea rossa in

Figura 7.1. Il transetto consiste di 19 profili verticali unidimensionali, distanti tra loro 200 m in media, che coprono l'intera estensione dell'area di studio: il punto 1 è ubicato nel cordone più esterno di dune, i punti 2-4 sono stati eseguiti nella pineta costiera, i punti 5-14 sono ubicati nella zona agricola e i punti 15-19 nella pineta di Classe (in

Figura 7.1, le pinete sono rappresentate in verde, il cordone di dune attivo in marrone chiaro e la zona agricola corrisponde all'area di cui è riportata la carta topografica).

Le resistività apparenti misurate in sito sono state convertite in valori reali di resistività tramite un processo d'inversione, eseguito in modo iterativo con il software RESIST. I parametri di riferimento utilizzati per l'inversione e l'interpretazione dei dati sono elencati in Tabella 10, in cui sono elencate le principali litologie presenti nell'area di studio e i corrispondenti valori di resistività elettrica per cinque diverse condizioni del sedimento: asciutto, insaturo, saturo di acqua dolce, saturo di acqua salmastra, saturo di acqua salata.

Sabbia asciutta	$\rho_a = 80-350 \Omega\text{-m}$
Sabbia umida zona vadosa	$\rho_a = 20 \Omega\text{-m}$ (10 con sopra argilla)
Sabbia satura acqua dolce	$\rho_a = 10 \Omega\text{-m}$
Zona mix	$\rho_a = 0.3 \Omega\text{-m}$
Sabbia satura acqua salata	$\rho_a = 0.001 \Omega\text{-m}$
Argilla	$\rho_a = 10 \Omega\text{-m}$
Argilla satura	$\rho_a = 2-5 \Omega\text{-m}$

Tabella 10. Parametri di riferimento per l'inversione e l'interpretazione delle resistività apparenti: resistività elettriche dei principali litotipi con diversi gradi di saturazione e diverse salinità del fluido interstiziale.

Per effettuare correttamente l'inversione delle resistività apparenti è, dunque, necessario conoscere per ogni punto di misura: la soggiacenza della falda, la conduttività elettrica del tetto della falda e la litologia del sottosuolo lungo il profilo verticale.

Soggiacenza e conduttività elettrica del tetto della falda sono stati misurati direttamente in sito. La litologia del sottosuolo presso i profili è stata dedotta dalle sezioni geologiche pubblicate nel sito del Servizio Geologico Sismico e dei suoli della Regione Emilia-Romagna.

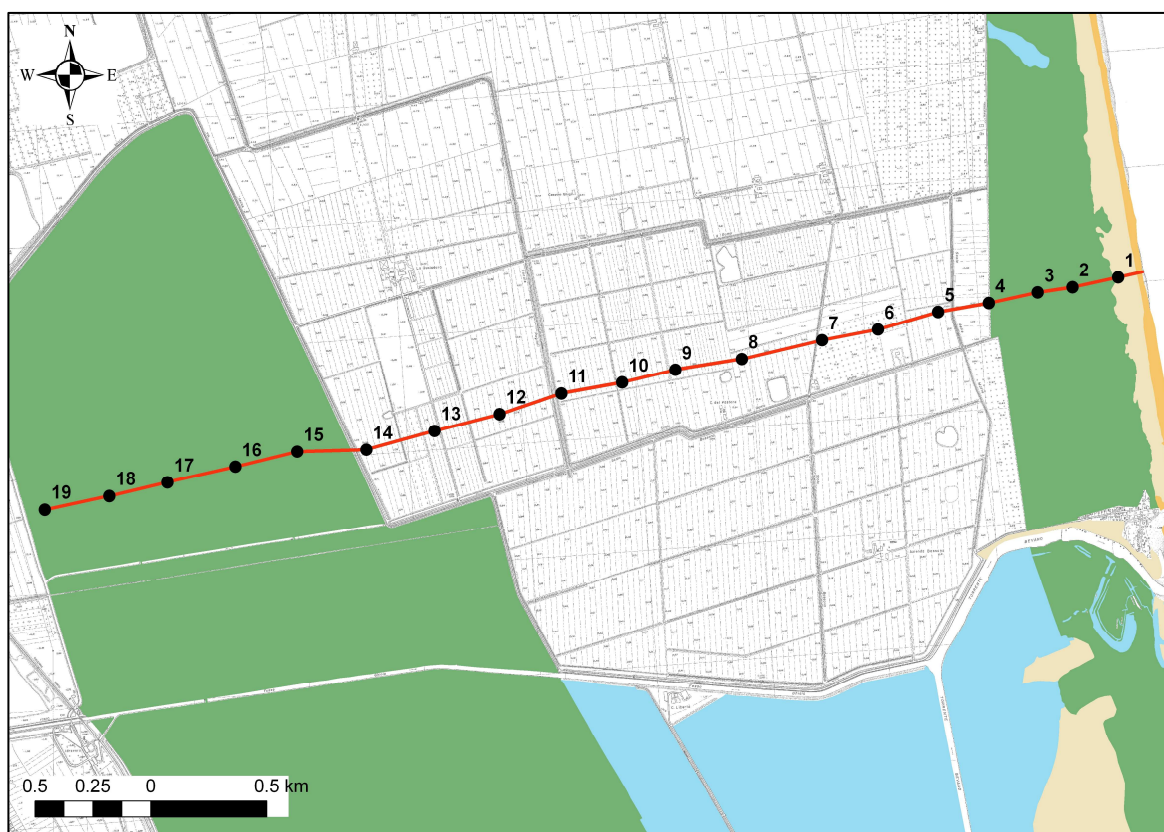


Figura 7.1. Ubicazione del transetto di VES, in rosso, eseguito nell'area di studio nel Marzo 2009. Le aree verdi corrispondono alle pinete, tra le quali è presente l'area agricola. I numeri indicano la posizione dei profili unidimensionali misurati.

I risultati dei 19 punti rilevati sono rappresentati in Figura 7.2, in cui è possibile osservare la ricostruzione ottenuta della salinità dell'acquifero. Oltre alla posizione del piano campagna e della profondità della falda rispetto al livello medio del mare, in Figura 7.3 sono, infatti, rappresentati i limiti inferiori della lente di acqua dolce e della zona di mixing. Inoltre, per ogni punto di misura è illustrata la litologia del sottosuolo lungo il profilo.

Nel complesso, la lente di acqua dolce risulta sottile e discontinua ed è caratterizzata da spessore massimo pari a 1 m presso i profili 6, 9, 13, 16 e 18. I punti di misura 6, 9 e 13 sono ubicati nelle aree irrigate della zona agricola o nelle loro immediate vicinanze (Figura 4.18B), i punti di misura 16 e 18 sono ubicati nella pineta di Classe. Negli altri punti di misura della lente di acqua è assente (profili 2 e 3) o di dimensioni inferiori ai 10 cm.

Lo spessore della zona di mixing aumenta progressivamente dalla pineta costiera verso l'entroterra, in cui si estende anche per 7-8 m. Tale aumento non è graduale, ma ricalca le variazioni di spessore della lente di acqua dolce. Nei punti citati sopra (6, 9, 13, 16 e 18), in

cui è stata osservata la presenza di ca 1m di acqua dolce, la zona di mixing è più ampia che nei profili adiacenti.

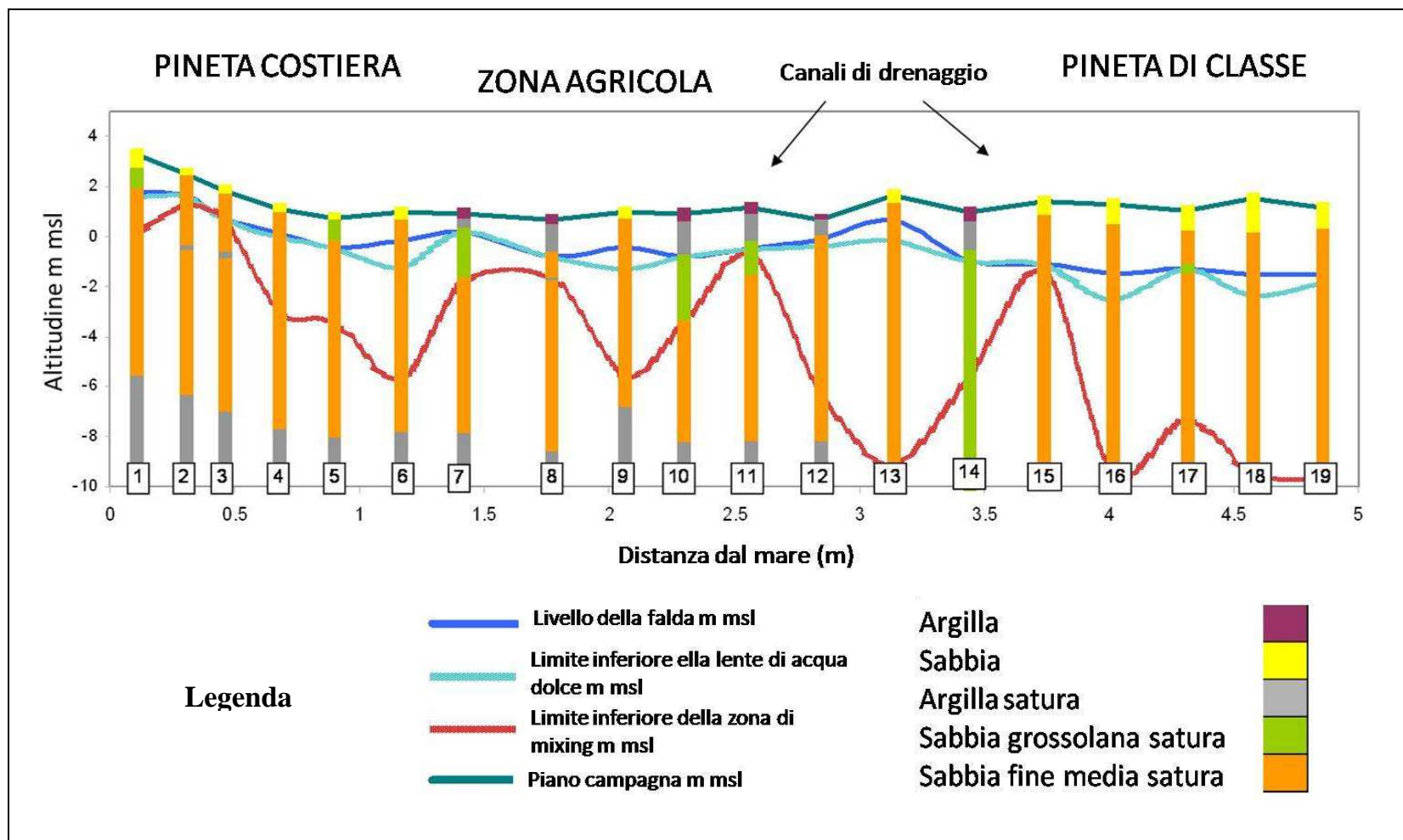


Figura 7.2 Spessore della lente di acqua dolce e della zona di mixing in un transetto di VES eseguite nel Marzo 2009. In figura sono riportate l'altitudine e la profondità della falda rispetto al livello medio del mare. I numeri indicano la posizione dei profili verticali, di ognuno dei quali è illustrata la litologia.

In Figura 7.2 è indicata anche la posizione di due canali di drenaggio presenti lungo il transetto rilevato: uno dei canali è distante poche decine di m dal profilo 11, l'altro è tra i profili 14 e 15. Entrambi i canali contengono acqua salmastra (4-6 g/l).

In sintesi, dalla linea di costa verso l'entroterra, l'acquifero è costituito da:

- Cordone di dune attivo (profilo 1): pochi cm di acqua dolce e di una zona di mixing con spessore pari a ca 1.5 m
- Pineta costiera (profili 2-4): la lente di acqua dolce è assente, la zona di mixing ha spessore variabile da 0.3 m (profilo 3) a 3.5 m (profilo 4).
- Zona agricola con suolo sabbioso (irrigata): la lente d'acqua dolce ha spessore pari a ca 1m nei profili 6, 9, 13 e 16, mentre si estende per soli pochi cm nel profilo 5, ubicato al confine tra la pineta e l'area agricola. Lo spessore della zona di mixing varia da ca 3 m al limite est della zona agricola (profilo 5), a ca 5 m nei profili 6 e 9, a ca 8.5 m verso il confine occidentale con la pineta di Classe (profilo 13).
- Zona agricola con suolo argilloso (non irrigata): la lente d'acqua dolce è assente nei profili 7, 8, 10, 11 e 14 e ha spessore di pochi cm nel profilo 12. L'estensione della zona di mixing è estremamente variabile ed è minima presso il profilo 11 (pochi cm) e massima nel profilo 12 (4.5 m).
- Pineta di Classe: la lente di acqua dolce è assente nei profili 15 e 17 e ha spessore pari a 0.5 m nel 19 e di poco più di 1 m nei profili 16 e 18. Lo spessore della zona di mixing è inferiore a 0.5 m nel profilo 15 e sempre maggiore di 6 m negli altri profili effettuati in questa zona.

Rilievo con sonda multiparametrica TEC *probe*

La sonda multiparametrica TEC probe (Figura 3.4) è un metodo di indagine indiretto in quanto misura temperatura ed elettroconduttività del sedimento saturo. La determinazione dell'elettroconduttività dell'acqua di saturazione del sedimento necessita dell'applicazione di un fattore di formazione (proprietà del mezzo poroso) determinato sperimentalmente per i litotipi più frequenti nell'area oggetto di studio (Tabella 11).

Nei punti di misura della sonda sono stati eseguiti dei carotaggi manuali per la ricostruzione litologica dei profili, necessaria per l'applicazione del fattore di formazione, e l'identificazione della superficie freatica. Le misure di conduttività elettrica sono state, infine, convertite in una stima dei cloruri, secondo il metodo descritto nel capitolo 3. Il limite superiore di clorinità delle acque dolci, per uso non potabile, è pari a 3000 mg/l.

