

UNIVERSITA` DEGLI STUDI DI PADOVA

Facoltà di Ingegneria
Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale



Tesi di Laurea

Alessandra Carta

**Sostenibilità economica ed emissioni di CO₂ in un'area
torbosa di bonifica idraulica limitrofa alla Laguna di Venezia**

Relatore:

Prof. Ing. Mario Putti

Correlatori:

Prof. Ing. Marco Marani

Prof.ssa Sonia Silvestri

Dr. Enrica De Cian

A.A. 2013-2014

Sommario

Elenco delle figure.....	5
Elenco delle tabelle.....	9
Introduzione.....	11
1. Stato dell'arte.....	17
1.1 Le torbe.....	17
1.2 Subsidenza dei suoli torbosi.....	19
1.2.1 La subsidenza delle torbe nel mondo	19
1.2.2 Subsidenza irreversibile causata dalla bio-ossidazione.....	23
1.2.3 Subsidenza reversibile	24
2. Il bacino Zennare.....	26
2.1 Geomorfologia e caratteristiche idrologiche	29
2.2 Campi sperimentali	32
2.3 Risultati sperimentali.....	39
2.3.1 Idrologia	39
2.3.2 Subsidenza reversibile della torba.....	40
2.3.3 Subsidenza irreversibile della torba.....	43
2.3.4 Emissioni di CO ₂	44
3. Studio Idrologico del Bacino Zennare	47
3.1 Idrovora VS livelli di falda	50
3.2 Livelli di falda misurati nel "Campo 1" vs "fosso"	54
3.3 Livelli di falda e temperatura del suolo	55
3.4 La risalita della falda a seguito di un evento piovoso	57
3.5 Studio della recessione della falda a seguito di un evento piovoso.....	63
3.6 Tempi di corrivazione.....	72
4. Calcolo della subsidenza e dei flussi di CO ₂	81

4.1 Modello di calcolo di Stephens et al. (1984).....	81
4.2 Calcolo della subsidenza futura.....	89
4.2.1 Generazione delle precipitazioni: Modello stocastico di Bartlett-Lewis	89
4.2.2 Calcolo del tasso di subsidenza.....	90
4.3 Calcolo dei flussi di anidride carbonica	92
4.4 Scenari di destinazione d'uso del suolo	94
5. Valutazioni economiche.....	97
5.1 Stima del prezzo del carbonio	100
5.2 Caso Zennare.....	103
5.2.1 Il contenuto di carbonio.....	103
5.2.2 Il valore del terreno e i costi	104
5.3 Previsione economica dei diversi scenari.....	108
5.3.1 Territorio ad uso agricolo.....	109
5.3.2 Area umida.....	111
5.3.3 Territorio ad uso forestale	113
Conclusioni	117
Bibliografia	119

Elenco delle figure

Figura 1.1: condizioni anaerobiche e aerobiche cui può essere soggetta la torba	24
Figura 2.1: posizione del bacino Zennare	26
Figura 2.2: Posizione della linea costiera: a) 5-6000 anni BP, b) 4500 anni BP, c) 500 anni BP, d) maggiori paleoalvei (Rizzetto et al, 2003)	27
Figura 2.3: DEM del bacino Zennare (Rizzetto et al, 2003)	28
Figura 2.4: mappa geomorfologica del bacino Zennare (Rizzetto et al, 2003)	29
Figura 2.5: a) <i>Phragmites Australis</i> , detta cannuccia palustre; b) stratificazione del suolo del bacino Zennare.....	30
Figura 2.6: campione di torba prelevato in sito	31
Figura 2.7: vecchio tombino in muratura ormai totalmente protruso abbondantemente al di sopra del livello dell'acqua e quindi sostituito con due tombini in calcestruzzo di cui il più alto già affiorante.....	31
Figura 2.8: fondazione della linea elettrica ormai affiorante dal terreno e zona di scatto della foto.....	32
Figura 2.9: distribuzione dei siti sperimentali all'interno del bacino Zennare (Fornasiero et al, 2002).....	33
Figura 2.10: Sito sperimentale "Campo1"	33
Figura 2.11: strumento di misurazione degli spostamenti verticali del suolo	34
Figura 2.12: livelli aspirazione e scarico dell'idrovora Zennare	35
Figura 2.13: zoom dei livelli di aspirazione e scarico dell'idrovora Zennare	36
Figura 2.14: camera di misurazione dei flussi di CO ₂	37
Figura 2.15: strumento per misurazioni di flussi di CO ₂ con tecniche micrometeorologiche.....	38
Figura 2.16: pioggia cumulata oraria misurata nel bacino durante gli anni 2002-2006	39
Figura 2.17: altezza di falda rispetto al livello del medio mare	40
Figura 2.18: confronto tra la subsidenza modellata e quella misurata	41
Figura 2.19: precipitazione oraria; altezza della falda; subsidenza reversibile della superficie del suolo.....	42
Figura 2.20: DEM del bacino Zennare del 1986, cui sono sovrapposte le tracce della campagna DGPS condotta nel 2002.....	43

Figura 2.21: Confronto tra le quote del DEM del 1983 con quelle ottenute dalla campagna di misura DGPS del 2002 lungo i profili A-I.....	43
Figura 2.22: relazione tra i flussi di CO2 e le variabili temperatura ed umidità.....	45
Figura 3.1: a) bacino suddiviso in 5 diverse aree e la rete idraulica competente, b) distribuzione delle torbe nel bacino.....	48
Figura 3.2: rappresentazione dell'altezza di precipitazione e di falda dell'anno 2003	49
Figura 3.3: Livelli della falda nel terreno, del pelo libero nella canaletta di drenaggio e a monte dell'idrovora Zennare durante un evento piovoso di ottobre 2005.....	50
Figura 3.4: Livelli della falda nel terreno, del pelo libero nel fosso e a monte dell'idrovora durante un evento piovoso di fine agosto 2005.....	51
Figura 3.5: Livelli della falda nel terreno, del pelo libero nel fosso e a monte dell'idrovora durante un evento piovoso di inizio dicembre 2004.....	52
Figura 3.6: confronto tra i livelli di falda del campo e del fosso.....	54
Figura 3.7: confronto tra i livelli di falda del campo e del fosso.....	55
Figura 3.8: Distribuzione della temperatura ad 1 cm di profondità nel Campo 1 durante l'intero anno 2002.....	56
Figura 3.9: Variazioni temporali del livello di falda nel campo e nel fosso e della temperatura misurata ad 1 cm di profondità.....	56
Figura 3.10: Variazioni nel tempo del livello di falda, del pelo libero nel fosso di drenaggio e della temperatura ad 1 cm di profondità.....	57
Figura 3.11: rappresentazione dell'altezza di falda, di pioggia e della sua cumulata durante un evento di pioggia.....	58
Figura 3.12: Esempio di fase di recessione della falda.....	63
Figura 3.13: Fase di recessione nella quale si e' evidenziato il tratto iniziale piu' ripido.....	64
Figura 3.14: esempio di recessione per un evento della primavera del 2002.....	65
Figura 3.15: esempio di recessione per un evento estivo del 2002 con la presenza di un effetto di disturbo.....	66
Figura 3.16: esempio di recessione per un evento dell'autunno 2003.....	67
Figura 3.17: esempio di recessione per un evento invernale del 2003.....	67
Figura 3.18: rappresentazione di tutte le interpolazioni eseguite.....	69
Figura 3.19: rappresentazione dei dati reali di altezza di falda e dei dati modellati	70
Figura 3.20: Confronto tra valori modellati e dati osservati.....	71

Figura 3.21: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Campo 1.....	73
Figura 3.22: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Campo 1.....	74
Figura 3.23: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Guzzo	75
Figura 3.24: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Guzzo	76
Figura 3.25: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Gallimberti	77
Figura 3.26: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Gallimberti	78
Figura 3.27: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Baretta.....	79
Figura 4.1: a) andamento della temperatura mediato tra 5 e 20 cm di profondità; b) andamento della profondità di falda; c) andamento della subsidenza ottenuta con il modello di Stephen set al (1984).....	83
Figura 4.2: confronto della subsidenza calcolata con i dati di falda reali e quelli modellati	84
Figura 4.3: rappresentazione schematica della frazione di torba sottoposta al processo di subsidenza a causa dell'aratura (Zanello et al 2011).....	85
Figura 4.4: rappresentazione grafica dei quattro scenari di subsidenza futura (Zanello et al (2012).....	87
Figura 4.5: andamento nel tempo della subsidenza ottenuta inserendo i dati di falda ottenuti con il modello idrologico	88
Figura 4.6 : rappresentazione della subsidenza calcolata con il modello di Stephens et al (1984).....	91
Figura 4.7: Stime dei flussi medi di CO2 uscenti dal terreno	93
Figura 4.8: flussi di CO2 misurati nel settembre 2003 (Camporese et al, 2004) VS flussi di CO2 modellati.....	94
Figura 4.9: Misure del flusso di anidride carbonica nel caso di suolo coltivato a mais (Terreno lavorato) e suolo forestato (terreno NON lavorato) (Pitacco et al, 2014)	96

Figura 5.1: quantità di carbonio sequestrato annualmente da diversi ecosistemi (Mecleod et al. 2011).....	98
Figura 5.2: distribuzione territoriale degli ecosistemi di mangrovie, alghe e paludi che sequestrano carbonio (Nellemann et al, 2009).....	99
Figura 5.3: Previsione del prezzo in dollari americani per tonnellate di anidride carbonica (EPRI, 2014).....	101
Figura 5.4: analisi costi-ricavi dell'area ipotizzando che continui ad essere sfruttato come suolo agricolo.....	110
Figura 5.5: bilancio economico dell'area ipotizzando l'immediata conversione del bacino in area umida	113
Figura 5.6: bilancio economico nel caso di uso forestale dell'area	114

Elenco delle tabelle

Tabella 1.1: aree soggette a subsidenza antropica causa da bonifica di torbiere	22
Tabella 3.1: Valori del parametro α con i relativi periodi.....	60
Tabella 3.2: valori del parametro α per i vari siti di raccolta dati	62
Tabella 3.3: Elenco dei valori dei parametri a e b ricavati dalle interpolazioni ai minimi quadrati.....	68
Tabella 3.4: tempi di corrivazione dei differenti siti.....	80
Tabella 4.1: rappresentazione dei valori di profondità di falda utilizzati per il calcolo della subsidenza futura degli scenari studiati	87
Tabella 5.1: emissioni potenziali cumulate di CO ₂	97
Tabella 5.2: elenco dei costi sostenuti dal Consorzio di Bonifica Adige Euganeo per la gestione dell'idrovora Zennare negli anni 2011, 2012 e 2013.....	105
Tabella 5.3: Costi energetici relativi al drenaggio del bacino per gli anni 2011, 2012 e 2013	107
Tabella 5.4: prezzi di anidride carbonica per gli anni futuri usati per condurre i bilanci economici dei vari scenari ipotizzati	109

Introduzione

Il problema che si vuole affrontare è la sostenibilità economica di un'area ad uso agricolo i cui suoli sono di natura organica e giacciono al di sotto del livello del medio mare. In particolare i terreni di cui si vuole trattare sono formati da suoli torbosi. Per le nostre finalità, la torba può considerarsi come un deposito composto da resti di natura vegetale che non hanno portato a termine la loro decomposizione bio-chimica. Questo tipo di suolo, se esposto all'aria, e quindi in ambiente ossidante, è soggetto a un processo di bio-ossidazione degli atomi di carbonio con conseguente formazione di anidride carbonica, che viene quindi rilasciata in atmosfera. Questo processo porta quindi ad una perdita di massa che si traduce in un abbassamento netto dell'elevazione del terreno nel tempo, fenomeno noto con il nome di subsidenza.

Come è noto, il problema delle emissioni di anidride carbonica in atmosfera è rilevante nell'ambito dei cambiamenti climatici. La CO₂ è infatti un cosiddetto "gas serra". I gas serra presenti in atmosfera regolano in maniera complessa le dinamiche energetiche in atmosfera: concentrazioni anomale di questi gas hanno quindi conseguenze importanti nelle dinamiche climatiche. Ricerche dell'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) attestano che "le concentrazioni atmosferiche di anidride carbonica, metano, e protossido di azoto sono aumentate a livelli senza precedenti almeno rispetto agli ultimi 800.000 anni. La concentrazione di anidride è aumentata del 40% dall'età pre-industriale, in primo luogo per le emissioni legate all'uso dei combustibili fossili, e in seconda istanza per le emissioni legate al cambio di uso del suolo" (Stocker et al, 2013). Alloisio et al. (2014) hanno analizzato possibili trend futuri di emissioni di anidride carbonica, affermano che, in tempi relativamente brevi, i paesi emergenti supereranno le emissioni di gas serra prodotte dal Nord America e dai paesi Europei. Si stima che tra il 1850 e il 2010 le emissioni dei paesi in via di sviluppo siano arrivate a comprendere il 48% delle emissioni totali e che nel 2020 arriveranno a superare il 50%.

E' ormai universalmente riconosciuto nell'ambito scientifico, e parzialmente anche in quello politico, che per garantire un futuro sostenibile al nostro pianeta sarà necessario provvedere ad una riduzione sensibile delle emissioni di anidride carbonica di origine antropica. Per questo motivo si sta pensando di associare un costo alle emissioni antropiche di CO₂ in modo da promuovere comportamenti

virtuosi in grado di diminuire le emissioni nel futuro. Come spiegano Revesz et al. (2014), il valore monetario di una tonnellata di carbonio è stimato come costo sociale, cioè come la somma in denaro che verrebbe spesa per evitare eventuali danni dovuti all'emissione di quella quantità di anidride carbonica. Una rassegna di diversi modelli utilizzati per stimare tale costo è riportata da Revesz et al, (2014). Questi modelli, correlando scenari futuri di crescita economica e di popolazione con i cambiamenti climatici di grande scala dovuti alla crescita di emissioni cercano di stimare gli impatti a livello sociale e i relativi costi economici. Revesz et al. (2014) riportano che il costo di questi danni valutati in dollari per tonnellata di CO₂ nel 2020 oscillerà tra 12 \$/tCO₂ e 64\$/tCO₂. Si considera però che la stima ottenuta con questi modelli di previsione sia sottovalutata e che il costo del cambiamento climatico e di conseguenza delle emissioni di CO₂ aumenterà (Revesz et al, 2014). E' in corso, sia a livello scientifico che politico, una discussione sulla opportunità di associare un valore monetario di mercato anche alla mancata emissione di anidride carbonica, e quindi valorizzare la preservazione degli immagazzinamenti naturali di carbonio. Come affermato da Stocker et al. (2013), una porzione non trascurabile delle emissioni di CO₂ in atmosfera è legato al cambio di uso del suolo, e quindi dalle emissioni dovute alle dinamiche vegetative e di quelle di decomposizione della sostanza organica. In questo senso, le "torbiere" rappresentano una sorgente di emissioni assai importante. Preservare le torbe perciò è di fondamentale importanza per evitare che il carbonio stoccato nel materiale organico non completamente mineralizzato si combini con l'ossigeno presente nell'aria con cui entra in contatto e dal suolo siano prodotti flussi di anidride carbonica.

Una delle difficoltà principali che rendono dubbiosa l'inclusione delle mancate emissioni nel bilancio totale del carbonio ai fini della loro valorizzazione economica è legata alla difficoltà di misura e stima delle emissioni naturali di CO₂ dal suolo, incluse le torbiere, e di conseguenza delle mancate emissioni. Questa tesi vuole portare un contributo modellistico alla stima dei flussi di anidride carbonica da una zona torbosa, il Bacino Zennare, un comprensorio agricolo localizzato a sud della Laguna di Venezia oggetto di diversi studi sia sperimentali che teorici nel recente passato.

Il problema delle emissioni di anidride carbonica da suoli torbosi è diffuso nel mondo difatti l'estensione mondiale dei suoli torbosi, secondo i dati pubblicati dall'IPS (Strack, 2008) è di 324 milioni di km² di cui 19 in Europa, 174 in Nord America, 6 in

Africa, 2 in Australia, 112 in Asia e 11 in Sud America. In particolare il Canada è la nazione che possiede la superficie maggiore di torbiere rispetto ad ogni altro paese, dove si arrivano a contare oltre 1,1 milioni di km². In generale le varie torbiere distribuite nel mondo vengono utilizzate per scopi agricoli o per ortoflorovivaismo. In questi suoli lo stoccaggio di carbonio per quanto riguarda il primo metro di profondità varia tra 174 a 6,967 Mg CO_{2e}/ha (Sifleet et al., 2011). L'utilizzo agricolo di questi suoli implica la perdita del carbonio sequestrato e di conseguenza l'emissione di anidride carbonica che Sifleet et al. stimano essere tra 85 e 167 Mg CO_{2e}/ha/anno. Molti dei suoli sopracitati sono stati negli anni bonificati e drenati per sfruttamento agricolo o forestale. Importanti esempi di operazioni di bonifica per sfruttamento agricolo si trovano nei Paesi Bassi, bonificati tra il nono e il tredicesimo secolo, nel delta del fiume San Joaquin in California (USA), bonificato alla fine del 1800, o ancora le paludi che occupavano in Nuova Zelanda la regione di Waikato drenate all'inizio del 1900 e convertite in pascoli (Zanello et al., 2011). Un esempio notevole per gli elevatissimi valori dei flussi di anidride carbonica è quello delle torbe indonesiane che si estendono per più di 22 milioni di ettari e trattengono circa 57 miliardi di tonnellate di carbonio e che attualmente stanno subendo una drastica deforestazione con trasformazione in piantagioni di olio di palma o di acacia (Wösten et al., 1997). Per quanto concerne l'Italia, invece, si contano circa 1200 km² di superficie (Fornasiero et al., 2002), di suoli torbosi, che si collocano per una buona frazione nelle regioni di Friuli Venezia Giulia, Veneto ed Emilia Romagna.

La presente tesi esamina il bacino Zennare, un territorio di composizione organica, appartenente alla Pianura Padana orientale. Il bacino Zennare, un'area composta di depositi organici fluviali dei corsi d'acqua Brenta e Bacchiglione che si estende per circa 24 km² vicino alla laguna di Venezia, giace quasi interamente al di sotto del livello medio del mare, arrivando addirittura fino a -4 m s.m.m (Camporese et al., 2008). La zona è stata bonificata e resa coltivabile tra il 1892 e il 1927. Essa è composta prevalentemente da suoli al torbosi, soggetti ad una continua ossidazione biochimica, con inevitabile fenomeno di subsidenza irreversibile nel tempo. Il tasso annuale di subsidenza attuale raggiungere valori di circa 1.5-2.0 cm/anno nelle zone con contenuto organico più elevato. Il fenomeno di ossidazione del suolo, e quindi di subsidenza, è strettamente legato all'aratura e alla bonifica, la prima contribuendo ad un continuo trasferimento in superficie di torba non mineralizzata, la seconda

mantenendo un franco di bonifica costante, e quindi favorendo condizioni aerobiche dei suoli. Se le condizioni di uso del suolo non cambiano si stima che con questi valori di subsidenza tra 50-70 anni lo spessore di torba che esiste attualmente nel bacino sarà esaurito, tutto il carbonio stoccato sarà inevitabilmente emesso (Campoprese et al, 2008) e affiorerà uno spesso strato di argilla che risulta essere incoltivabile.

Il bacino Zennare è già stato oggetto di studi negli anni passati ed è diventato sito sperimentale di ricerca del progetto VOSS (Venice Organic Soil Subsidence, 2001-2006), nell'ambito del quale sono state condotte ricerche approfondite sia sperimentali che modellistiche sulla dinamica idrologica e della subsidenza da bio-ossidazione. A questo scopo sono stati predisposti nel bacino diversi siti di raccolta dati in modo da ottenere informazioni sulle precipitazioni, sui livelli di falda, sulle temperature, sulle emissioni di anidride carbonica, sul vento e sugli spostamenti verticali del terreno [Gambolati et al. 2009].