LITOTIPO	FATTORE DI FORMAZIONE
ARGILLA ORGANICA	1.5
TORBA	1.6
SILT	1.6
SABBIA ORGANICA	2.1
SABBIA SILTOSA/ARGILLOSA	2.3
SABBIA	2.6

Tabella 11. Fattori di formazione, determinati sperimentalmente, dei litotipi più diffusi nell'area di studio

Con la sonda si ottengono dei profili verticali unidimensionali, molto dettagliati, di conduttività elettrica del sedimento saturo. Questo parametro viene misurato, infatti, ogni 0.1 m a partire dalla superficie freatica. A causa della litologia prevalentemente sabbiosa dell'acquifero, la profondità di investigazione raggiunta con la sonda TEC probe è stata di 1-2 metri dalla superficie freatica, quindi lo studio si è concentrato sulla porzione superficiale dell'acquifero. Essendo lo spessore totale della zona satura dell'acquifero freatico nella fascia costiera pari a 5-6 m, i dati ottenuti con la sonda sono stati integrati con quelli piezometrici per includere informazioni relative alla porzione basale dell'acquifero.

Questo rilievo di dettaglio è stato eseguito con lo scopo di determinare lo spessore della lente d'acqua dolce, ove presente, e di analizzare il ruolo dell'interazione tra acque superficiali e sotterranee nel processo di salinizzazione dell'acquifero. Alcuni profili con sonda TEC probe, infatti, sono stati eseguiti al fondo degli scoli pinetali e degli stagni retrodunali presenti in pineta.

I profili verticali sono ubicati lungo i 4 transetti rappresentati in Figura 7.3 e sono stati effettuati perpendicolarmente ai canali di drenaggio (transetto 1 e 4) e agli stagni retrodunali (transetto 3 e 4), secondo la direzione di massima variazione teorica dello spessore della lente di acqua dolce (Figura 1.3). La spaziatura tra i profili varia da pochi metri in prossimità dei corpi di acqua superficiale a poche decine di metri nel resto del transetto.

Il monitoraggio è stato eseguito negli stessi punti sia in settembre 2009 che in marzo 2010.

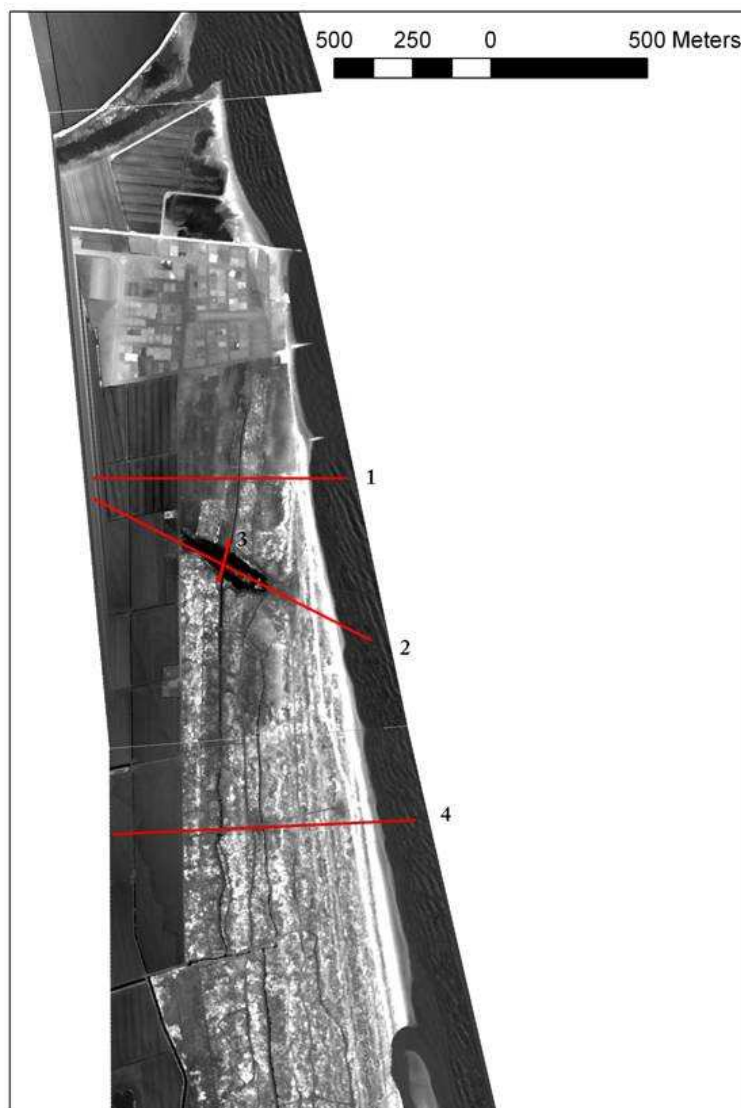


Figura 7.3 Ubicazione dei transetti monitorati con TEC probe nel settembre 2009 e nel febbraio 2010.

1. Transetto 1

Il transetto numero 1 è una sezione perpendicolare alla linea di costa, lunga 900 m, e consiste di 7 profili verticali rappresentati da simboli neri in Figura 7.4 e Figura 7.5 (rilievo estivo ed invernale, rispettivamente). In ognuno dei profili verticali, i dati misurati con la sonda TEC probe sono stati integrati con quelli dei piezometri o dei rilievi VES, con lo scopo di rappresentare anche la salinità della base dell'acquifero nella sezione (i piezometri prossimi a questa sezione sono il PZ5 e il PZ4).

In Figura 7.4 e Figura 7.5 sono rappresentate sia l'altitudine che la profondità della falda (linea blu) rispetto al livello medio marino, illustrato nel margine orientale del transetto.

Il margine occidentale del transetto corrisponde alla zona agricola dell'area di studio, sub-pianeggiante. Il transetto comprende uno dei canali di drenaggio della pineta costiera, in cui sono stati effettuati tre profili verticali ravvicinati (uno al centro e due sulle sponde) e delle misure dirette di clorinità dell'acqua superficiale (campione SC nel capitolo precedente).

Una sottile lente di acqua dolce (<0.2 m) è presente nel tratto più orientale dell'acquifero, presso il cordone di dune più esterno, in entrambe le stagioni di rilievo. La porzione più occidentale dell'acquifero mostra delle variazioni di salinità più ampie, con una lente di acqua dolce che si estende per quasi 2 m in settembre 2009 e più di 2 m in febbraio 2010. Presso il canale di drenaggio, durante la stagione estiva la clorinità è maggiore al tetto dell'acquifero e nelle acque superficiali che nella parte centrale della falda freatica. Questo fenomeno è più evidente nell'area adiacente alla sponda occidentale del canale. Nel rilievo invernale, il tetto dell'acquifero è ancora più salino nell'area adiacente alla sponda ovest del canale che in quella orientale e la salinità delle acque superficiali è maggiore di quella dell'acquifero con cui è in diretto contatto. Contrariamente rispetto a quanto osservato in settembre 2009, la clorinità aumenta dal tetto della falda verso la base, seppure in modo irregolare rispetto al resto del transetto.

2. *Transetti 2 e 3*

Il transetto numero 2 è una sezione perpendicolare alla direzione di massima estensione dello stagno presente nella pineta costiera (Figura 7.3), che va dalla linea di costa fino a 900 m nell'entroterra. Questo transetto consiste di 8 profili verticali rappresentati da simboli neri in Figura 7.6 e Figura 7.7 (rilievo estivo ed invernale, rispettivamente).

Il transetto numero 3 è una sezione perpendicolare al transetto 2, che coincide con la direzione di minima estensione dello stagno. Questo transetto consiste di 4 profili verticali e ha lunghezza pari a 150 m (Figura 7.8 e Figura 7.9, rispettivamente per il rilievo estivo ed invernale).

In ognuno dei profili verticali, i dati misurati con la sonda TEC probe sono stati integrati con quelli dei piezometri o dei rilievi VES, con lo scopo di rappresentare anche la salinità della base dell'acquifero nella sezione (i piezometri prossimi a questa sezione sono il PZ5, il PZ4 e il PZ10). Nelle figure sono rappresentate sia l'altitudine che la profondità della falda (linea blu) rispetto al livello medio marino.

Nel transetto 2 (Figura 7.6 e Figura 7.7), il margine occidentale corrisponde alla zona agricola dell'area di studio, sub-pianeggiante, mentre la parte centrale, depressa, corrisponde allo stagno della pineta costiera, in cui sono stati effettuati 5 profili verticali dalla sponda est a quella ovest e delle misure dirette di clorinità dell'acqua superficiale (campioni STE e STW nel capitolo precedente). I risultati dei rilievi mostrano la presenza di una lente di acqua dolce al tetto dell'acquifero nel margine occidentale del transetto, che ha spessore massimo di 2 m in settembre 2009 (Figura 7.6), e di 6 m in febbraio 2010 (Figura 7.7). Una sottile lente di acqua dolce si trova al tetto dell'acquifero in prossimità dei cordoni di dune della pineta solo durante la stagione invernale. La clorinità delle acque superficiali dello stagno e dell'acquifero nella zona iporeica è complessivamente molto elevata, e maggiore di quella del mare nella sponda ovest, in estate, e presso la parte centrale dello stagno in inverno (Figura 7.8 e Figura 7.9). In entrambi i rilievi è stata misurata una clorinità comparabile a quella del mare, per tutto lo spessore dell'acquifero, in prossimità della sponda occidentale dello stagno.

Nel transetto 3 (Figura 7.8 e Figura 7.9), i margini della sezione corrispondono alle sponde nord e sud dello stagno. Il rilievo di settembre 2009 mostra una distribuzione di clorinità molto uniforme, quasi tutti i valori misurati sono analoghi a quelli del mare. Le clorinità massime si osservano nelle acque superficiali, nella zona iporeica dello stagno e alla base dell'acquifero in entrambe le stagioni. I risultati del rilievo dei Febbraio 2010 indicano che nella zona iporeica della sponda settentrionale dello stagno sono state misurate clorinità maggiori di quelle del mare e dell'acquifero sottostante. Inoltre, una zona caratterizzata da clorinità più basse (ca 4000 mg/l) è presente al tetto dell'acquifero nell'area adiacente alla sponda settentrionale dello stagno.

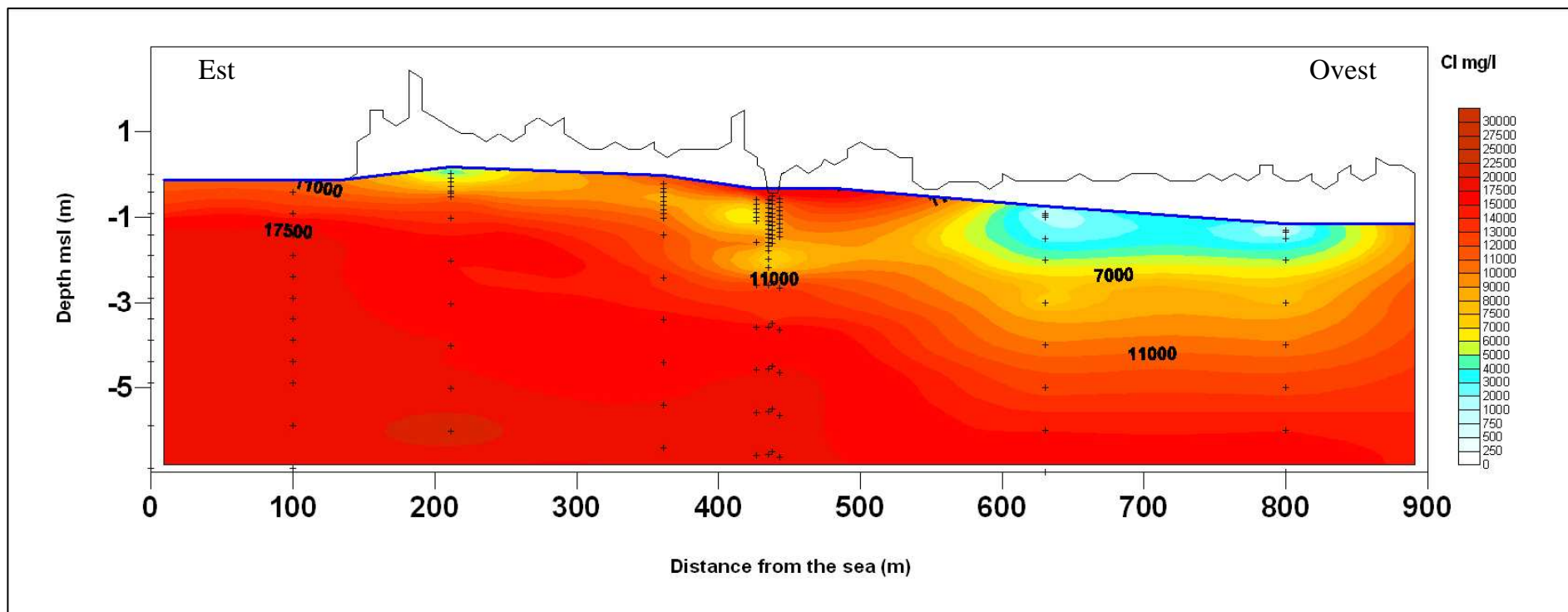


Figura 7.4. Risultati del rilievo estivo (settembre 2009) presso la sezione numero 1. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino, rappresentato anch'esso in figura. E' possibile osservare la presenza di una sottile lente di acqua dolce presso il cordone di dune più esterno e di una lente di acqua dolce più estesa e continua presso la zona sub pianeggiante.