I dati e i modelli proposti nell'ambito del progetto VOSS formano la base di partenza scientifica di questa tesi, il cui scopo finale di questa tesi è quello di analizzare soluzioni d'uso del suolo alternative a quella attuale agricola che siano economicamente sostenibili tenendo conto della valorizzazione economica delle mancate emissioni di CO₂ in atmosfera. Per raggiungere questo obiettivo si è partiti con sviluppo di un modello idrologico del bacino per la previsione futura dell'andamento climatico accoppiato con un modello di subsidenza da bio-ossidazione delle torbe basato su una implementazione del modello proposto da Stephens et al. [1984] accuratamente adattato ai dati di Zennare da Zanello et al. [2011]. In particolare, a partire dalla previsione dell'andamento pluviometrico basata su un modello alla Bartlett-Lewis [Marani, 2004], si è simulata la dinamica della falda in funzione della risposta idrologica del bacino assumendo il mantenimento di un franco di bonifica mediamente costante da parte delle idrovore a servizio del bacino. Questi dati hanno fornito le informazioni necessarie per l'implementazione del modello di subsidenza, ottenendo quindi la serie futura degli abbassamenti irreversibili del suolo. Da tali abbassamenti e dai dati di composizione delle torbe di Zennare e dalla loro distribuzione spaziale all'interno del bacino, sono stati ricavati i valori previsti dei flussi di anidride carbonica dal suolo in funzione del tempo. I modelli così costruiti sono stati confrontati con i dati sperimentali disponibili e dal progetto VOSS e da osservazioni più recenti ottenute da Pitacco et al. [2014] sulla

base di campagne di misura tramite avanzate camere NSS. Queste ultime campagne, condotte comparativamente su suoli arati e su suoli soggetti a coltivazioni forestali, hanno permesso di calcolare il rapporto tra la subsidenza irreversibile che si osserva su terreno soggetto a lavorazioni agricole, e quella che avviene su terreno a riposo (forestato).

I modelli sviluppati sono stati utilizzati per simulare la dinamica delle emissioni di anidride carbonica futura (fino al 2050) analizzando fondamentalmente 3 scenari diversi: i) mantenimento delle pratiche agronomiche correnti; ii) forestazione del bacino; iii) allagamento del bacino e sua trasformazione in zona umida permanente. Questi tre scenari verosimili corrispondono a scenari di emissioni di CO₂ decrescenti, con l'ultima ipotesi (estrema) corrispondente ad uno scenario di zero emissioni, e quindi una conservazione totale dello stock di carbonio del bacino Zennare.

In parallelo si è condotto un bilancio di sostenibilità economica della suddetta area nei diversi scenari considerando sia il valore della terra che tutti i costi relativi alla costruzione dell'impianto idrovoro, al sollevamento dell'acqua per il mantenimento del franco di bonifica necessario alle diverse pratiche agronomiche, alla manutenzione sia ordinaria che straordinaria dell'idrovora e della rete idraulica, e ad altri importanti fattori che contribuiscono alle spese per il mantenimento dell'attività produttiva dell'area. I costi sono stati messi a confronto con i guadagni previsti sia dall'attività agricola, stimati in questo caso con il valore economico del terreno, sia dai costi e guadagni previsti nell'ipotesi dell'introduzione a partire dal 2025 di un sistema europeo di Carbon Trading. È importante focalizzarsi sul ruolo strategico di stoccaggio del carbonio che questi terreni organici ricoprono; difatti rispetto ad un'area boschiva il cui bilancio finale di CO₂ scambiato con l'atmosfera è nullo (poiché durante la sua crescita accumula carbonio ma lo restituisce durante la fase di decomposizione organica) i suoli torbosi emersi sono sorgenti vere e proprie di CO₂, ed è per questo che è importante riuscire a preservarli intatti. I risultati dimostrano che il valore economico del carbonio stoccato nel terreno supera notevolmente il ricavo economico ottenibile con qualsiasi attività agricola. Si è calcolato infatti che, se il sistema di Carbon Trading venisse introdotto nel 2025 con le valorizzazioni economiche delle emissioni o mancate emissioni dei CO₂ come calcolate da Rose et al. [2014], la trasformazione in area umida immediata risulta di gran lunga più conveniente rispetto a qualsiasi altro intervento. E questo senza tenere

in considerazione che il prosieguo delle pratiche agronomiche attuali non è sostenibile, essendo lo strato superficiale di torba destinato a scomparire prima della fine di questo secolo lasciando il posto al suolo argilloso sottostante, particolarmente inadatto a qualsiasi coltura agricola [Zanello et al. 2011].

Tutte queste considerazioni devono essere integrate da un'analisi dettagliata delle dinamiche idrologiche future sulla base dei cambiamenti climatici previsti dall'IPCC [2014]. Ad esempio, l'innalzamento del medio mare avrebbe evidentemente effetti importanti sui costi operativi delle opere di sollevamento necessarie per il mantenimento del franco di bonifica. Un altro importante fenomeno che non è stato considerato in questa tesi è quello dell'intrusione salina dalla Laguna di Venezia e dal Mare Adriatico. Un incremento di tale fenomeno, al momento non critico nel bacino Zennare, potrebbe concorrere a minare la sostenibilità delle pratiche agronomiche attuali nonché di quelle forestali.

1.Stato dell'arte

1.1 Le torbe

I terreni comunemente noti come “torbosi” possono essere caratterizzati dalla presenza di sostanza organica tipicamente in frazione superiore al 50% [Galloway et al 1999]. Tali suoli sono generalmente chiamati “istosuoli” (histo sols) e prendono il nome di torbe quando sono presenti residui vegetali fibrosi [Galloway et al 1999].

Questa tesi si occupa di comprensori torbosi derivanti dalla bonifica recente di aree paludose nelle quali la torba si è formata per sedimentazione di canna palustre (*Phragmites Australis* spp.). In questi ambienti privi di ossigeno l'azione di micro-organismi anaerobici decompone molto lentamente la struttura dei residui vegetali sedimentati, che vanno quindi a formare uno strato di torba che si accumula quando la velocità di produzione di biomassa è maggiore della velocità di decomposizione. A seguito della bonifica di queste aree, i suoli torbosi entrano in contatto con l'ossigeno, e l'instaurarsi di condizioni aerobiche promuove il processo di bio-ossidazione della frazione organica con conseguente rilascio di importanti quantità di anidride carbonica in atmosfera.

In accordo con al sistema di classificazione dei suoli FAO, i terreni formati da depositi torbosi sono classificati come “Histosol” o “Gleysol” (Andriessse, 1988). Gli Histosol possono contenere da 12 a 18% di carbonio organico e la loro profondità non supera i 30-40 cm. I Gleysol, invece, sono suoli minerali possiedono degli strati di fango che fanno avere al suolo una percentuale moderatamente alta di contenuto organico di carbonio, ma comunque ne contengono una quantità minore rispetto agli Histosol.

In riferimento, invece, al sistema tassonomico dei suoli U. S., gli Histosol sono caratterizzati dalla presenza di una grande quantità di contenuto organico di carbonio, addirittura maggiore del 50%, ed essi sono solitamente chiamati con il termine “ torba “ quando la pianta fibrosa rimane ancora visibile (Galloway et al, 1999).

I suoli torbosi sono caratterizzati da un colore marrone scuro, con una bassa densità di massa (tipicamente molto simile a quella dell'acqua), e una tessitura assai variabile e la capacità di assorbire l'acqua eventualmente presente nei pori.

Si classificano le torbe in base alla loro origine sedimentaria, distinguendo così differenti tipi di torba in base all'ambiente deposizionale da cui si sono formate. Si

possono quindi classificare le torbe in base al tipo di vegetazione che si sviluppa nel tipo di ambiente in cui successivamente si formerà la torba:

- Torbe depositate in ambiente marino: derivano da piante succulente, sommerse in acque aperte, che contengono una porzione relativamente bassa di materiale celluloso. Esse possono essere mischiate con materiale fecale proveniente da animali acquatici, alghe, microorganismi morti, pollini, esseri provenienti da piante limitrofe e materiale sedimentario portato dal vento e dall'acqua. Il drenaggio delle torbe sedimentarie raramente porta ad un buon suolo agricolo.
- Torbe depositate in ambiente d'acqua dolce: sono composte da resti di carice, canne palustri e piante di palude che crescono in acque basse salmastre. Questi suoli contengono una frazione relativamente alta di materiale celluloso. La capacità di ritenzione dell'acqua è alta e lo è, di conseguenza, la conducibilità idraulica per il drenaggio e la gestione agricola. La maggior parte delle torbe fibrose, una volta drenate, portano ad avere un buon suolo agricolo. Un esempio di ambiente dove si trova questo tipo di torba è proprio il bacino Zennare.
- Torbe depositate in ambiente forestale: sono formate da residui di alberi e cespugli. Sono suoli torbosi definiti come intermedi tra quelli derivanti da ambienti d'acqua dolce e da quelli marini dal punto di vista dell'agricoltura.
- Torbe depositate in ambiente nordico: si formano nelle latitudini più settentrionali dove il clima freddo e umido favorisce il loro sviluppo. Vaste aree si trovano in Canada e in Nord Europa. Questo tipo di torbe è formato prevalentemente da muschi di sfagno e dalla relativa vegetazione. La sua formazione dipende, inoltre, dalle precipitazioni, dalla rugiada, dalla nebbia e dai nutrienti. Questo è un tipo di suolo povero per la crescita di microorganismi che causano la decomposizione ed è basso il loro contenuto di azoto. Le torbe di sfagno sono usate in Europa e Canada per favorire la crescita di foreste e di terreni a pascolo. Vengono altresì impiegate per la produzione di carburante, e come miglioramento per altri terreni, ad esempio per i suoli misti destinati all'orticoltura.

In tutto il mondo molti scienziati hanno stimato l'estensione delle torbiere, ma i risultati sono molto contrastanti e parzialmente incompleti a causa delle difficoltà

monitoraggio delle zone meno accessibili della Terra. Recenti sviluppi basati su osservazioni satellitari potrebbero cambiare le prospettive nel prossimo futuro (Nicoletti et al, 2003).

1.2 Subsidenza dei suoli torbosi

I bacini torbosi sono soggetti a sensibili variazioni temporali della loro elevazione dovuti principalmente a due fenomeni: lenta perdita di elevazione irreversibile dovuta a bio-ossidazione della frazione organica (subsidenza biochimica) e deformazioni reversibili dovute a variazioni di contenuto d'acqua in risposta alle forzanti climatiche [Schothorst, 1977]. Il primo processo, tipico di comprensori di bonifica, è importante soprattutto in climi temperati, dove si registrano importanti perdite di elevazione del suolo con velocità anche di diversi centimetri all'anno [Deverel e Roystaczer, 1996, Wosten et al, 1997]. A queste deformazioni di lungo termine si sovrappongono deformazioni reversibili di rigonfiamento/restringimento in risposta alle variazioni del contenuto d'acqua del suolo [Ingram, 1983]. La subsidenza biochimica è accompagnata da importanti emissioni in atmosfera di anidride carbonica come conseguenza diretta del processo di bio-ossidazione del carbonio organico. La quantificazione e modellizzazione futura di queste emissioni è lo scopo principale di questa tesi. Per raggiungere tale obiettivo è necessario sviluppare un modello di previsione tarato sui dati sperimentali. Questi dati sono però influenzati dalla presenza delle deformazioni reversibili che vanno quindi filtrate prima di procedere alla taratura modellistica [Zanello et. Al., 2011]. Di seguito vengono quindi descritti questi fenomeni e la loro trattazione modellistica.

1.2.1 La subsidenza delle torbe nel mondo

Le torbiere sono solitamente delle aree sommerse dove, a causa delle condizioni anaerobiche, i residui organici si sono accumulati nel tempo. Solitamente gli strati di torba sono relativamente sottili, da 0,3-0,4 m a diversi metri di profondità. Nei secoli scorsi questo tipo di aree umide era generalmente considerato di basso valore economico. Per questo motivo, in base alle condizioni del luogo e della politica locale, ampie porzioni di torbiere in zone temperate, subtropicali e tropicali, sono state bonificate essenzialmente per scopi agricoli. Esempi di opere di bonifica recente sono

presenti in tutto il mondo. I bassi suoli torbosi dell'Olanda furono bonificati tra il nono e il tredicesimo secolo (Nieuwenhuis and Schokking, 1997) e le Fens inglesi, zone paludose vicino Cambridge e Lincoln, furono drenate intorno al 1650 (Darby, 1956). Il Sacramento-San Joaquin Delta fu bonificato alla fine del 1800 quando furono costruiti degli argini per convertire le paludi soggette a maree in zone agricole e isole (Deverel and Rojstaczer, 1996). Fino all'inizio del 1900 una vasta palude torbosa ricopriva la regione Waikato, in Nuova Zelanda, questa fu drenata e convertita in pascolo (Nieveen et al, 2005). Più di recente, estese aree di zone torbose paludose sono state bonificate nel Sud-Est Asiatico. Circa 1000 km² di paludi nell'Est dello Johore, in Malesia, sono state drenate all'inizio del 1970 grazie all'Integrated Agricultural Development Project istituito dal Ministro dell'agricoltura della Malesia (Wösten et al, 1997). Alla fine del 1990 il governo Indonesiano realizzò il Mega Rice Project con lo sviluppo, il drenaggio, l'incendio e la deforestazione di circa 10000 km² di foreste torbose paludose in Borneo per la coltivazione del riso (Vries, 2003).

Le condizioni aerobiche che si stabiliscono nei suoli torbosi drenati favoriscono il fenomeno della bio-ossidazione del contenuto organico. Il pericolo ambientale più importante causato dall'ossidazione della torba è la subsidenza antropica dei suoli, che causa problemi di sostenibilità locale per la necessità di sollevare meccanicamente le acque di bonifica. Il drenaggio sistematico dei suoli organici è il responsabile dell'abbassamento del livello della superficie dei suoli torbosi, che può arrivare ad essere di diversi metri (Wösten et al, 1997; Stephen et al, 1984), questo fenomeno provoca l'aumento dei rischi di allagamento (Mount e Twiss, 2005) e del drenaggio delle coste (Gambolati et al, 2006) o della manutenzione degli argini (Suddeth et al, 2010). Nei suoli torbosi drenati il tasso di subsidenza dipende da molti fattori come il tipo di torba, la densità della materia organica, la profondità di drenaggio, il clima e le pratiche agricole. Questi fenomeni, di interesse prettamente locale, hanno conseguenze a scala globale perché accompagnati da importanti emissioni di CO₂ in atmosfera [Holden, 2005].

I movimenti verticali della superficie delle torbe sono il risultato della somma di tre componenti (Wösten et al, 1997):

1. Il consolidamento dei pori saturi causato dall'effettivo aumento di stress provocato dall'abbassamento della profondità di falda

2. La riduzione di volume della torba dovuta all'ossidazione della materia organica
3. La combinazione di rigonfiamento e compressione del sottile strato di torba insatura soggetta a cicli stagionali secchi e umidi

La subsidenza irreversibile dei suoli torbosi è solitamente caratterizzata da un iniziale e rapido consolidamento seguito da una lenta ossidazione biochimica, quest'ultima è riconosciuta come il maggior contributore della totalità del movimento verticale (Stephen et al, 1984; Deverel and Rojstaczer, 1996; Price e Schlotzauer, 1999). Questo fenomeno di subsidenza è stato registrato in diverse parti del mondo e si registrano spostamenti che vanno da qualche millimetro per anno dove vi è clima boreale, fino a diversi centimetri all'anno in condizioni tropicali.

Tra i diversi studi che si sono condotti nei vari paesi si riporta:

- In Olanda, una subsidenza di 1-2 metri verificatasi in 8-10 secoli prima dell'installazione di una stazione di pompaggio, dopo la quale la superficie del suolo si abbassò di un ulteriore mezzo metro in meno di un secolo (Schothorst, 1977; Nieuwenhuis and Schokking, 1997).
- In Inghilterra, è stato registrato un tasso di subsidenza di 3,14 m in soli 84 anni (Hutchinson, 1980).
- In Russia (Skoropanov, 1962) e in Norvegia (Løddesøl, 1949) si sono registrati affondamenti di, rispettivamente, 1 metro in 47 anni, e 1,5 metri in 65 anni, con percentuali diverse di subsidenza attribuibili alla bio-ossidazione del suolo.
- Negli USA esistono ancora diversi record di subsidenza: in California (Rojstaczer e Deverel, 1995), in Florida (Stephens, 1969), in Michigan (Davis e Engeberg, 1955), in Minnesota (Roe, 1936), e in Indiana (Jongedyk et al, 1950).

Tabella 1.1: aree soggette a subsidenza antropica causa da bonifica di torbiere

Location	Latitude	Area of occurrence (km ²)	s_T (cm/year)	Time of occurrence	Principal reference
Western Johor (Malaysia)	1°40' N	950	12.5	1960-1974	Wösten <i>et al.</i> [1997]
			6.4	1974-1988	
			2.0	1988-2000	
Everglades (Florida)	25°40' N	2800	5.0	1914-1950	Stephens <i>et al.</i> [1984]
			1.6	1950-1980	
San Joaquin Delta (California)	38°03' N	800	1.3-7.5	1925-1980	Deverel and Rojstaczer [1996]
			1.0	1990-1992	
Waikato (New Zealand)	37°55' S	85	3.4	1960-2000	Schipper and McLeod [2002]
Central Quebec (Canada)	48°47' N	40	0.7	1998	Waddington <i>et al.</i> [2002]
Friesland (The Netherlands)	53°00' N	20	0.2	10th-20th cent.	Nieuwenhuis and Schokking [1997]
			0.8	1960-1995	
West Norway	58-63° N	630	1.8	1950-2004	Gronlund <i>et al.</i> [2008]
			0.7	1983-2004	

Nel complesso in tutto il mondo i tassi di subsidenza variano da 0,2 cm l'anno fino ad 8 cm l'anno come riporta la Tabella 1.1, eccetto la Malesia dove il tasso di subsidenza

annuale è più alto, pari a 12,5 cm. Questa differenza è dovuta essenzialmente alle più alte temperature medie caratteristiche del clima tropicale.

In Italia, suoli torbosi sono localizzati nelle aree di recente bonifica, quali ad esempio il comprensorio circondante la Laguna di Venezia, le aree delle paludi Pontine in Lazio, le bonifiche recenti nella zona di Oristano in Sardegna. L'estensione totale delle torbiere è stimata in circa 1200 km² (Andriese, 1988), con una significativa frazione localizzata nella parte orientale della valle del fiume Po, lungo le coste delle regioni Veneto, Emilia-Romagna e Friuli-Venezia Giulia. Una vasta area agricola nel sud della laguna di Venezia, in Italia, è caratterizzata da suoli con alto contenuto organico. Essa è stata bonificata a partire dalla seconda metà del XIX secolo fino alla fine del 1930, attualmente giace quasi interamente al di sotto del livello medio del mare (fino a raggiungere i -4 m.s.l.m). In condizioni normali l'area è protetta dal mare dagli argini costieri. Il drenaggio dell'area, per scopi agricoli, ha portato in superficie i suoli torbosi. Il risultato di questo drenaggio è stata la subsidenza di 1,5-2 m. negli ultimi settant'anni (Gambolati et al, 2006). Il continuo mantenimento del franco di bonifica ha causato un continuo abbassamento della quota di imbocco della stazione di pompaggio dell'acqua, con conseguente aumento dei costi di gestione per l'aumento del salto piezometrico. Inoltre il rischio di allagamento durante eventi eccezionali è aumentato insieme ad altre diverse problematiche, come la contaminazione salina dai fiumi vicini, dalla laguna e dal mare (Carbognin et al, 2006). Le continue perdite di elevazione del suolo rispetto al livello medio del mare minacciano sempre più la salvaguardia idrogeologica dell'area e la sua sostenibilità come zona agricola.

1.2.2 Subsidenza irreversibile causata dalla bio-ossidazione

Il drenaggio dei suoli sommersi per scopi agricoli ha portato i suoli torbosi in condizioni aerobiche, cioè ricche di ossigeno. Quando l'ossigeno atmosferico entra all'interno della torba reagisce biologicamente con la materia organica e genera biossido di carbonio e acqua. Il fenomeno di passaggio da condizioni anaerobiche a condizioni aerobiche è ben schematizzato in Figura 1.1. Se si rappresenta con la formula semplificata CH₂O la parte degradabile della torba, e si assume la sua

completa degradazione, si ottiene la reazione chimica responsabile della decomposizione aerobica (Bozkurt et al, 2001):