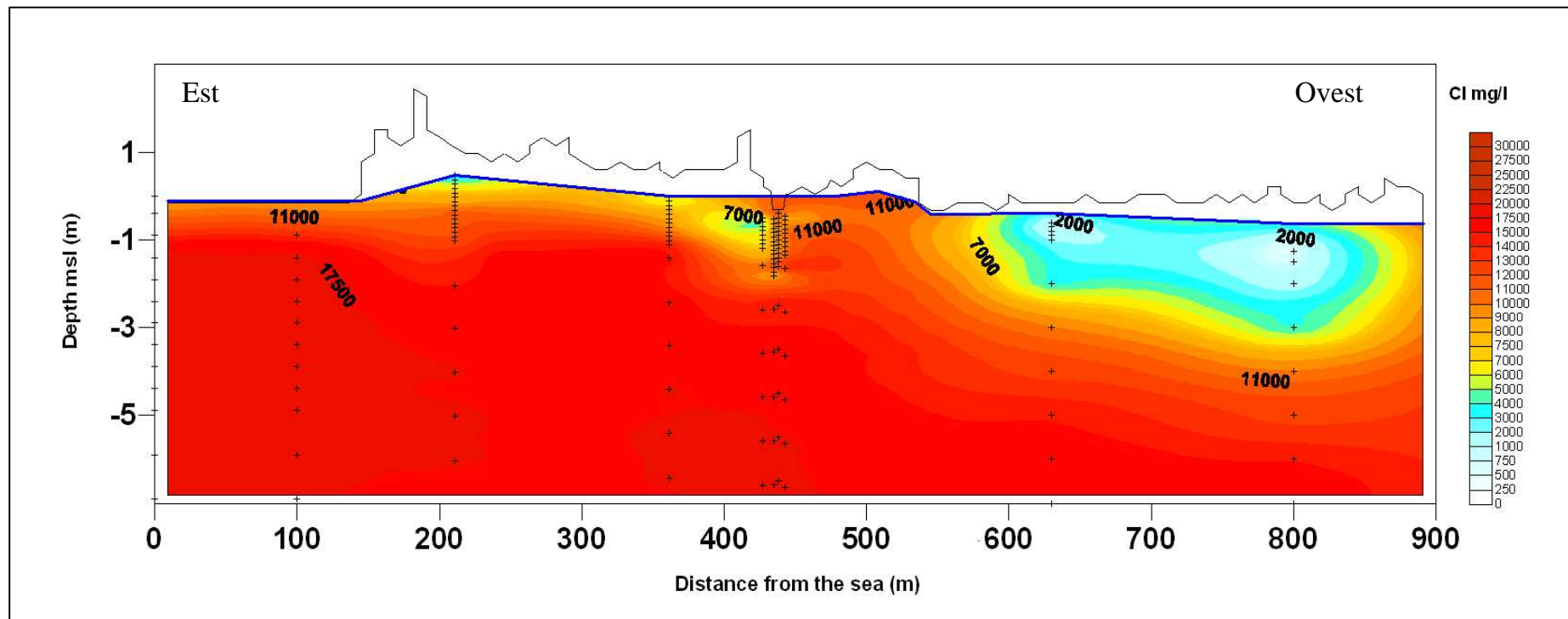


Figura 7.5. Risultati del rilievo invernale (febbraio 2010) presso la sezione numero 1. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino, rappresentato anch'esso in figura. E' possibile osservare la presenza di una sottile lente di acqua dolce presso il cordone di dune più esterno e di una lente di acqua dolce più estesa e continua presso la zona sub pianeggiante.

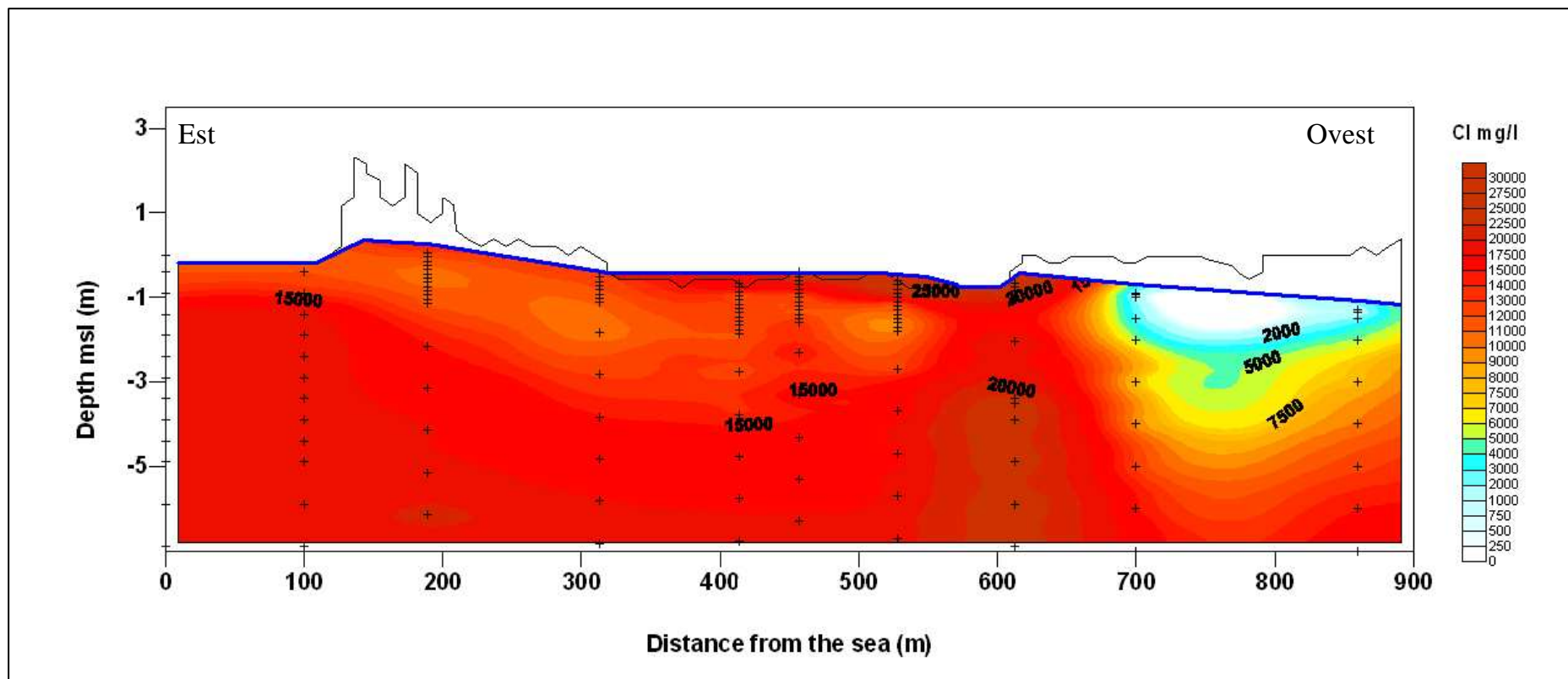


Figura 7.6. Risultati del rilievo estivo (settembre 2009) presso la sezione numero 2. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino, rappresentato anch'esso in figura. E' possibile osservare la presenza di una lente di acqua dolce presso il margine orientale e di un'area con clorinità più elevate di quelle del mare al centro del transetto, in cui è ubicato lo stagno della pineta costiera.

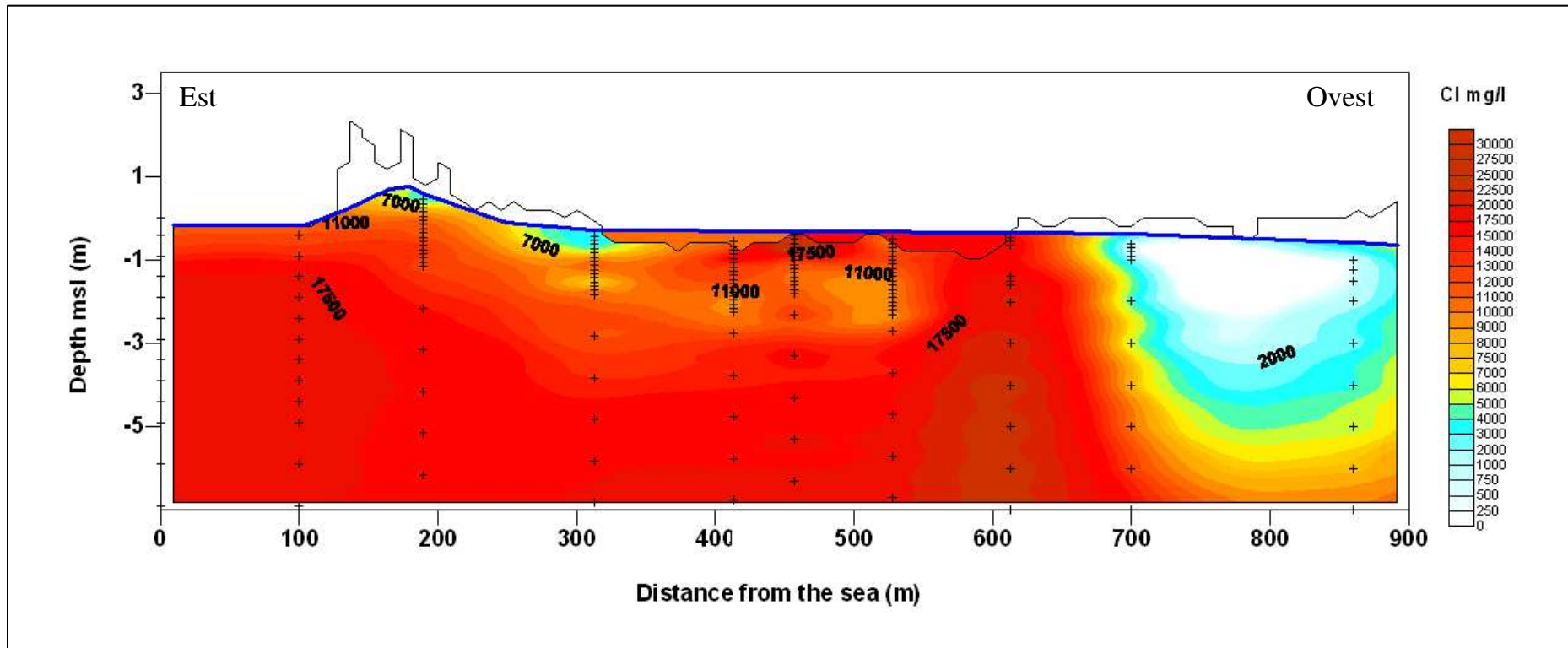


Figura 7.7. Risultati del rilievo invernale (febbraio 2010) presso la sezione numero 2. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino, rappresentato anch'esso in figura. E' possibile osservare la presenza di una lente di acqua dolce presso i margini orientale e occidentale e di un'area con clorinità elevate al centro del transetto, in cui è ubicato lo stagno della pineta costiera.

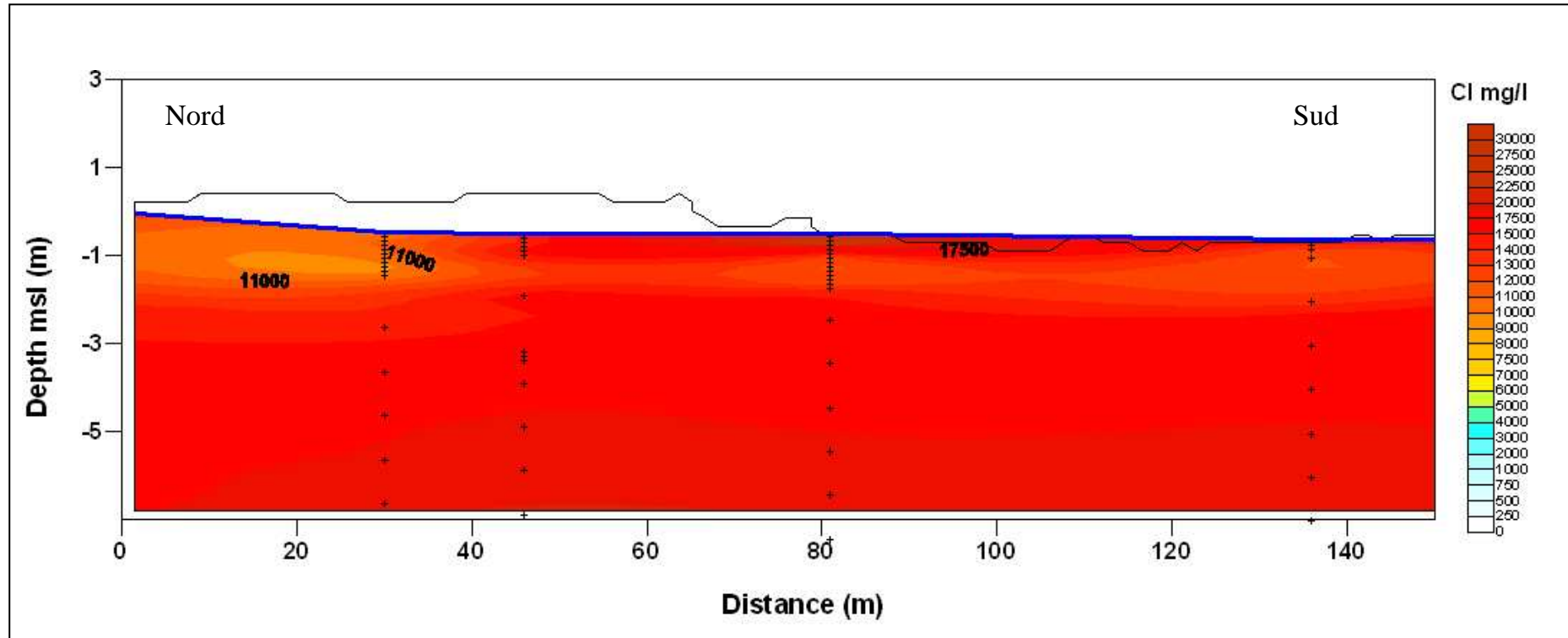


Figura 7.8. Risultati del rilievo estivo (settembre 2009) presso la sezione numero 3. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino. E' possibile osservare la presenza di un'area con clorinità elevate nel margine meridionale del transetto, in cui è ubicato lo stagno della pineta costiera.

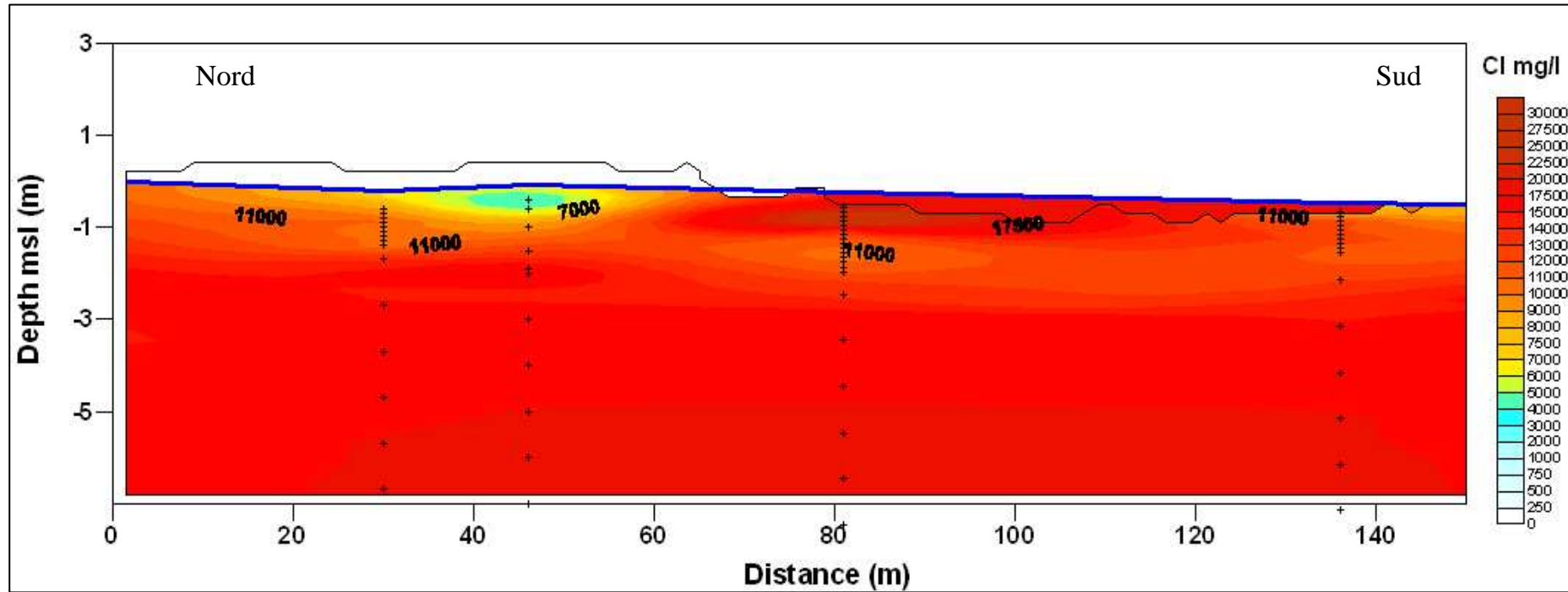


Figura 7.9. Risultati del rilievo invernale (febbraio 2010) presso la sezione numero 3. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino. E' possibile osservare la presenza di un'area con clorinità elevate nel margine meridionale del transetto, in cui è ubicato lo stagno della pineta costiera.

3. *Transetto 4*

Il transetto numero 4 è una sezione perpendicolare alla linea di costa, lunga 1000 m, e consiste di 10 profili verticali rappresentati da simboli neri in Figura 7.10 e Figura 7.11 (rilievo estivo ed invernale, rispettivamente). In ognuno dei profili verticali, i dati misurati con la sonda TEC probe sono stati integrati con quelli dei piezometri o dei rilievi VES, con lo scopo di rappresentare anche la salinità della base dell'acquifero nella sezione (i piezometri prossimi a questa sezione sono il PZ8, il PZ6, il PZ11 e il PZ15).

In Figura 7.10 e Figura 7.11 sono rappresentate sia l'altitudine che la profondità della falda (linea blu) rispetto al livello medio marino, illustrato nel margine orientale del transetto.

Il margine occidentale del transetto corrisponde alla zona agricola dell'area di studio, sub-pianeggiante. Il transetto comprende due dei canali di drenaggio della pineta costiera, in cui sono stati effettuati tre profili verticali ravvicinati (uno al centro e due sulle sponde) e delle misure dirette di conduttività elettrica dell'acqua superficiale, descritte nel capitolo 5.

Una sottile lente di acqua dolce è presente nel tratto più orientale dell'acquifero, presso i cordoni di dune della pineta. La lente di acqua dolce ha spessore inferiore a 0.2 m in estate e pari a circa 0.5 m in inverno (Figura 7.10 e Figura 7.11, rispettivamente). La porzione più occidentale dell'acquifero è caratterizzata dalla presenza di acqua dolce per tutto lo spessore dell'acquifero sia in estate che in inverno. La transizione di clorinità dell'acquifero dalla pineta alla zona agricola è molto netta.

Presso i canali di drenaggio, la clorinità delle acque superficiali è maggiore di quella al tetto dell'acquifero, in particolare nel canale più orientale presente lungo il transetto. Questo fenomeno è più evidente nel rilievo invernale, in cui la differenza di salinità tra delle acque superficiali e quella del tetto della falda aumenta. In febbraio 2010, il tetto della falda mostra salinità massime nelle aree adiacenti il canale più orientale, mentre in settembre 2009 ha salinità più elevate nella zona compresa tra i due canali.

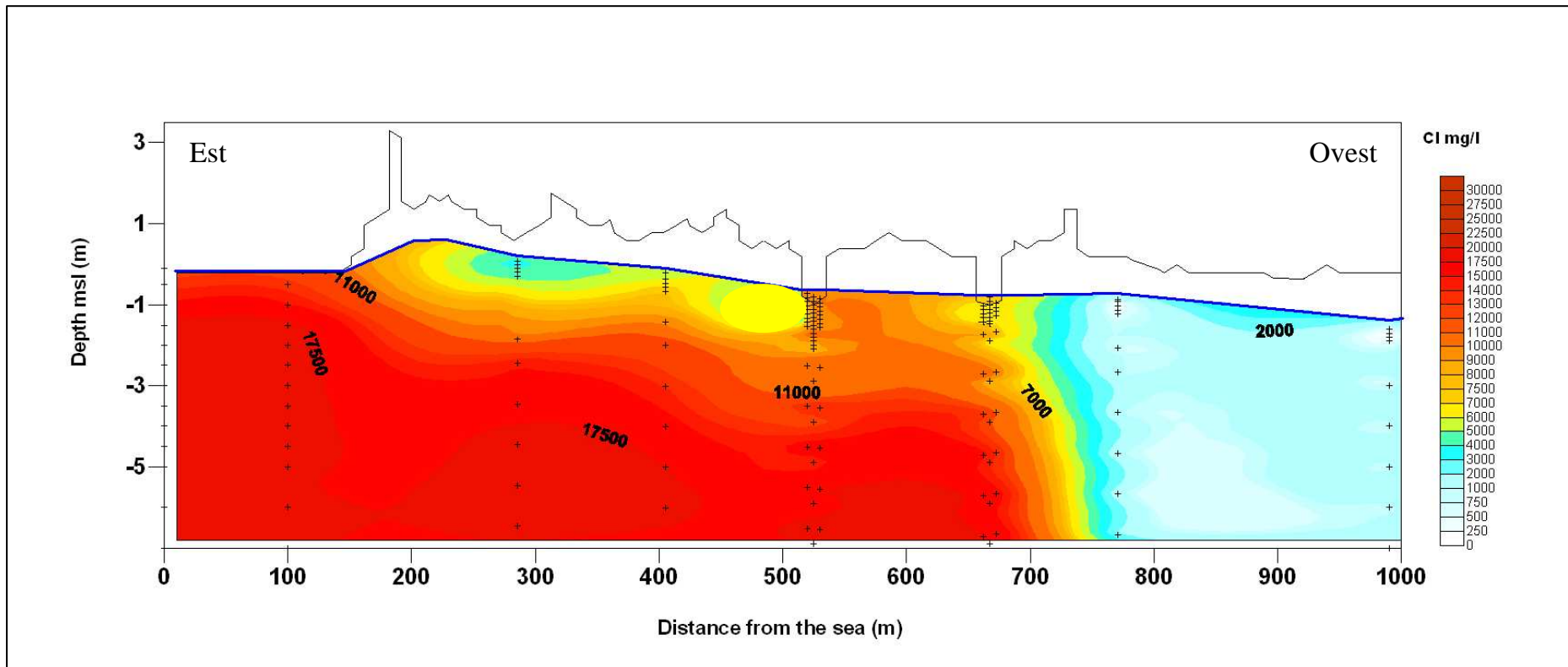


Figura 7.10. Risultati del rilievo estivo (settembre 2009) presso la sezione numero 4. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino, rappresentato anch'esso in figura ad est. E' possibile osservare la presenza di una sottile lente di acqua dolce presso i cordone di dune della pineta.

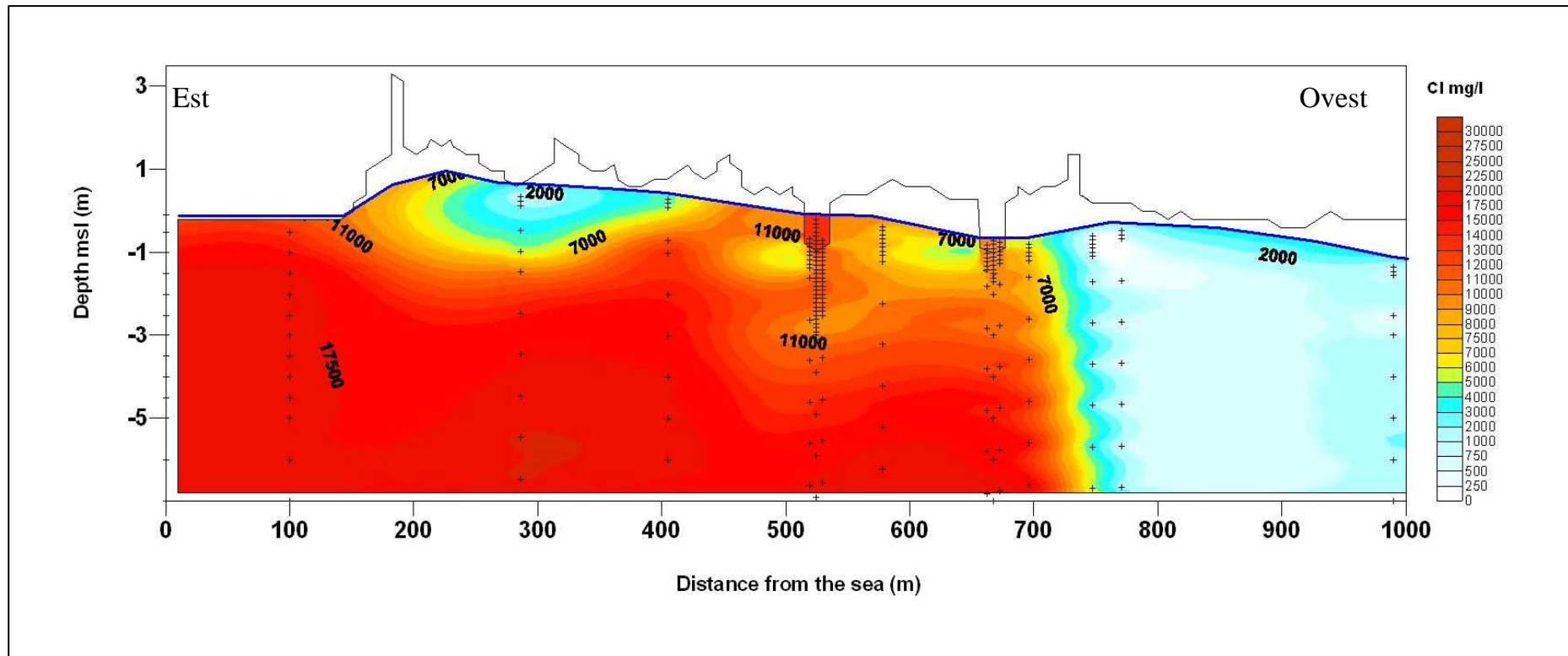


Figura 7.11. Risultati del rilievo invernale (febbraio 2010) presso la sezione numero 4. I dati con cui è stata costruita la figura sono indicati dai simboli neri. La linea blu indica la profondità della falda rispetto al livello medio marino, rappresentato anch'esso in figura ad est. E' possibile osservare la presenza di una sottile lente di acqua dolce presso i cordoni di dune della pineta.

Tomografia elettrica (CVES)

Questa tecnica è un metodo geo - elettrico che misura la resistività elettrica del sedimento e del fluido interstiziale in sezioni bidimensionali del sottosuolo, denominate tomografie elettriche. Il metodo di acquisizione e interpretazione dei dati con la tecnica CVES è stato descritto nel capitolo 3.

Una tomografia elettrica con spaziatura inter-elettrodica ravvicinata (pari a 0.5 m e 1 m) è stata eseguita in aprile 2010, con lo scopo di ottenere un'immagine dettagliata della distribuzione della salinità nella parte centrale del transetto 4 rilevato con TEC probe (vedi sezione precedente). La profondità d'investigazione della sezione è di ca 6 m.

I risultati di questo rilievo sono rappresentati in Figura 7.12, in cui sono riportate sia le resistività elettriche apparenti (A) che quelle invertite, o reali (B). In accordo con quanto indicato in Tabella 10, valori elevati di resistività elettrica indicano la presenza di sabbie asciutte o insature (> 20 Ohm m), valori compresi tra 20 e 3 Ohm m indicano la presenza di sabbia satura di acqua dolce, valori compresi tra 3 e 0.3 Ohm m corrispondono a sabbie sature di acqua da salmastra a debolmente salina e, infine, valori inferiori a 0.3 Ohm m indicano sabbie sature di acqua salina.

La tomografia mostra come nell'area rilevata la resistività reale varia da un minimo di 0 Ohm m ad un massimo di oltre 140 Ohm m, misurati presso la zona insatura (corrispondente a circa il primo metro di sottosuolo). Nel complesso, la resistività reale diminuisce dal tetto alla base della tomografia, che coincide con la base dell'acquifero freatico, caratterizzato da valori inferiori a 3 Ohm m.

La distribuzione della resistività elettrica reale indica la presenza un passaggio sub verticale da valori di 0-2 Ohm m a valori maggiori di 3 Ohm m nella parte più orientale dell'area investigata.