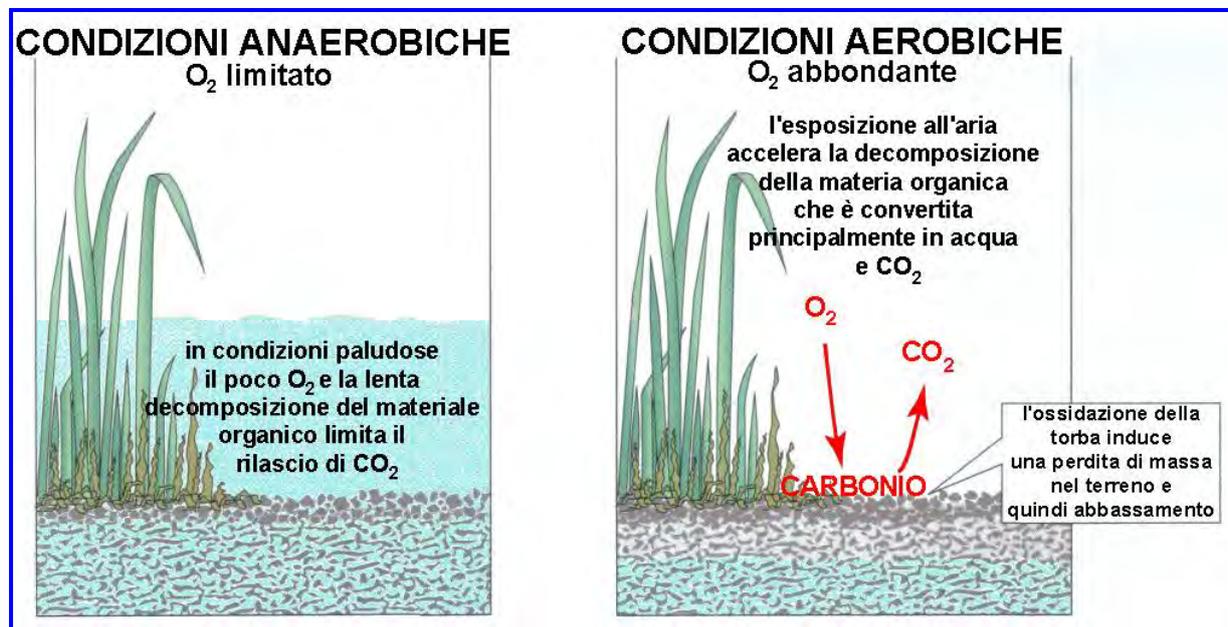
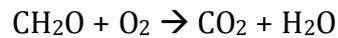


Figura 1.1: condizioni anaerobiche e aerobiche cui può essere soggetta la torba

Diversi test di laboratorio ed esperimenti in situ sono stati eseguiti nelle aree torbose per studiare il processo di ossidazione e per quantificare le emissioni di CO₂ uscenti dal suolo in atmosfera (e.g. Rojstaczer and Delver, 1933; Sivola et al, 1996; Melling et al, 2005). Molti di questi studi porta ad evidenziare il legame esistente tra la problematica della subsidenza e la temperatura e l'umidità del suolo. Difatti l'attività microbica dei suoli diventa significativa quando la temperatura del suolo è più alta di 5 °C e raddoppia per ogni incremento di 10 °C (Davidson e Janssens, 2006). La disponibilità di ossigeno è direttamente connessa al grado di saturazione del suolo e quindi alla profondità del drenaggio: altezze di falda maggiori corrispondono a maggiore contenuto d'acqua e minore quantità d'ossigeno nel suolo, risultando in flussi di CO₂ uscenti dal suolo diminuiti (Stephens et al, 1984).

1.2.3 Subsidenza reversibile

Nelle torbiere, nei periodi secchi, la presenza di forti tensioni capillari nella matrice porosa provoca una diminuzione del volume del suolo torboso (shrinkage), con conseguente aumento della densità di massa nella zona insatura. Tale fenomeno può essere messo in connessione con il livello di falda: un abbassamento di tale livello

provoca una compressione della torba insatura come effetto dell'incremento delle tensioni capillari (Price, 2003). Vi sono evidenze sperimentali che mostrano cambiamenti volumetrici nella torba fino a dieci volte più grandi di quelli dei terreni argillosi (Hobbs, 1986). Le torbe fibrose e poco decomposte potrebbero subire spostamenti verticali, dell'ordine di 0,1 m, indotti dai cambiamenti del contenuto d'acqua (Price e Schlotzhauer, 1999), mentre nei suoli organici amorfi altamente mineralizzati i movimenti stagionali sono relativamente piccoli, pari circa a 0,01 m (Deverel e Rojstaczer, 1996; Camporese e al, 2005). Quest'ultimo caso è tipico negli Histosol soggetti a una agricoltura intensiva. In queste condizioni, il piccolo strato amorfo parzialmente mineralizzato, il cui spessore dipende dalle pratiche agricole, spesso coincide con la zona insatura, e perciò potrebbe essere soggetto a compressioni e rigonfiamenti di ordine di grandezza comparabili con i tassi di subsidenza irreversibile causati dall'ossidazione a lungo termine della materia organica. Nei brevi periodi, 1-2 anni, la sovrapposizione dei due fenomeni potrebbe interferire con le misurazioni della subsidenza irreversibile; questa interferenza deve essere presa in considerazione quando si studia l'andamento generale della subsidenza irreversibile.

2. Il bacino Zennare

Il bacino Zennare ($45^{\circ}10'$ ad Est e $12^{\circ}9'$ a Nord) si trova nella parte meridionale del bacino della Laguna di Venezia circa a 10 km dal Mare Adriatico e ad 1 km a Sud dalla costa della Laguna, come mostra la Figura 2.1. Esso appartiene in parte al Comune di Cona e in parte a quello di Chioggia (Fornasiero et al. , 2002). Il bacino è delimitato a Sud e ad Est dal canale dei Cuori, a Nord dalla strada provinciale Rebosola e a Ovest dalla strada provinciale 8.



Figura 2.1: posizione del bacino Zennare

L'area di studio è uno dei 32 bacini idraulici che sono gestiti dal consorzio di Bonifica Adige-Euganeo ed è localizzato all'estremità orientale dell'intera area di controllo del consorzio, al margine Sud della Laguna dove vi è la confluenza tra i fiumi Bacchiglione e Brenta.

Fino al XIX secolo il territorio in esame era occupato da paludi e acquitrini, successivamente il bacino fu drenato allo scopo di utilizzare i suoli bonificati. Ad oggi la superficie di Zennare giace fino a 4 metri al di sotto del livello del medio mare (Rizzetto et al, 2003).

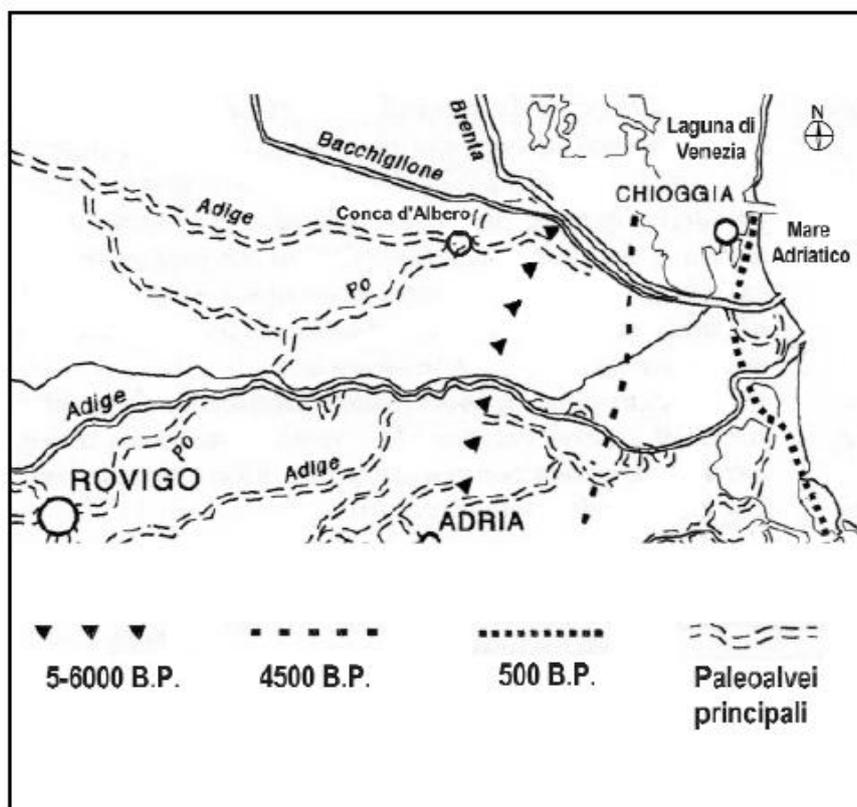


Figura 2.2: Posizione della linea costiera: a) 5-6000 anni BP, b) 4500 anni BP, c) 500 anni BP, d) maggiori paleolvei (Rizzetto et al, 2003)

Una dettagliata ricostruzione dell'evoluzione del bacino e delle sue formazioni torbose dopo l'Olocene è stata eseguita da Rizzetto et al (2003). La posizione della linea di costa durante la trasgressione Flandriana, circa 5000-6000 anni BP, è stata localizzata nella parte Nord-Ovest del bacino (Figura 2.2). Un successivo intenso apporto di sedimenti fluviali ha causato una rapida progressione verso Est della linea costiera. Evidenti tracce di costa datate 4500 anni BP sono poi riconoscibili circa ad 1-2 km ad Est del Bacino Zennare. Quest'area era caratterizzata da allagamenti legati alla marea con conseguenti depositi marini sepolti poi da detriti alluvionali, come sabbie e limi, e da materiale organico prodotto dalla canna palustre, *Phragmites Australis*, che si è depositata nel tempo formando lo strato torboso ora affiorante. La bonifica dell'area per scopi agricoli fu iniziata nella seconda metà del XIX secolo e fu completata attorno al 1927.