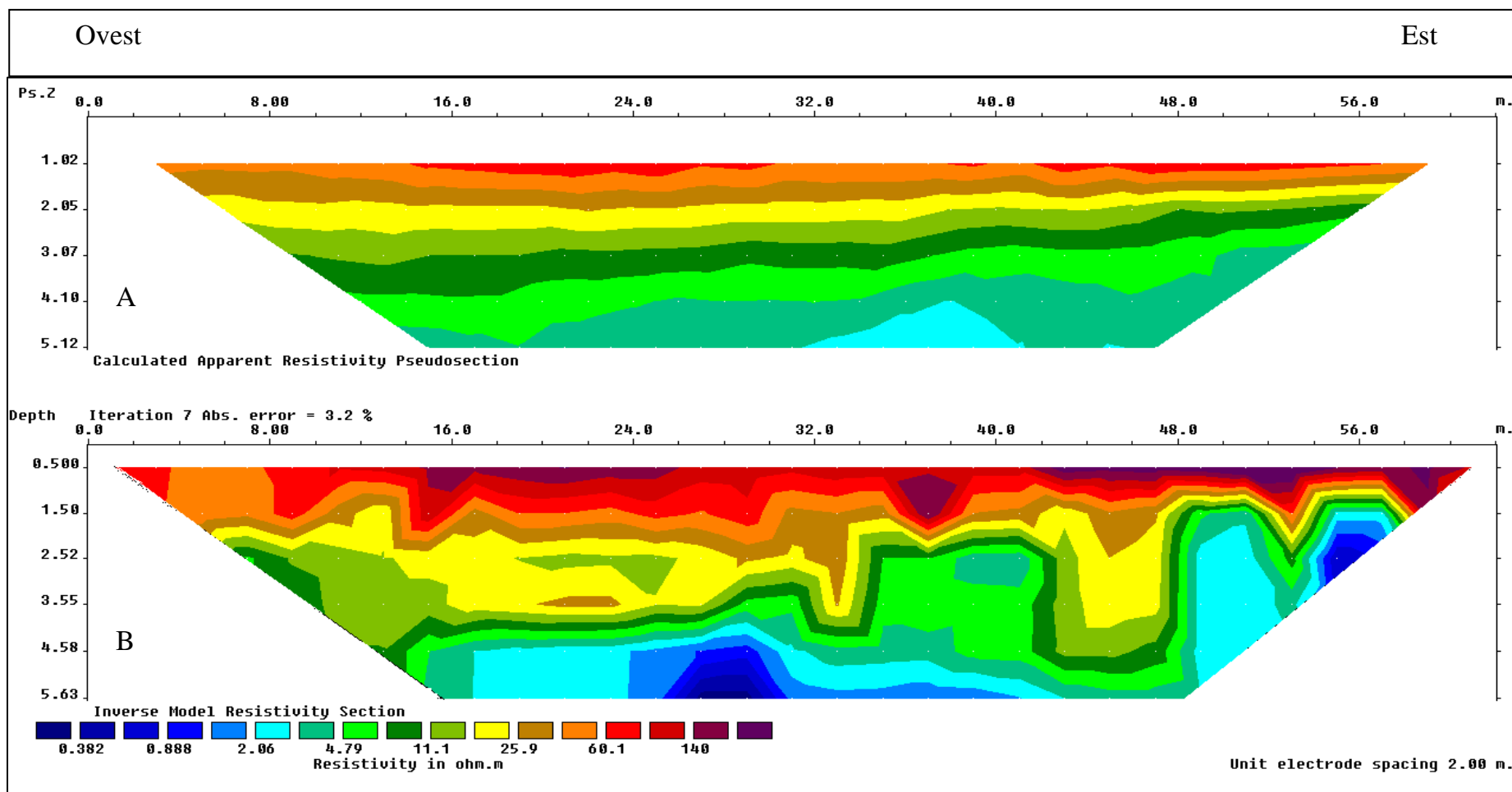


Figura 7.12. Resistività apparente (A) e resistività reale (B), o invertita, della tomografia elettrica eseguita presso la parte centrale del transetto 4 rilevato con TEC probe nell'Aprile 2010. I valori minori di resistività (in blu) corrispondono alle salinità maggiori.

Osservazioni e conclusioni

Nel complesso, i risultati ottenuti dai rilievi indiretti confermano quelli già indicati dai rilievi diretti: la parte settentrionale della pineta costiera è la più salinizzata dell'area di studio e la presenza dei corpi d'acqua superficiali favorisce la salinizzazione dell'acquifero.

Il transetto di VES ha fornito alcune informazioni ulteriori circa la distribuzione della salinità nell'acquifero in aree più distali rispetto alla linea di costa. I risultati di questo rilievo mostrano che l'acquifero è costituito da acqua dolce, per tutto il suo spessore, solo nelle aree irrigate della zona agricola. Lo stesso andamento non è stato osservato nel rilievo di marzo 2010 nelle aree agricole non irrigate con suolo pelitico. Secondo quanto illustrato in Figura 7.2, la presenza e lo spessore della lente di acqua dolce non sono legati a fattori quali altitudine, profondità della falda rispetto al livello del mare e distanza dal mare. Al contrario, la lente di acqua dolce risulta presente e più estesa nelle aree in cui è assente un acquitardo (suolo pelitico) al tetto dell'acquifero. Tuttavia, non è possibile affermare che la correlazione tra questi fattori sia sistematica, in quanto l'acquifero presso le due pinete, caratterizzate da suolo sabbioso, è salmastro o salino anche al tetto in alcuni punti di misura. Questo risultato indica che altri fattori, tra cui uso del suolo e presenza di corpi d'acqua superficiali, concorrono nel determinare la distribuzione della lente di acqua dolce. Lo spessore della zona di mixing varia in modo concorde con lo spessore della lente d'acqua dolce e con la distanza dal mare.

I risultati dei rilievi eseguiti con TEC probe possono essere sintetizzati in alcuni punti fondamentali:

- La ricarica dell'acquifero in seguito alle precipitazioni autunnali e invernali è maggiore nella zona agricola che nella pineta: lo spessore della lente d'acqua dolce aumenta significativamente da settembre 2009 a febbraio 2010 nelle aree agricole rilevate (fino ad 1.5 m in più), mentre aumenta di pochi cm in pineta (es. Figura 7.4 e Figura 7.5).
- La presenza dei canali di drenaggio interrompe la continuità della lente di acqua dolce, ove presente, che viene drenata da questi corpi d'acqua superficiali. Le acque saline che trasportano si infiltrano in falda, creando gradienti di salinità negativi dal tetto al centro dell'acquifero (es. Figura 7.11). In accordo con quanto osservato nei rilievi diretti, questo fenomeno sembra essere più evidente in inverno, stagione durante la quale i sali precipitati per evaporazione in estate sono portati in soluzione dalle acque meteoriche (es. Figura 7.8 e Figura 7.9), e nei corpi d'acqua superficiali

che non drenano acque dolci dalle porzioni adiacenti dell'acquifero (es. sponda est dello stagno).

- La presenza dello stagno comporta la contaminazione dell'acquifero da parte di acque ipersaline. Allo stesso modo, è possibile osservare la risalita di acque saline dal fondo dell'acquifero verso il tetto della falda in corrispondenza della sponda occidentale dello stagno. Questo fenomeno non si verifica presso la sponda orientale, dove si osserva il drenaggio di acque a salinità minore dai cordoni di dune verso lo stagno. Questo flusso previene, similmente, la risalita di acque saline in quest'area, ma contribuisce a disperdere il contributo di acqua dolce dato dalle acque meteoriche (Figura 7.7 e Figura 7.9).

La tomografia elettrica eseguita in aprile 2010 ha confermato l'esattezza della misura della distribuzione della salinità ottenuta con la sonda TEC *probe* presso il transetto 4. In questo transetto si osserva un limite sub verticale tra la parte salinizzata dell'acquifero (a est) e quella occidentale, dolce (Figura 7.10). Con la tecnica della tomografia elettrica è stato misurato lo stesso passaggio brusco tra le acqua sotterranee salmastre della pineta e quelle dolci al confine con l'area agricola. I valori di resistività osservati concordano anche con le misure dirette di salinità eseguite nel PZ11, ubicato nella parte più occidentale della zona rilevata con la tomografia.

CONCLUSIONI

Il clima nell'area di studio è caratterizzato da scarse precipitazioni e relativamente alte temperature. Il calcolo del bilancio idroclimatico, basato sull'evapotraspirazione potenziale di riferimento, per il triennio in cui è stato monitorato l'acquifero risulta negativo per tutto il periodo da maggio a settembre. Il calcolo del bilancio idrologico specifico per le differenti destinazioni d'uso del suolo mostra differenze significative tra le aree naturali, agricole e i corpi d'acqua superficiali. I corpi d'acqua superficiali sono soggetti a forte evaporazione nel periodo estivo, che può raggiungere tassi molto elevati pari a più di 5 mm/ora.

Il bilancio idroclimatico delle aree naturali è negativo nel periodo estivo e prossimo a zero in quello invernale, che sono le stagioni più secche dell'anno. Il bilancio idrologico dell'area agricola è stato calcolato sia sulla base dei parametri meteorologici che dei fattori antropici (irrigazione e drenaggio meccanico). Nelle aree coltivate ad ortaggi, l'irrigazione e l'infiltrazione al fondo degli invasi compensano l'evapotraspirazione nel periodo estivo. Nel 2009, anno caratterizzato da estate arida, le aree irrigate presentano bilancio idrologico positivo nel mese di agosto e valori negativi significativamente superiori a quelli delle aree non irrigate nei mesi di giugno e luglio.

La profondità della superficie freatica nell'acquifero dell'area di studio è generalmente inferiore a quella del livello medio marino sia in estate che durante la stagione invernale.

In accordo con quanto atteso, questo fenomeno è ancora più marcato nei mesi estivi, in cui il livello della falda risulta mediamente più depresso che in inverno.

Nel complesso, i risultati del monitoraggio indicano che il flusso prevalente nell'area di studio è da Est verso Ovest, ovvero dalle aree naturali prossime alla linea di costa (dune attive e paleo cordoni piantumati) verso l'area agricola nell'entroterra.

Il monitoraggio della salinità del tetto dell'acquifero mostra come questo sia in gran parte costituito da acque salmastre (5-18 g/l) in estate e da acque da salmastre a debolmente saline in inverno (18-40 g/l), dato confermato in tutti i monitoraggi eseguiti dal 2008 al 2010.

L'aumento complessivo della salinità dell'acquifero in inverno può essere dovuto a diversi fattori: gli eventi di tempesta e di stazionamento alto del livello marino che si verificano nell'Adriatico in questa stagione, il dilavamento da parte delle precipitazioni dei sali precipitati per evaporazione durante l'estate all'interfaccia acqua-sedimento, il tasso

maggiore di drenaggio meccanico della falda, l'assenza di apporti di acqua meteorica esterna al bacino per l'irrigazione.

Le aree caratterizzate dalla presenza di acque più saline corrispondono a quelle in cui sono presenti corpi d'acqua superficiali in diretto contatto con la falda. Queste zone costituiscono, dunque, un punto di risalita (*seepage*) preferenziale delle acque marine all'interno dell'acquifero freatico, come confermano i dati di temperatura e salinità dei due piezometri ubicati sulle sponde dello stagno (PZ4 e PZ10), in cui si osservano anomalie positive di entrambi i parametri.

Nell'area di studio l'acqua dolce è presente nella porzione centro-occidentale della pineta costiera e nella zona agricola adiacente, zone campionate in PZ11 e PZ15, rispettivamente. Questo risultato mostra come la stratificazione della salinità dell'acquifero nell'area di studio non corrisponda con quanto atteso, ovvero la presenza di una lente di acqua dolce al tetto della falda e di acque con salinità maggiore alla base. La presenza di acqua dolce potrebbe essere legata a meccanismi di lungo termine, oltre che a fattori attuali quali l'apporto di acque esterne al bacino per l'irrigazione,

L'analisi della composizione chimica degli elementi maggiori indica che le acque hanno composizione prevalentemente cloruro-sodica e che nell'acquifero è in corso un processo di salinizzazione. Questa tendenza sembra essere attenuata dalla presenza di intercalazioni pelitiche nell'acquifero (es. area della foce dei Fiumi Uniti) e nelle zone con maggiore ricarica dell'acquifero (es. aree irrigate).

Il calcolo degli indici di saturazione dei principali minerali carbonatici mostra come la porzione più superficiale dell'acquifero freatico abbia una forte impronta marina e uno scarso apporto di acque meteoriche.

Nel complesso, i risultati ottenuti dai rilievi indiretti confermano quelli già indicati dai rilievi diretti: la parte settentrionale della pineta costiera è la più salinizzata dell'area di studio e la presenza dei corpi d'acqua superficiali favorisce la salinizzazione dell'acquifero. I risultati dei rilievi mostrano che l'uso del suolo e la presenza di corpi d'acqua superficiali, concorrono nel determinare la distribuzione della lente di acqua dolce più di fattori quali l'elevazione della superficie freatica sul livello medio marino e la distanza dal mare.

RIFERIMENTI BIBIOGRAFICI

Antonellini M, Mollena P, Giambastini B, Bishop K, Caruso L, Minchio A, Pellegrini L, Sabia M, Ulazzi E, Gabbianelli G. 2008. Salt water intrusion in the coastal aquifer of southern Po Plain, Italy: *Hydrogeology journal* **16** : 1541–1556, DOI 10.1007/s10040-008-0319-9

Badon Ghijben W. 1888. Nota in verband met de voorgenomen putboring nabij Amsterdam [Notes on the probable results of a well drilling near Amsterdam]: Tijdschrift Koninklijk Instit Ing 1988/1989 : 8–22

Balugani E. 2008. *Caratterizzazione idrogeologica del sistema di dune tra foce Bevano e Lido di Classe*. Unpublished MSc thesis: University of Bologna.

Balugani E., Antonellini M. 2010. Measuring salinity within shallow piezometers: comparison of two field methods: *Journal of water resource and protection* **2** : 251-258.

Beatley T, Brower DJ, Schwab AK. 2002. *An introduction to coastal zone management*: Island Press: Washington DC.

Bitelli G, Bonsignore F, Unguendoli M. 2000. Levelling and GPS networks for ground subsidence monitoring in the Southern Po Valley: *Journal of Geodynamics* **30** : 355-369.

Bondesan M, Castiglioni GB, Elmi C, Gabbianelli G, Marocco R, Pirazzoli PA, Tomasin A. 1995b. Coastal areas at risk from storm surges and sea level rise in north-eastern Italy: *Journal of Coastal Research* **11** : 1354–1379.

Cacciamani C., Tomozeiu R., Pavan V., Tibaldi S., 2007 From the global to the local, the future sceneries in Emilia-Romagna: National Conference on Climatic Change, Rome 12-13 September 2007.

Capaccioni B, Didero M, Paletta C, Didero L. 2005. Saline intrusion and refreshing in a multilayer coastal aquifer in the Catania Plain (Sicily, Southern Italy): dynamics of degradation processes according to the hydrochemical characteristics of groundwaters: *Journal of hydrology* **307** : 1-16.

Ciavola P, Armaroli C, Chiggiato J, Valentini A., Deserti M., Perini L, Luciani P. 2007. Impact of storms along the coastline of Emilia-Romagna: the morphological signature on the Ravenna coastline (Italy): *Journal of coastal research SI* **50** : 540-544.

Correggiari A, Roveri M, Trincardi F. 1996. Late-Pleistocene and Holocene evolution of the north Adriatic sea. Late-Glacial and early Holocene climatic and environmental changes in Italy: *Il Quaternario: Italian Journal of Quaternary Sciences* **9** : 697–704.