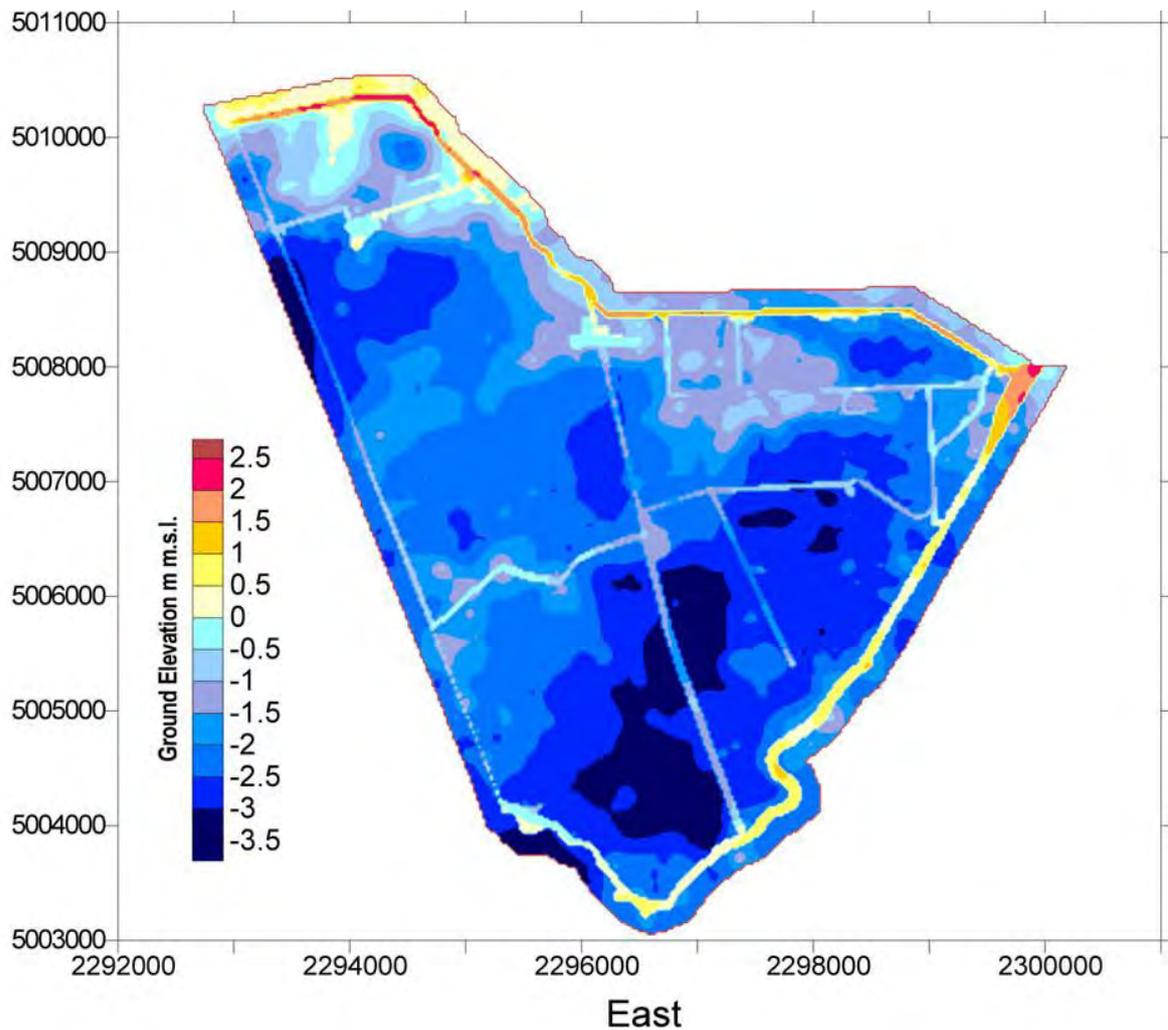


Figura 2.3: DEM del bacino Zennare (Rizzetto et al, 2003)

Il bacino Zennare attualmente giace quasi interamente al di sotto del livello del medio mare, in particolare la parte più a Sud arriva ad essere circa -4 m s.l.m come mostrato in Figura 2.3. Il bacino è idrologicamente ben definito essendo delimitato da strade e canali che sono almeno 2 metri più alti rispetto all'area coltivata. La profondità della falda, h , è controllata da una densa rete di drenaggio che converge nella stazione di pompaggio di Zennare che scarica nel Canale dei Cuori (Gambolati et al, 2006). Le pompe operano in maniera automatica in modo da mantenere il livello di falda nel bacino a 0,4-0,5 m come richiedono le pratiche agricole. Una volta nel Canale dei Cuori, l'acqua arriva all'idrovora di Ca' Bianca che la solleva ulteriormente scaricandola in Laguna.

2.1 Geomorfologia e caratteristiche idrologiche

Indagini dei suoli, studi geofisici e analisi indirette sono state usate per costruire una mappa sulla distribuzione dei depositi torbosi e sul loro spessore (Francese et al, 2002; Rizzetto et al, 2003, Nicoletti et al, 2003, Gambolati et al, 2005).

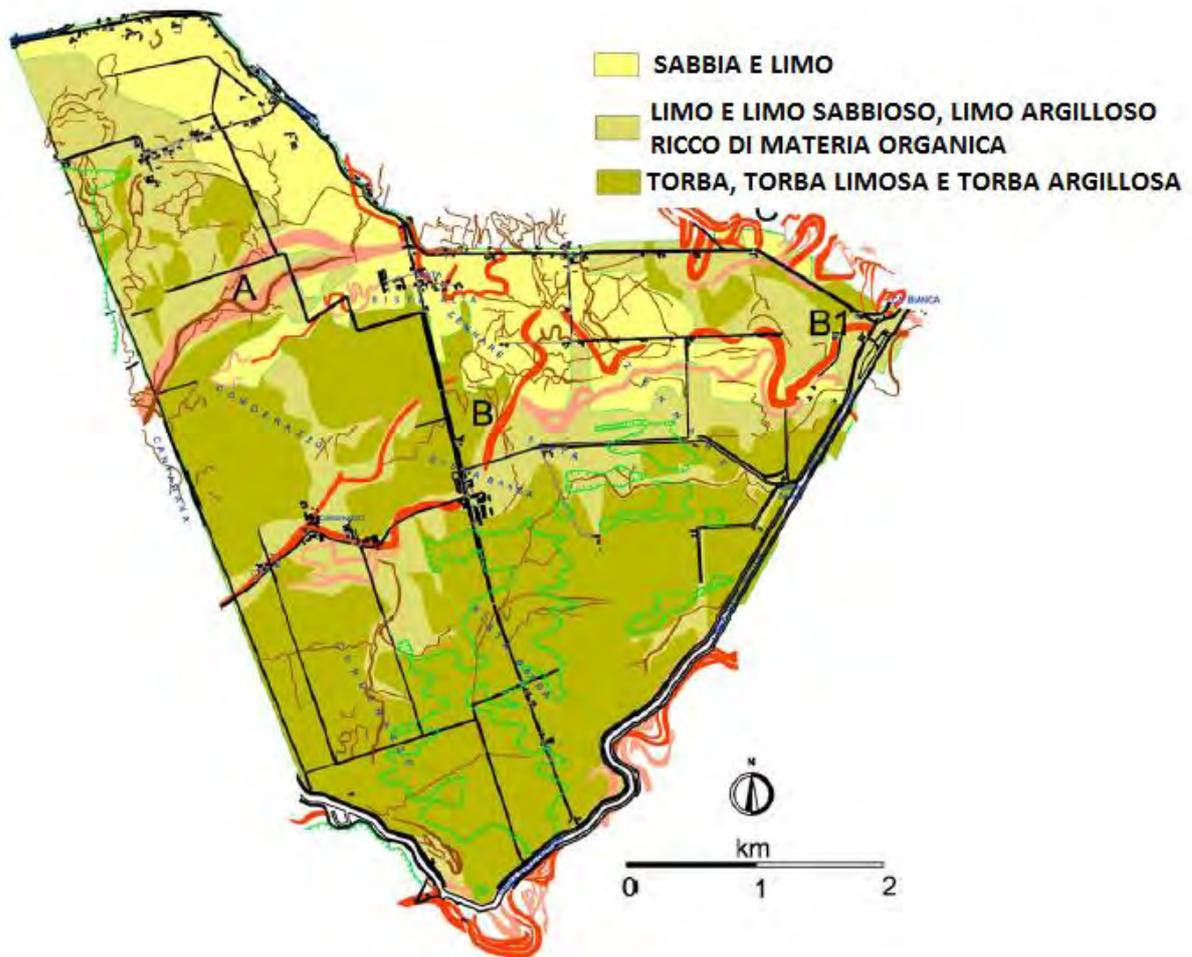


Figura 2.4: mappa geomorfologica del bacino Zennare (Rizzetto et al, 2003)

Dal confronto tra il DEM in Figura 2.3 che indica l'altimetria del bacino e la mappa della distribuzione delle torbe in Figura 2.4 si nota un'interessante corrispondenza tra la collocazione delle torbe e le zone più depresse del bacino. La torba, presente per la maggior parte nella zona meridionale del bacino come mostra la Figura 2.4, è localizzata nel primo metro di spessore superficiale (Figura 2.5 b).

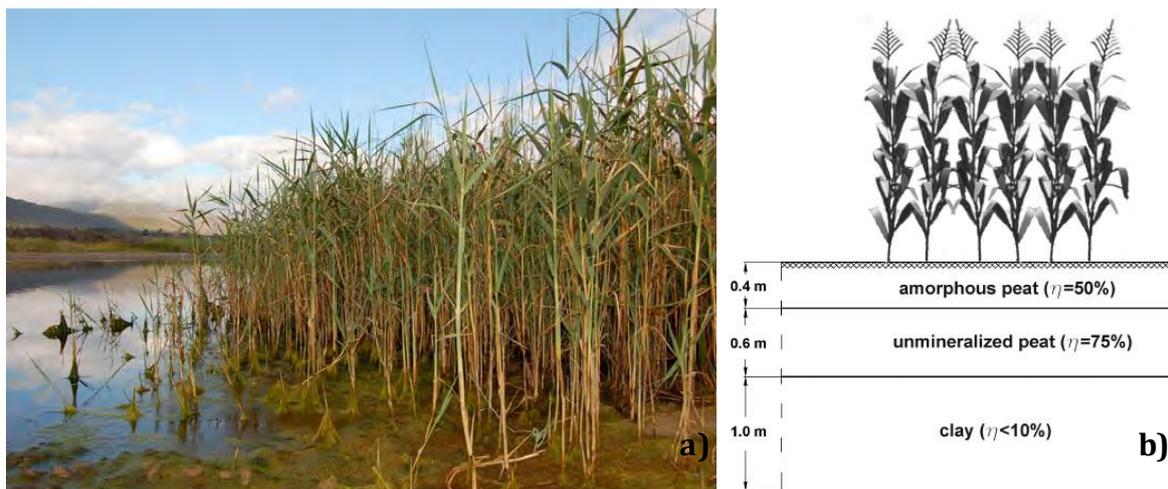


Figura 2.5: a) Phragmites Australis, detta cannuccia palustre; b) stratificazione del suolo del bacino Zennare

Lo strato più superficiale del suolo, i primi 40 cm, sono composti organici ossidati costituiti da torba nera amorfa e granulare con una percentuale organica compresa tra 40 e 60%. Gli altri rimanenti 60 cm sono formati da torba marrone solo leggermente decomposta, con un contenuto organico molto più elevato, circa l'80%, che si presenta grezzo e fibroso. Infine al di sotto dello strato di torba giace uno spesso strato di argilla sovra consolidata con basso contenuto organico (Gatti et al, 2002) (Figura 2.5 b). Si possono distinguere bene i due strati appena descritti anche dalla foto in Figura 2.6 in cui è rappresentata una sezione della torba di Zennare; ben evidente è lo strato superiore arato e parzialmente soggetto alla mineralizzazione essendo nettamente più scuro rispetto alla parte di torba giacente nella parte inferiore, i cui si notano anche presenza di materia fibrosa e più grezza.