Cortecci G, Dinelli E, Mussi M. 2008. Isotopic composition and secondary evaporation effects on precipitation from the urban centre of Bologna, Italy: *Periodico di Mineralogia* **77** : 55-63.

Curzi P, Dinelli E, Ricci Lucchi M, Vaiani SC. 2006. Palaeoenvironmental control on sediment composition and provenance in the late Quaternary deltaic successions: a case study from the Po delta area (Northern Italy): *Geological Journal* **41** : 591–612, DOI: 10.1002/gj.1060.

De Breuck W. 1991. *Hydrogeology of Salt Water Intrusion*. Vol. 11 of International contributions to Hydrogeology. Verlag Heinz Heise, Hannover, Germany.

Dillon P. 2005. Future management of aquifer recharge: *Hydrogeology journal* **13** : 313-316, DOI 10.1007/s10040-004-0413-6.

Finkl CW. 1994. Coastal hazards, perception, susceptibility and mitigation. *Journal of Coastal Research SI* **12**.

Giambastiani BMS. 2003. *Geomorfologia del litorale Ravennate: i sistemi dunosi*. Unpublished MSc thesis: University of Bologna.

Giambastiani BMS, Antonellini M, Oude Essink GHP, Stuurman RJ. 2007. Salt water intrusion in the unconfined coastal aquifer of Ravenna (Italy): a numerical model: *Journal of Hydrology* **340** : 94-104.

Giménez E., Morell I. 1997. Hydrogeochemical analysis of salinization processes in the coastal aquifer of Oropesa (Castellón, Spain): *Environmental Geology* **29** (1/2) : 118-131.

Hardy RL. 1990. Theory and application of the multiquadratic-biharmonic method, 20 years of discovery 1968-1988: *Comput. Math. Appl.* **19** (8/9) : 163-208.

Herzberg A. 1901. Die Wasserversorgung einiger Nordseebaeder [The water supply of selected North Sea towns]: *Z F Gasbeleucht Wasserversorg* **44** : 815–844.

Hubbert MK. 1940. The theory of ground-water motion: *Journal of Geology* **48** : 785–944.

ISPRA-APAT (Italian Institute for Environmental Protection and Research). 2003. http://www.apat.gov.it/site/_Files/Pubblicazioni/MetodiAnaliticiAcque/3080.pdf.

Jørgensen NO. 2002. Origin of shallow saline groundwater on the island of Laeso, Denmark: *Chemical Geology* **184** : 359–370.

Laghi M, Antonellini M, Minchio A., Stecchi F. 2009. The salt water encroachment along the Lamone river artificial estuary: an issue for the coastal management in the Southern Po Plain Adriatic Coast (Italy): *Geophysical Research Abstracts* **11** EGU2009-9583

Langelier WF, Ludwig HF. 1942. Graphical method for indicating of the mineral character of natural waters: *J. Am. W. W. Assn.* **34** : 335–352.

Marchesini L, Amorosi A, Cibirin U, Zuffa GG, Spadafora E, Preti D. 2000. Sand composition and sedimentary evolution of a late Quaternary depositional sequence, Northwestern Adriatic Coast, Italy. *Journal of Sedimentary Research* **70** (4) : 829–838.

Oude Essink GHP, 2001. Improving fresh groundwater supply-problems and solutions: *Ocean and Coastal Management* **44** : 429-449.

Pieri M, Groppi G. 1981. *Subsurface geological structure of the Po Plain, Italy*. Progetto Finalizzato Geodinamica, C.N.R., Publ. 414.

Post VEA. 2004. Groundwater salinization processes in the coastal area of the Netherlands due to transgressions during the Holocene. Ph.D. thesis, Vrije Universiteit Amsterdam.

Post VEA. 2005. Fresh and saline groundwater interaction in coastal aquifers: Is our technology ready for the problems ahead?: *Hydrogeology journal* **13** : 120–123.

Schoeller H. 1967. *Geochemistry of groundwater. An international guide for research and practice*: UNESCO 15:1–18.

Schot PP, Dekker SC, Poot A. 2004. The dynamic form of rainwater lenses in drained fens: *Journal of Hydrology* **293** : 74-84.

Shalev E, Lazar A, Wollman S, Kington S, Yechieli S, Gvirtzman H. 2009. Biased monitoring of fresh water-salt water mixing zone in coastal aquifers: *Ground Water* **47** (1): 49-56

Stuyfzand, PJ. 1986. New hydrochemical classification of watertypes: principles and application to the coastal dunes aquifer system of the Netherlands. In: *Proceedings 9 Salt water Intrusion Meeting*: Delft 12-16 May 1986: 641-655.

Stuyfzand, PJ. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the western Netherlands. Ph.D. thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam.

Stuyfzand, PJ. 2008. Base exchange indices as indicators of salinization or freshening of (coastal) aquifers. In *Proceedings 20 Salt water Intrusion Meeting*: Naples FL USA, 23-27 June 2008.

Teatini P, Ferronato M, Gambolati G, Gonella M. 2006. Groundwater pumping and land subsidence in the Emilia-Romagna coastland, Italy: modelling the past occurrence and the future trend: *Water Resour. Res.* **42** : 1–19.

Teobaldelli M., Mencuccini M., and Piussi P. 2004. Water table salinity, rainfall and water use by umbrella pine trees (*Pinus pinea* L.): *Plant ecology* **171** : 23-33.

UNESCO. 1983. Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. UNESCO Technical Papers. In: Fotonoff NP, Millard RC Jr (eds) *Marine science*: UNESCO: Washington, DC

United Nations Commission for Sustainable Development (UNCSD). 1999. Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World. UN Division for Sustainable Development, New York.

Zinoni F, Marletto V, Botarelli L, Alessandrini C, Spisni A. 2004. Siccità e desertificazione: uno studio nella valle del fiume Lamone. *ARPA Rivista* **5** : 38-39.

Capitolo 10

APPENDICE

Appendice 10.1. Parametri fisico-chimici del tetto (*auger hole*) e della base dell'acquifero (piezometri filtranti nell'ultimo metro). Agosto 2008

Agosto 2008							
Nome	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l	Profondità della falda m msl
Auger hole							
t1	16.3	17.6	10	7.0	130	4.9	-0.7
t3	1.7	17.7	1				-1.6
t4	7.2	17.7	4				-0.3
t5	7.9	17.4	5				-0.4
t6	51.9	23.4	36	7.3	-280	1.3	-1.7
t7	3.7	19.2	2	7.3		5	1.1
t8	16.6	16	10	7.3		4.9	0.2
t9	7.2	16.6	4	7.1	152	5.9	0.1
t10	3.7	17	2				-0.2
t11	4.9	15.82	3				-0.8
t12	6.0	17.4	3				-1.0
t13	3.7	15.1	2	7.2	123	5	-1.0
t14	1.2	17.2	1	7.4		5.2	0.7
t15	14.2	17.6	9	7.4		5.2	-0.7
t16	20.2	19.5	13	7.2	52.3	6.2	-1.0
t17	10.6	15.04	6				-0.5
t18	5.0	17.4	3				-0.5
t19	5.6	15.3	3				-1.0
t20	14.1	15.8	9	7.2	116	5	-1.5
t21	21.8	26.2	14	7.1	-130	4.1	1.4
t22	40.1	24.1	27	7.0	-115	2.6	-0.2
t23	22.0	17.7	14	7.1	160	4.8	-0.9
t24	41.0	23.1	28	6.9	-67	3.4	1.5
t25	18.8	20.3	12	6.8	140	2.2	-0.8
t26	16.4	20.5	10	7.1	2	4	-0.5
t27	14.8	22.7	9	7.6	-86	4	0.5
t28	8.9	25.3	5	7.8	-156	4	0.7
t29	14.2	19.5	9	7.1	-130	4.2	-0.7
Piezometri filtranti nell'ultimo metro							
pz1	53.6	19.8	38	7.6	-110	5.8	-0.6
pz2	26.4	18.8	17	6.9	-110	1.8	0.0
pz3	46	20.6	33	7.1	-130	1.95	-0.2

Appendice 10.2. Parametri fisico-chimici del tetto (*auger hole*) e della base dell'acquifero (piezometri filtranti nell'ultimo metro). Marzo 2009.

Marzo 2009							
Nome	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l	Profondità della falda m msl
Auger hole							
t1	23.0	9.8	14.9	7.4	205	4.9	-0.5
t3	10.6	17.7	6.4	7.7	230	9	-0.5
t4	18.9	9	12.0	7.6	160	6	0.3
t5	11.0	8.5	6.7	7.9	200	7	0.1
t6	42.2	8.6	29.0	7.2	35	4.5	-1.2
t7	5.2	9.9	3.0	7.4	195	5	1.1
t8	15.0	10	9.4	7.5	210	4.9	0.7
t9	2.7	9.8	1.5	7.4	160	5.9	0.4
t10	8.8	9.2	5.3	7.3	-36	1.5	0.4
t11	14.2	10.5	8.8	7.6	255		-0.1
t12	24.0	10	15.6	7.7	245		-0.8
t13	9.7	10	5.9	7.2	205	8	-0.6
t14	4.1	11.3	2.3	7.4	200	5.2	1.2
t15	18.5	11.7	11.7	7.4	250	5.2	-0.5
t16	26.5	8.9	17.4	7.1	255	3.5	-0.7
t17	31.8	9.8	21.2	7.2	130	3.5	0.1
t18	14.7	8.5	9.1	7.6	237		-0.2
t19	20.4	11.5	13.1	7.2	240	4.5	-0.3
t20	18.4	9.3	11.7	7.5	246	6	-0.8
t21	1.2	5	0.6	7.0	100	7	1.5
t22	13.7	6	8.5	7.3	-38	6	0.2
t23	19.9	6.3	12.8	7.2	135	6	0.5
t24	42.1	7.9	28.9	7.6	225	5	1.9
t25	30.7	7	20.4	7.1	210	6	-0.1
t26	20.2	8.5	12.9	7.6	220	9	0.3
t27	1.8	5.3	1.0	7.4	-21	7.3	0.6
t28	8.9	6.5	5.4	7.6	220	6	0.9
t29	30.5	8.1	20.3	7.2	-24	1	-0.5
Piezometri filtranti nell'ultimo metro							
pz1	32.7	13.6	20.0	7.3	-90	3.5	-1.3
pz2	29.0	13.4	18.0	7.4	-80	1.5	-0.3
pz3	17.4	13.2	11.0	7.1	-80	1.6	-0.2

Appendice 10.3. Parametri fisico-chimici delle acque superficiali misurati in Agosto 2008 in stagni e canali di drenaggio.

Agosto 2008							
Nome	EC	Temperatura	Salinità	pH	eh	BOD	Livello idrometrico
	mS/cm	°C	g/l		mV	mg/l	m m.s.l.
Stagni							
rd2	27	32	19	8	-370	10.4	0.15
rd3	19	31	20	8	-370	9.7	0.25
sc	40	28	26	8	-80	7.3	0.30
stw	45	29	31	8	30	7.3	0.45
stn	21	35	15	8	36	8	0.20
cc3	73	33	45	8	-330	9.9	0.10
Canali di drenaggio							
S1	41.5	30.1	28.3	7.7	131		0.09
S2	41.0	30.5	27.9	7.6	107		0.08
S4	49.3	28.9	34.3	7.7	-17		0.15
S6	35.0	26.3	23.4	8.2	52		0.10
S8	26.8	25.8	17.5	7.7	-216		0.15
S9	30.0	26.5	19.8	8.5	118		0.10
S10	23.0	25.2	14.8	8.3	65		0.13
S12	28.0	24.8	18.3	8.0	108		0.10
S13	10.0	28.0	6.0	7.9	150		0.09
S16	33.0	24.0	22.0	7.8	113		0.10
S17	31.2	24.9	20.6	7.8	-20		0.15
S19	36.7	27.1	24.7	7.7	-38		0.15
S20	38.4	26.7	26.0	7.5	-230		0.17
S23	42.6	26.9	29.2	7.8	156		0.15
S25	40.0	30.6	27.2	7.3	-255		0.20
S27	40.9	30.2	27.8	7.6	80		0.20
S31	4.8	27.2	2.7	8.7	20		0.17
S32	0.8	19.0	0.5	7.9	45		0.18

Appendice 10.4. Parametri fisico-chimici delle acque superficiali misurati in Marzo 2009 in stagni e canali di drenaggio.

Nome	Marzo 2009						
	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l	Livello idrometrico m
Stagni							
rd2	35.1	9.1	23.6	8.3	260	9	0.3
rd3	31.2	7.5	20.8	8.5	245	7.5	0.35
sc	43.3	9.6	29.8	7.5	24	4.5	0.45
stw	47.2	9.6	32.8	8.2	205	10.5	0.5
stn	8.6	7.7	5.2	8.2	193	12	0.6
cc3	20.9	11.7	13.4	8.2	275	8	0.5
Canali di drenaggio							
S1	45	10.0	31.1	7.5	31		0.2
S2	43	13.3	29.5	7.5	43		0.23
S4	44.1	10.1	30.4	8.2	210		0.3
S6	46.1	9.6	31.9	7.9	210		0.25
S8	42.2	11.5	29.0	7.9	220		0.2
S9	41.2	10.2	28.2	7.6	160		0.3
S10	40	11.1	27.3	7.6	200		0.25
S12	37.8	8.9	25.7	7.5	110		0.28
S13	34.8	12.3	23.4	7.9	184		0.2
S16	43.5	13.0	29.9	7.4	55		0.21
S17	41	8.5	28.1	7.4	-17		0.24
S19	32.6	14.0	21.8	7.8	110		0.25
S20	37	10.5	25.0	7.5	82		0.3
S23	40	11.0	27.3	7.5	95		0.3
S25	44	11.6	30.3	7.5	-5		0.32
S27	43	10.7	29.6	7.5	12		0.3
S31	38	13.6	25.8	7.2	88		0.4
S32	49	14.8	34.2	8.0	213		0.4

Appendice 10.5. Parametri fisico-chimici del tetto dell'acquifero (*auger hole sampling*). Agosto 2009.

Parametri chimico-fisici del tetto dell'acquifero - Agosto 2009								
Piezometro	Altitudine m slm	Profondità falda m slm	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
PZ4	0.3	-0.3	44.3	26.6	24.2	7.2	-22.9	1.9
PZ5	0.0	-1.2	26.6	21.6	14.0	7.5	-2.0	7.5
PZ6	0.8	-0.6	17.4	25.5	8.6	7.1	1.8	4.8
PZ7	0.6	-0.7	19.3	23.9	10.5	7.2	-6.8	4.8
PZ8	0.6	0.0	10.2	22.8	5.4	7.4	-13.7	2.8
PZ9	1.2	0.0	11.5	22.6	6.1	7.3	-10.0	4.8
PZ10	-0.9	-1.8	63.4	23.8	35.8	7.3	-53.2	2.9
PZ11	0.5	-0.8	2.3	21.3	1.1	7.3	-12.0	5.3
PZ12	0.1	-1.5	18.9	24.2	10.3	7.1	-3.0	1.5
PZ14	1.2	0.2	31.0	24.7	15.8	7.5	-25.4	5.0
PZ15	0.1	-1.6	2.0	21.4	0.9	7.3	-11.0	4.9
PZ16	0.4	-1.1	26.6	21.3	13.2	7.4	-16.6	5.8
media		-0.8	22.8	23.3	12.2	7.3	-14.9	4.3
d.s.		0.7	17.6	1.8	9.9	0.1	8.1	1.7

Appendice 10.6. Parametri fisico-chimici della zona di mixing dell'acquifero (*multilevel sampling*). Agosto 2009.

Parametri chimico-fisici della zona di mixing dell'acquifero - Agosto 2009							
Piezometro	Punto di misura m slm	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
PZ4	-0.5	42.3	26.6	21.4	7.2	-27.0	5.4
PZ5	-1.4	32.6	21.6	17.9	7.7	-2.0	6.2
PZ6	-0.8	37.7	25.5	19.3	7.4	-20.4	5.4
PZ7	-0.9	23.4	23.9	11.8	7.1	0.3	4.3
PZ8	-0.2	36.4	22.8	19.7	7.6	-24.0	1.5
PZ9	-0.2	34.6	22.6	18.7	7.5	-22.3	5.2
PZ10	-2.0	55.8	23.8	30.9	7.0	8.0	3.6
PZ11	-1.0	2.3	21.3	1.1	7.4	-15.3	6.2
PZ12	-1.7	19.3	24.2	9.5	7.1	3.5	5.4
PZ14	0.0	35.7	24.7	18.5	7.6	29.0	5.8
PZ15	-1.8	1.8	21.4	0.8	7.2	-4.0	6.5
PZ16	-1.3	28.9	21.3	15.8	7.7	-32.3	2.5
media		29.2	23.3	15.5	7.4	-8.9	4.8
d.s.		15.6	1.8	8.5	0.3	17.8	1.6

Appendice 10.7. Parametri fisico-chimici della base dell'acquifero (*multilevel sampling*). Agosto 2009.

Parametri chimico-fisici della base dell'acquifero - Agosto 2009							
Piezometro	Punto misura m slm	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
PZ4	-3.2	41.8	25.2	21.7	7.0	-30.2	3.5
PZ5	-3.5	42.8	20.5	24.8	7.7	3.3	5.7
PZ6	-4.7	44.5	19.5	26.6	7.1	-32.0	1.8
PZ7	-4.9	25.4	23.4	13.1	7.1	1.5	1.3
PZ8	-4.9	47.4	24.4	25.5	7.1	-0.1	4.4
PZ9	-4.3	42.9	21.6	24.3	7.5	-18.5	5.3
PZ10	-6.4	58.6	25.5	31.5	7.1	2.1	4.4
PZ11	-5.0	3.8	23.5	1.7	7.6	-23.3	5.1
PZ12	-5.4	19.3	23.4	9.7	7.0	3.6	5.2
PZ14	-2.3	36.0	23.6	19.1	7.5	-20.5	6.5
PZ15	-5.4	2.6	20.7	1.2	7.2	-5.0	4.5
PZ16	-5.1	29.1	21.7	15.8	6.8	9.5	1.1
media		32.8	22.8	17.9	7.2	-9.1	4.1
d.s.		17.4	1.9	9.8	0.3	14.7	1.8

Appendice 10.8. Parametri fisico-chimici del tetto dell'acquifero (*multilevel sampling*). Marzo 2010.

Parametri chimico-fisici al tetto della falda - Marzo 2010								
Piezometro	Altitudine m msl	Profondità della falda m slm	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
PZ4	0.3	-0.1	13.9	13.7	8.9	7.8	-315.0	4.3
PZ5	0.0	-1.1	8.8	12	5.7	7.8	-364.0	2.4
PZ6	0.8	0.1	13.8	11.8	8.5	7.1	-81.0	5.6
PZ7	0.6	-0.1	8.0	11.7	5.1	7.2	-10.0	5.6
PZ8	0.6	0.4	6.0	11.7	3.5	7.3	-110.5	5.6
PZ9	1.2	0.4	7.7	11.6	4.8	7.6	-40.0	4.0
PZ10	-0.9	-1.3	40.0	12	28.0	7.5	-295.0	5.0
PZ11	0.5	-0.4	2.8	10.7	1.7	7.1	185.0	3.2
PZ12	0.1	-0.7	18.7	11.7	12.4	7.3	2.0	5.9
PZ14	1.2	1.1	26.1	12.2	16.0	8.4	283.0	16.8
PZ15	0.1	-1.2	2.4	12.3	1.4	7.4	-311.0	4.0
PZ16	0.4	0.2	10.4	10.8	6.7	7.6	-380.0	2.2
media		-0.2	13.2	11.9	8.6	7.5	-119.7	5.4
d.s.		0.7	10.8	0.8	7.5	0.4	218.0	3.8

Appendice 10.9. Parametri fisico-chimici della zona di mixing dell'acquifero (*multilevel sampling*). Marzo 2010.

Parametri chimico-fisici della zona di mixing - Marzo 2010							
Piezometro	Punto di misura m slm	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
PZ4	-1.9	46.0	13.2	31.9	7.7	-320.0	2.0
PZ5	-2.9	47.7	10.6	34.7	7.3	-338.0	2.7
PZ6	-1.1	34.0	13.8	24.0	7.2	-40.0	2.1
PZ7	-0.8	14.9	11.0	9.8	7.2	-17.2	5.5
PZ8	-0.9	10.4	13.5	6.6	7.4	-55.0	1.5
PZ9	-0.3	32.5	11.8	22.9	7.4	30.6	2.5
PZ10	-2.6	48.1	12.6	35.0	7.2	-340.0	2.0
PZ11	-1.7	3.1	11.0	1.9	7.0	190.0	2.3
PZ12	-2.1	20.4	11.9	13.8	7.2	0.0	4.1
PZ14	0.4	19.0	13.2	12.5	7.9	-305.0	5.0
PZ15	-2.7	1.9	12.4	1.1	7.3	-280.0	4.7
PZ16	-2.2	12.9	11.0	8.6	8.0	-362.0	2.6
media		24.3	12.3	16.9	7.4	-153.1	3.1
d.s.		16.9	1.6	12.4	0.3	189.6	1.4

Appendice 10.10. Parametri fisico-chimici della base dell'acquifero (*multilevel sampling*). Marzo 2010.

Parametri chimico-fisici della base dell'acquifero - Marzo 2010							
Piezometro	Punto misura m slm	EC mS/cm	Temperatura °C	Salinità g/l	pH	eh mV	BOD mg/l
PZ4	-3.2	46.7	15.5	30.9	7.4	-305.0	3.1
PZ5	-3.5	49.3	13.2	34.9	6.5	-325.0	3.8
PZ6	-4.7	46.0	14.0	31.6	6.9	-107.0	1.4
PZ7	-4.9	29.1	13.3	19.4	7.1	-89.0	3.4
PZ8	-4.9	52.2	12.6	37.8	7.4	-135.0	1.0
PZ9	-4.3	48.0	12.6	34.4	7.4	-100.0	2.5
PZ10	-6.4	60.9	12.9	44.6	6.9	-380.6	1.3
PZ11	-5.0	2.7	11.8	1.5	7.0	188.0	2.7
PZ12	-5.4	20.9	11.6	14.1	7.0	-50.0	3.2
PZ14	-2.3	22.3	11.2	15.4	7.8	-320.0	7.3
PZ15	-5.4	2.9	13.0	1.6	7.0	-290.0	2.6
PZ16	-5.1	28.9	13.7	19.1	7.2	-325.0	3.8
media		34.1	13.0	23.8	7.1	-186.6	3.0
d.s.		19.3	1.2	14.0	0.3	166.1	1.7

Appendice 10.11. Monitoraggio delle acque superficiali. Agosto 2009.

Agosto 2009							
nome	pH	eh (mV)	EC (mS/cm)	Temperatura (°C)	Salinità (g/l)	BOD (mg/l)	Livello idrometrico (m)
Canali di drenaggio							
s1	7.6	-22.8	40.94	19.6	24.2	4.6	0.1
s2	7.6	-27.1	41.08	20	24.0	3.73	0.12
s4	8	-52	54.05	24.7	29.3	6.91	0.14
s6	8	-56.1	53.16	23.2	29.7	8.24	0.09
s8	7.7	-28.6	29.76	23.9	15.4	7.27	0.15
s9	8	-51.5	26.36	21.1	14.4	5.47	0.11
s10	7.8	-40.5	26.76	20.1	15.0	2.81	0.12
s12	7.6	-24.4	30.68	20.2	17.3	3.48	0.09
s13	8.4	-77.4	1.834	21.6	0.8	6.72	0.09
s16	7.4	-16.4	41.13	20.3	23.9	2.85	0.12
s17	7.6	-23.9	35.79	21.1	20.1	3.69	0.14
s19	7.7	-30.4	32.55	19.4	18.9	3.84	0.13
s20	7.6	-25.5	32.05	18.6	18.9	3.46	0.15
s23	7.6	-26.3	43.56	20.1	25.6	4.98	0.19
s25	7.4	-13	45.28	21.4	25.9	2.18	0.2
s27	7.4	-15	44.26	21.3	25.3	2.26	0.18
s31	7.7	-31.2	37.95	18.6	22.8	4.72	0.15
s32	7.8	-38.1	46.69	21.1	27.0	6.55	0.2
Stagni							
stn	8	-43.2	35.08	21.2	19.6	6.55	0.1
cc3					secco		
rd2					secco		
rd3					secco		
sc	8.1	-54.3	51.22	20.6	30.3	15.67	0.4
stw	8.7	-88	63.51	24.6	35.2	10.37	0.1
ste	8	-50.4	52.79	23.2	29.5	7.29	0.25

Appendice 10.12. Monitoraggio delle acque superficiali. Marzo 2010.

Marzo 2010							
nome	pH	eh (mV)	EC (mS/cm)	Temperatura (°C)	Salinità (g/l)	BOD (mg/l)	Livello idrometrico (m)
Canali di drenaggio							
s1	7.1	-120.0	43.0	11.5	31.3	1.2	0.3
s2	7.2	-340.0	44.0	11.4	32.2	1.2	0.5
s4	8.0	100.0	41.2	24.0	22.0	6.9	0.4
s6	7.2	133.0	42.0	20.0	24.6	7.0	0.3
s8	7.1	164.0	35.0	19.7	20.3	6.4	0.3
s9	7.7	160.0	38.4	16.5	24.3	2.8	0.4
s10	7.8	-40.5	26.8	17.1	16.1	2.8	0.3
s12	7.6	-24.4	30.7	17.2	18.6	3.5	0.3
s13	7.5	-20.0	27.5	9.2	20.4	3.4	0.5
s16	7.4	-16.4	41.1	17.3	25.7	2.9	0.3
s17	7.4	-65.5	43.3	9.9	33.0	0.4	0.2
s19	7.7	-30.4	32.6	16.4	20.3	3.8	0.3
s20	7.4	50.0	37.9	14.2	25.4	1.3	0.2
s23	7.6	-26.3	43.6	17.1	27.5	5.0	0.4
s25	7.4	-13.0	45.3	18.4	27.8	2.2	0.3
s27	7.4	-15.0	44.3	18.3	27.2	2.3	0.3
s31	7.7	-31.2	38.0	15.6	24.5	4.7	0.3
s32	7.8	-38.1	46.7	18.1	29.0	6.6	0.5
Stagni							
stn	7.96	-43.2	35.08	18.2	21.1	6.55	0.6
cc3	8	-30	18.54	5.8	14.6	7	0.5
rd2	7.8	-25	18.3	5	14.7	6.9	0.5
rd3	7.9	-35	18.54	5.8	14.6	7.1	0.5
sc	7.3	-60	45	10	34.3	1.58	0.6
stw	6.5	120	39.4	12.2	27.9	14	0.4
ste	7.8	70	29.2	11	20.7	7.9	0.3

Appendice 10.13. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto (*auger holes*) e alla base (piezometri) dell'acquifero. Agosto 2008.

nome	Na	K	Ca	Mg	HCO3	CO3	F	Cl	Br	NO3	SO4	TDS
	23.0	39.1	40.1	24.3	61.0	60.0	19.0	35.5	79.9	62.0	96.1	mg/l
Auger holes												
T3	148.5	2.3	26.6	50.0	7.2	0.0	0.0	205.9	0.3	0.0	20.2	13382.4
T6	110.0	0.8	25.1	21.1	7.6	0.0	0.0	136.2	0.2	0.0	14.4	9320.8
T10	17.5	0.2	12.3	6.8	5.4	0.0	0.2	26.9	0.0	0.3	4.3	2250.0
T11	78.7	2.1	46.1	38.6	4.9	0.0	0.0	136.2	0.4	0.0	15.6	9196.7
T12	26.8	0.2	13.7	4.3	4.1	0.0	0.0	38.0	0.0	0.0	3.2	2700.8
T13	49.6	0.8	14.0	15.2	11.6	0.0	0.0	67.9	0.0	0.0	0.0	4755.7
T17	14.4	0.7	18.8	15.2	6.9	0.0	0.0	28.1	0.0	0.0	13.3	2976.1
T18	107.3	0.6	40.2	34.3	6.0	0.0	0.0	178.6	0.0	0.0	7.5	10771.5
T19	602.6	10.0	37.6	133.6	13.1	0.0	0.0	702.1	0.0	0.0	51.2	44771.5
T20	158.3	2.8	42.4	27.0	6.0	0.0	0.0	215.0	0.0	0.0	19.6	13857.1
T21	272.1	2.2	26.1	47.2	11.6	0.0	0.0	306.9	0.0	0.0	38.8	20887.0
T22	390.7	8.2	27.1	90.6	7.9	0.0	0.0	455.8	0.0	3.3	44.1	29910.8
T23	204.6	6.1	12.2	47.6	12.0	0.0	0.0	239.4	0.0	0.0	16.8	15792.8
T24	173.7	0.8	43.5	56.0	7.1	0.0	0.0	247.3	0.0	0.0	32.5	16341.1
T25	216.6	0.6	65.1	76.5	11.8	0.0	0.0	313.4	0.0	0.0	47.7	21358.4
T26	369.3	8.6	27.1	96.0	15.3	0.0	7.7	450.0	0.5	4.2	35.4	29571.3
T27	126.4	3.3	9.2	20.4	14.8	0.0	0.0	137.4	0.0	0.0	15.0	9960.6
T28	87.0	1.0	4.1	10.1	9.3	0.0	0.0	88.0	0.0	0.0	8.7	6350.3
T29	123.5	4.9	19.5	29.1	9.2	0.0	0.0	146.3	0.0	0.0	21.1	10536.8
Piezometri												
pz1	511.6	9.7	26.0	114.4	3.3	0.0	0.0	619.7	0.0	0.0	63.2	39257.1
pz2	198.6	1.5	27.0	63.7	6.1	0.0	1.2	254.5	0.0	0.0	18.2	16232.6
pz3	482.4	7.3	22.2	50.2	4.6	0.0	0.0	540.1	0.0	0.0	48.7	34196.8