Figura 2.6: campione di torba prelevato in sito

Evidenze della subsidenza passata sono ben visibili nelle sporgenze delle fondazioni di un buon numero di opere idrauliche distribuite sui suoli torbosi del bacino. In Figura 2.7 è mostrato un primo vecchio tombino in muratura, ormai completamente scoperto, e un secondo costruito successivamente. Altre opere come la linea elettrica mostrata in Figura 2.8 sono un segno della subsidenza avvenuta negli ultimi decenni.



Figura 2.7: vecchio tombino in muratura ormai totalmente protruso abbondantemente al di sopra del livello dell'acqua e quindi sostituito con due tombini in calcestruzzo di cui il più alto già affiorante



Figura 2.8: fondazione della linea elettrica ormai affiorante dal terreno e zona di scatto della foto

2.2 Campi sperimentali

Diversi siti sperimentali sono stati installati alla fine del 2001 e sono stati operativi per più di 12 anni (Figura 2.9) allo scopo di quantificare l'attuale subsidenza del suolo causata dall'ossidazione della torba e per ricercare una relazione tra il regime idrologico, la perdita di suolo sottoforma di flussi di CO_2 in atmosfera, e il tasso di abbassamento del suolo. I dati raccolti nei siti sperimentali riguardano i cambiamenti di elevazione del suolo, i flussi di anidride carbonica, e parametri idrologici come l'umidità del suolo, la capillarità, la temperatura, ed altri ancora.

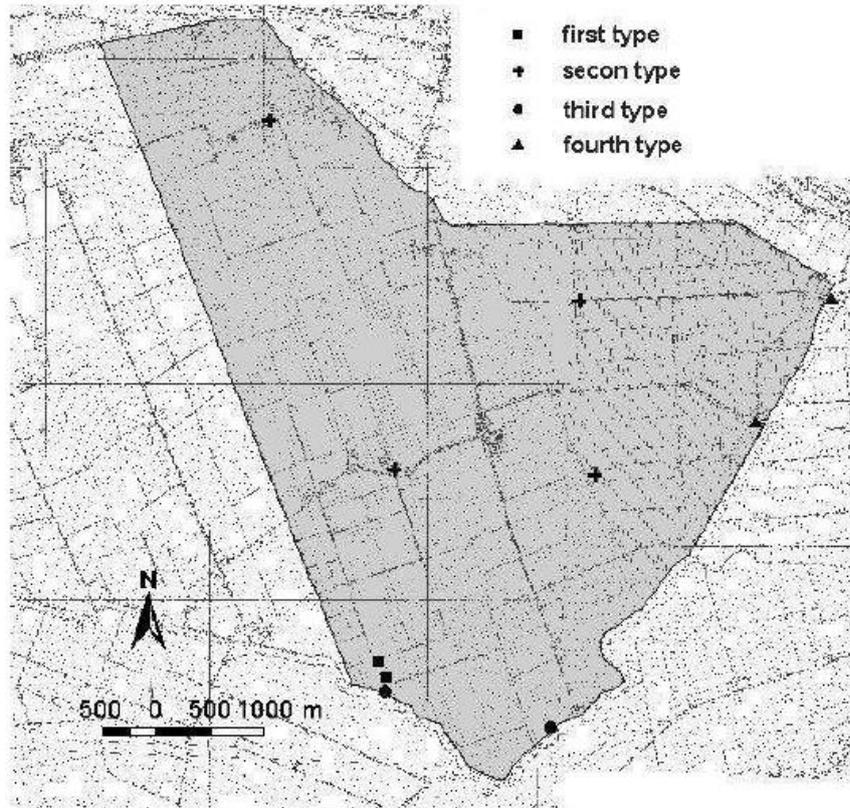


Figura 2.9: distribuzione dei siti sperimentali all'interno del bacino Zennare (Fornasiero et al, 2002)

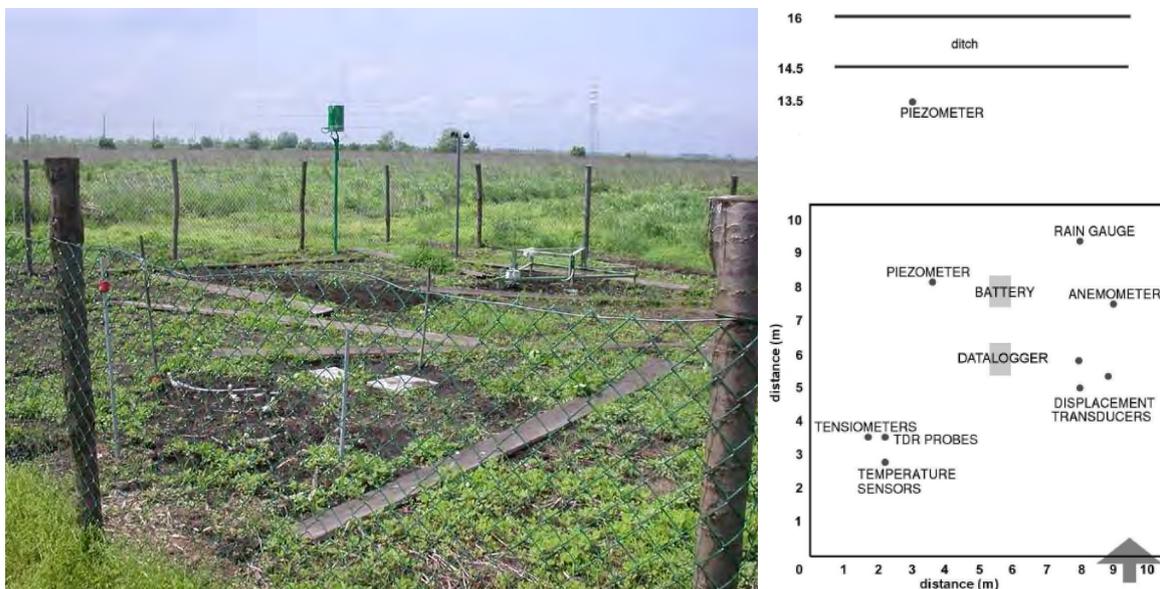


Figura 2.10: Sito sperimentale "Campo1"

I due più importanti siti, "Campo 1" e "Campo 2" (first type), sono stati provvisti di misuratori di tutte le più importanti variabili idrologiche che influenzano il processo di ossidazione della torba. Per questa ragione i campi sono stati collocati nell'estremità meridionale del bacino, dove lo strato di torba affiorata è molto

continuo. Inoltre, essi sono stati installati relativamente vicini tra loro allo scopo di ottenere dati ridondanti e affidabili.

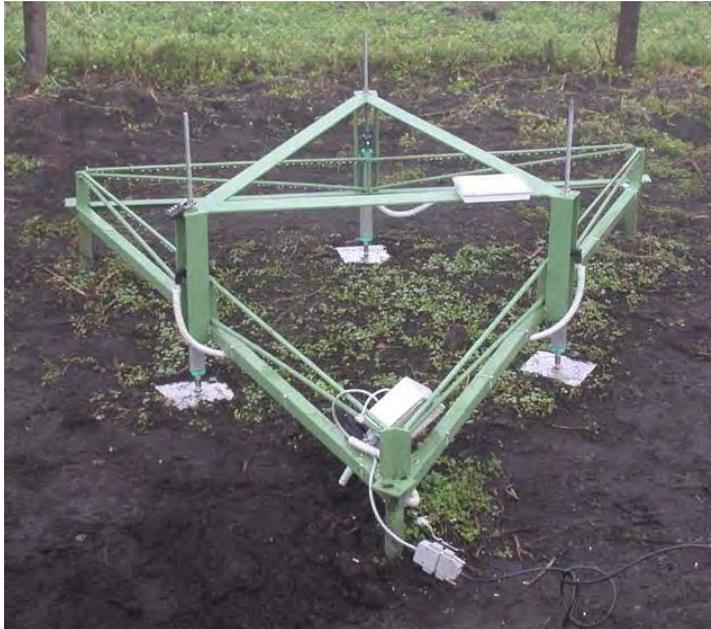


Figura 2.11: strumento di misurazione degli spostamenti verticali del suolo

Entrambi i siti sono equipaggiati, come mostra la Figura 2.10, per poter misurare le più importanti variabili idrologiche come ad esempio l'altezza di precipitazione, la velocità del vento, la pressione capillare, l'umidità del suolo e la temperatura, oltre che gli spostamenti verticali della superficie tramite l'utilizzo dello strumento in Figura 2.11. Lo strumento è composto da una struttura triangolare in acciaio di lato lungo 2 metri, ancorata al terreno tramite tre pali infissi fino alla profondità di 12 metri. Tre trasduttori di spostamento sono bloccati alle mezzemie dei lati e appoggiati con una piastrina di alluminio alla superficie del suolo.

I quattro siti periferici, "Baretta", "Galimberti", "Guzzo" e "Viale" (second type) sono anche provvisti di pluviometri e piezometri per la misura della precipitazione e dell'altezza di falda. Entrambi gli strumenti sono connessi ad un data logger e le misurazioni vengono registrate con step orario, come avviene in tutti i siti più importanti.

Altri due siti, "Brazzo" e "Argine" (third type), sono provvisti di un piezometro posizionato nella scarpata del canale dei Cuori, allo scopo di ottenere dati per stimare l'infiltrazione attraverso l'argine stesso.

Infine vi sono le stazioni di pompaggio di Zennare e Ca' Bianca (fourth type) che registrano i livelli dell'acqua a monte e valle. Si hanno, perciò, a disposizione i dati di

livello dell'idrovora dall'anno 2004 in poi, anno in cui il sistema di rilevamento delle quote è stato automatizzato e progettato per rilevare e registrare la quota dell'acqua a monte e a valle dell'idrovora ogni mezz'ora. Per gli anni precedenti si possiedono dei registri compilati manualmente da operatori riportanti i livelli di scarico e aspirazione alle ore 12 di ogni giorno. Le quote che vengono registrate elettronicamente hanno un sistema di riferimento particolare, difatti per evitare di ottenere dati di livello negativi (essendo sotto il livello del mare) queste sono state tutte aumentate di 10 metri. Si procede analizzando i livelli dell'acqua all'aspirazione (quindi a "monte" dell'idrovora) e allo scarico (a "valle").