Appendice 10.14. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto (*auger hole*) e alla base dell'acquifero (piezometri) e nelle acque superficiali. Marzo 2009

nome	Na	K	Ca	Mg	HCO3	CO3	F	Cl	Br	NO3	SO4	TDS
meq	23.0	39.1	40.1	24.3	61.0	60.0	19.0	35.5	79.9	62.0	96.1	mg/l
Auger hole												
T3	91.5	1.8	14.8	15.7	7.0	0.0	0.2	102.3	0.1	0.4	9.6	7216.2
T4	122.9	1.3	22.4	23.1	8.8	0.0	0.1	148.7	0.2	0.2	13.0	10065.0
T5	84.9	1.9	10.3	17.7	7.2	0.0	0.1	91.2	0.3	0.0	8.5	6549.8
T6	327.7	7.1	29.4	85.9	10.7	0.0	0.1	386.6	0.2	0.4	30.9	25327.6
T10	45.9	0.8	20.7	12.5	15.0	0.0	0.4	66.0	0.1	0.1	2.0	5026.3
T11	89.6	1.5	26.1	19.5	6.5	0.0	0.1	122.4	0.2	0.1	12.8	8247.9
T12	172.1	2.3	34.7	48.9	8.2	0.0	0.0	234.5	0.4	0.0	22.7	15268.0
T13	31.5	0.7	29.5	42.9	8.3	0.0	0.1	73.0	0.6	0.0	21.1	6022.2
T17	251.5	0.8	50.2	52.0	7.3	0.0	0.0	321.0	0.4	0.6	30.9	20830.8
T18	105.4	1.6	22.2	17.2	7.1	0.0	0.0	128.7	0.2	0.0	17.6	8996.3
T19	107.9	1.0	46.5	51.3	7.0	0.0	0.0	182.0	0.3	0.1	14.0	11662.1
T20	87.1	0.5	43.3	64.4	4.6	0.0	0.1	170.4	0.3	0.3	7.3	10390.0
T21	2.7	0.0	3.5	2.0	4.9	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.2	558.9
T22	96.8	2.1	12.9	27.2	10.7	0.0	0.1	112.2	0.2	0.0	12.0	8120.1
T23	145.5	0.9	16.2	35.9	11.1	0.0	0.0	165.3	0.2	0.0	25.1	11906.4
T24	340.7	4.2	33.5	66.0	17.0	0.0	0.0	386.2	0.6	0.2	44.3	26390.1
T25	217.0	0.7	60.4	35.3	10.0	0.0	0.1	259.4	0.3	0.4	56.5	19226.7
T26	142.2	1.1	31.0	42.0	7.2	0.0	0.0	197.6	0.3	0.4	0.9	11982.1
T27	12.0	0.4	5.6	4.9	7.5	0.0	0.1	12.8	0.0	0.0	2.5	1496.4
T28	58.0	1.3	6.3	8.8	7.5	0.0	0.0	65.2	0.1	0.0	8.5	4805.7
T29	237.8	1.8	28.7	62.9	13.7	0.0	0.0	287.0	0.5	0.7	30.8	19450.5
Acque superficiali												
RD2	251.7	1.3	20.3	68.7	5.2	0.0	0.0	326.0	0.5	0.7	35.3	20740.9
RD3	233.1	4.8	18.1	60.2	4.7	0.0	0.1	277.4	0.4	0.6	28.5	18202.8
SC	380.4	6.6	27.9	40.6	4.5	0.0	0.0	422.6	0.7	0.9	47.2	27695.2
STW	375.4	6.7	28.0	107.5	4.8	0.0	0.0	430.5	0.7	0.9	47.8	28722.3
STN	51.4	2.3	8.0	14.5	4.5	0.0	0.0	62.5	0.1	0.1	8.1	4501.8
CC3	138.8	0.2	16.0	37.9	5.5	0.0	0.0	166.6	0.3	0.4	19.4	11197.2
Piezometri												
pz1	428.0	8.8	21.8	108.7	3.5	0.0	0.0	493.4	0.8	0.0	49.8	1114.0
pz2	389.1	6.8	20.4	101.6	5.1	0.0	0.0	436.9	0.7	0.0	44.3	1004.2
pz3	191.2	2.0	21.7	64.1	7.0	0.0	0.0	241.8	0.4	0.3	15.2	543.0

Appendice 10.15. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto dell'acquifero e nelle acque superficiali. Agosto 2009

	Na	K	Ca	Mg	HCO3	F	Cl	Br	NO2	NO3	SO4	TDS
meq	22.99	39.098	40.078	24.305	61.0159	18.9984	35.453	79.904	46.0055	62.0049	96.062	g/l
campione	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	
4T	419.7	7.0	32.9	61.0	4.6	0.0	432.9	0.6	0.2	0.0	52.8	29543.5
5T	283.6	6.1	18.1	60.2	4.0	0.0	347.1	0.4	0.2	0.3	42.8	22517.7
6T	154.2	5.7	31.4	24.4	8.2	0.0	183.7	0.2	0.2	0.2	17.6	12589.8
7T	161.9	3.1	42.4	24.3	8.4	0.1	169.9	0.3	0.2	0.1	33.3	13158.2
8T	93.5	3.9	13.4	11.7	7.4	0.1	120.3	0.2	0.2	0.4	7.0	7813.5
9T	57.7	2.4	10.6	9.8	4.1	0.1	65.9	0.1	0.2	0.7	7.9	4783.0
10T	564.6	12.1	52.3	138.4	8.9	0.1	786.1	1.1	0.2	0.1	66.1	47869.0
11T	5.0	2.9	11.7	6.8	7.5	0.0	7.2	0.1	0.0	0.2	9.9	1754.1
12T	132.9	5.0	29.4	19.1	6.6	0.1	176.3	0.1	0.2	0.0	17.2	11569.5
14T	276.7	5.9	17.6	76.1	3.9	0.1	303.0	0.2	0.2	0.1	32.0	20420.8
15T	5.3	0.5	11.0	7.9	6.2	0.1	4.6	0.8	0.2	3.0	7.7	1631.8
16T	259.1	4.6	16.8	53.8	8.5	0.1	285.7	0.1	0.2	0.3	35.3	19502.5
STW	636.3	12.7	41.0	136.3	3.3	0.1	793.8	0.4	0.2	0.1	80.0	49835.7
SC	502.0	10.7	40.4	124.1	4.1	0.1	610.2	1.0	0.2	0.1	59.7	39122.2

Appendice 10.16. Composizione chimica degli elementi maggiori alla base dell'acquifero. Agosto 2009

	Na	K	Ca	Mg	HCO3	F	Cl	Br	NO2	NO3	SO4	TDS
meq	22.99	39.098	40.078	24.305	61.0159	18.9984	35.453	79.904	46.0055	62.0049	96.062	mg/l
campione	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	
4B	381.9	7.4	31.4	103.2	5.2	0.0	460.3	0.9	0.2	0.1	56.0	30363.9
5B	406.3	8.1	22.9	85.0	2.6	0.0	465.5	0.6	0.2	0.1	54.4	30484.9
6B	391.9	7.7	24.0	86.2	3.6	0.0	450.7	0.6	0.2	0.1	48.3	29424.3
7B	207.8	2.6	28.6	56.4	4.6	0.1	243.3	0.3	0.2	0.1	18.2	15960.3
8B	478.4	9.3	26.1	96.7	3.0	0.1	567.4	0.7	0.2	0.3	59.3	36284.1
9B	398.5	8.3	23.3	93.9	3.9	0.1	466.1	0.8	0.2	0.6	52.0	30470.0
10B	639.1	10.1	39.8	133.0	8.7	0.1	702.8	1.4	0.2	0.1	55.0	45719.0
11B	19.6	4.8	3.5	9.8	8.7	0.0	23.0	0.1	0.0	0.0	4.8	2411.7
12B	127.6	4.6	31.0	54.1	8.2	0.1	186.5	0.3	0.2	0.1	17.7	12392.0
14B	357.7	7.3	19.5	74.1	4.4	0.1	392.7	0.5	0.2	0.1	45.2	26220.0
15B	13.7	0.8	9.1	6.2	5.6	0.1	15.5	0.2	0.2	2.5	9.0	2096.4
16B	280.1	5.0	15.1	60.2	9.2	0.1	298.3	0.4	0.2	0.0	40.5	20799.0

Appendice 10.17. Composizione chimica degli elementi maggiori al tetto dell'acquifero e nelle acque superficiali. Marzo 2010

meq campione	Na 22.99	K 39.098	Ca 40.078	Mg 24.305	HCO3 61.0159	CO3 60.0092	F 18.9984	Cl 35.453	Br 79.904	NO3 62.0049	SO4 96.062	TDS mg/l
4T	106.8	1.9	5.8	18.0	9.8	0	0.0	112.5	0.1	0.2	7.8	7853.9
5T	64.7	1.3	7.2	13.4	6.5	0	0.0	78.4	0.1	1.3	4.0	5307.3
6T	98.6	2.0	20.6	22.2	8.9	0	0.0	127.8	0.1	1.2	7.0	8514.3
7T	124.4	0.8	18.7	19.7	10.1	0	0.0	130.9	0.1	0.0	28.2	10128.5
8T	40.0	0.8	12.0	9.4	14.9	0	1.4	45.1	0.1	1.5	0.6	3967.5
9T	57.2	0.7	8.1	10.3	8.6	0	0.0	66.7	0.1	0.0	4.4	4734.8
10T	382.9	7.2	21.7	92.6	9.8	0	0.0	465.0	0.4	0.0	19.8	28711.7
11T	11.3	4.3	9.0	6.7	11.8	0	0.0	9.2	0.1	2.9	8.5	2327.4
12T	122.7	1.2	29.3	60.0	7.0	0	0.0	186.5	0.2	0.0	8.6	11646.5
14T	229.1	4.4	12.9	57.5	6.2	0	0.0	265.5	0.2	1.5	15.2	17018.5
15T	23.9	0.3	17.8	6.7	9.3	0	1.7	18.3	0.1	5.3	11.7	3140.0
16T	78.9	0.8	15.1	18.7	7.5	0	0.0	87.4	0.3	0.0	14.4	6642.5
STE	430.0	8.3	18.9	97.7	5.5	0	0.0	478.2	0.6	2.7	47.9	31578.2
STN	306.9	4.7	15.4	57.0	7.6	0	0.0	281.8	0.2	6.4	68.7	22406.3
STW	290.7	5.7	12.5	69.4	5.1	0	0.0	324.0	0.5	0.0	29.1	21229.2

Appendice 10.18. Composizione chimica degli elementi maggiori alla base dell'acquifero. Marzo 2010

meq campione	22.99	39.098	40.078	24.305	61.0159	60.0092	18.9984	35.453	79.904	62.0049	96.062	mg/l
4B	441.4	7.9	26.5	112.0	5.1	0.0	0.2	467.8	0.4	1.7	102.7	34323.9
5B	463.8	11.4	20.6	118.0	3.5	0.0	0.0	493.0	0.6	2.0	104.6	35839.8
6B	455.5	9.7	20.3	122.3	4.8	0.0	0.2	520.4	0.5	0.0	54.3	34134.0
7B	220.4	2.6	31.0	80.9	5.1	0.0	0.0	282.4	0.2	0.2	29.6	18546.7
8B	516.1	12.3	22.3	136.3	3.1	0.0	0.3	576.8	0.6	1.5	68.7	38522.4
9B	331.9	6.5	15.0	78.2	6.0	0.0	0.0	352.6	0.3	1.5	50.4	24534.9
10B	614.4	12.5	37.3	169.7	6.6	0.0	0.0	722.6	0.8	2.7	64.5	46777.0
11B	8.8	2.7	13.2	6.6	7.8	0.0	0.0	8.4	0.1	3.5	11.0	2176.0
12B	132.6	1.7	33.3	74.8	7.3	0.0	1.2	210.2	0.1	2.8	11.9	13369.8
14B	175.2	3.1	14.2	42.2	4.3	0.0	0.0	205.8	0.2	0.0	11.4	13072.2
15B	13.8	0.3	12.6	8.4	7.0	0.0	0.0	14.7	0.1	3.6	8.1	2253.0
16B	259.6	3.7	23.0	76.0	11.8	0.0	0.0	309.4	0.0	3.4	23.7	20533.8

Appendice 10.19. Composizione chimica degli elementi maggiori nella zona di mixing dell'acquifero. Marzo 2010

	Na	K	Ca	Mg	HCO3	CO3	F	Cl	Br	NO3	SO4	TDS
meq	22.99	39.098	40.078	24.305	61.0159	60.0092	18.9984	35.453	79.904	62.0049	96.062	mg/l
campione												
4INT	439.4	7.5	24.2	107.0	3.9	0.0	0.0	456.8	0.5	1.8	58.1	31557.4
6INT	299.8	5.8	21.5	84.4	5.1	0.0	0.0	338.7	0.4	1.5	47.9	23319.0
8INT	78.7	1.5	12.1	15.3	9.7	0.0	0.0	96.6	0.1	0.0	3.5	6488.1
10INT	510.0	8.9	27.4	121.9	9.2	0.0	0.0	533.1	0.7	1.6	87.4	37912.3
15INT	3.4	0.3	12.3	5.8	6.9	0.0	0.0	4.3	0.1	5.6	5.0	1571.9