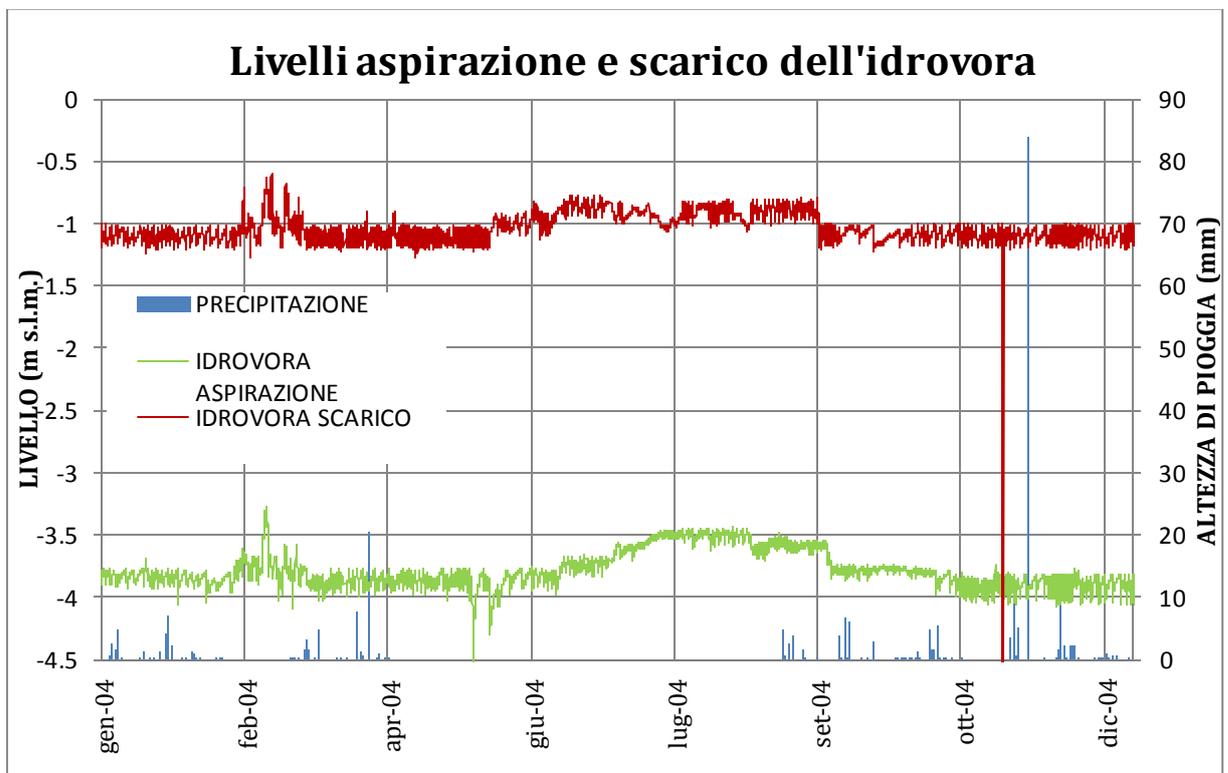


Figura 2.12: livelli aspirazione e scarico dell'idrovora Zennare

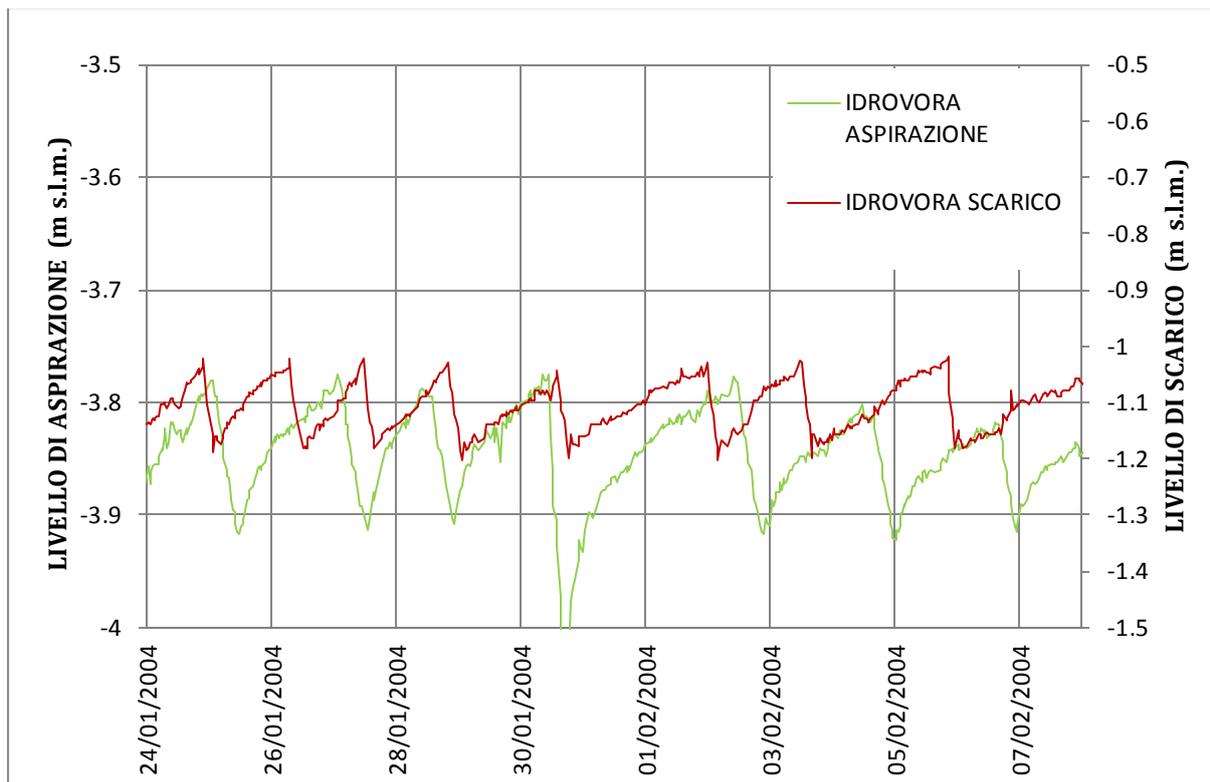


Figura 2.13: zoom dei livelli di aspirazione e scarico dell'idrovora Zennare

Dal grafico in Figura 2.12 si può leggere il salto che l'idrovora deve superare, che è pari mediamente a 2,79 metri, ma si riportano sollevamenti anche maggiori di 3 metri in funzione del livello del Canale dei Cuori, ovviamente influenzato anche dall'elevazione mareale in Laguna di Venezia. Osservando i livelli dell'intero anno si nota che tra giugno e ottobre, periodo durante il quale vi è la presenza della coltura, il livello di aspirazione è mantenuto intorno ai -3,5 m s.m.m., mentre durante il resto dell'anno la quota è più bassa di circa 40 cm. Il mantenimento di questo franco di bonifica è funzionale alla coltivazione del mais, di modo da evitare il consumo di ulteriore energia per la classica irrigazione. Per quanto concerne i livelli di scarico durante il periodo di coltura sono all'incirca intorno a -0,8 m s.m.m. mentre per il resto dell'anno la quota resta circa a -1,2 m s.m.m. E' evidente che superata l'idrovora Zennare la quota di scarico rimanga comunque sempre inferiore al medio mare difatti questa verrà ulteriormente alzata all'idrovora di Ca Bianca.

Se si osserva un intervallo temporale più breve si potrà percepire l'andamento delle due distribuzioni di livello. Il grafico in Figura 2.13 mostra chiaramente l'andamento a dente di sega di entrambe le distribuzioni di livello e la alternanza tra i picchi di una e dell'altra, cioè come è logico attendersi la corrispondenza tra un picco di minimo del livello di aspirazione e uno di massimo del livello di scarico.



Figura 2.14: camera di misurazione dei flussi di CO₂

Per quanto riguarda invece le misurazioni dei flussi di CO₂ dal suolo verso l'atmosfera sono state utilizzate delle camere chiuse in acciaio inox, di forma cubica di lato 50 cm e di forma cilindrica di diametro di 25 cm, alte 30 cm (Figura 2.14). Le camere sono fornite di un trasduttore di pressione, di un compensatore di pressione, di un analizzatore di CO₂ ad infrarossi, di una termocoppia e di due ugelli per il prelievo di campioni di gas. Le camere permettono di ottenere una misura puntuale in modalità NSS (Non-Steady-State) del flusso di CO₂.



Figura 2.15: strumento per misurazioni di flussi di CO₂ con tecniche micrometeorologiche

Oltre all'utilizzo di questi strumenti, esistono altri metodi, come le tecniche micrometeorologiche che diversamente dagli altri approcci per misurare i flussi di materia o energia tra suolo o vegetazione e atmosfera hanno 3 fondamentali vantaggi:

- utilizzano tecniche non invasive che non perturbano o perturbano in maniera minima il sistema monitorato
- possono essere monitorate continuamente anche per periodi molto lunghi come l'anno
- forniscono una misura mediata nel tempo e rappresentativa di superfici ampie

Sono state condotte diverse campagne di misura di flussi di CO₂ con la camera NSS in due diversi modi: un primo ripetendo le misure sempre negli stessi siti ma in condizioni climatiche differenti in modo da sottolineare il collegamento funzionale con la temperatura dell'ambiente e l'umidità del suolo, che sono state misurate simultaneamente; un secondo modo per studiare la distribuzione spaziale del flusso si sono condotte le misure su diversi punti lungo dei transetti di estensione tra i 20 e i 200 metri.

2.3 Risultati sperimentali

2.3.1 Idrologia

Durante gli anni 2002 e 2006 sono stati registrati dati orari di precipitazione cumulata riportati in Figura 2.16. Dall'analisi dei dati si possono ricavare, ad esempio, le caratteristiche climatiche del periodo tra il 2001 e 2003. Si nota che la stagione invernale tra il 2001 e il 2002 è stata molto secca, si leggono solo 70 mm di pioggia cumulata. A questo periodo è seguita un'estate molto piovosa con una pioggia cumulata di circa 400 mm. L'anno successivo, invece, la pioggia cumulata tra Gennaio e Settembre è stata di soli 280 mm, e sono state registrate temperature molto alte, per lungo tempo attorno ai 40° (Camporese et al, 2005).

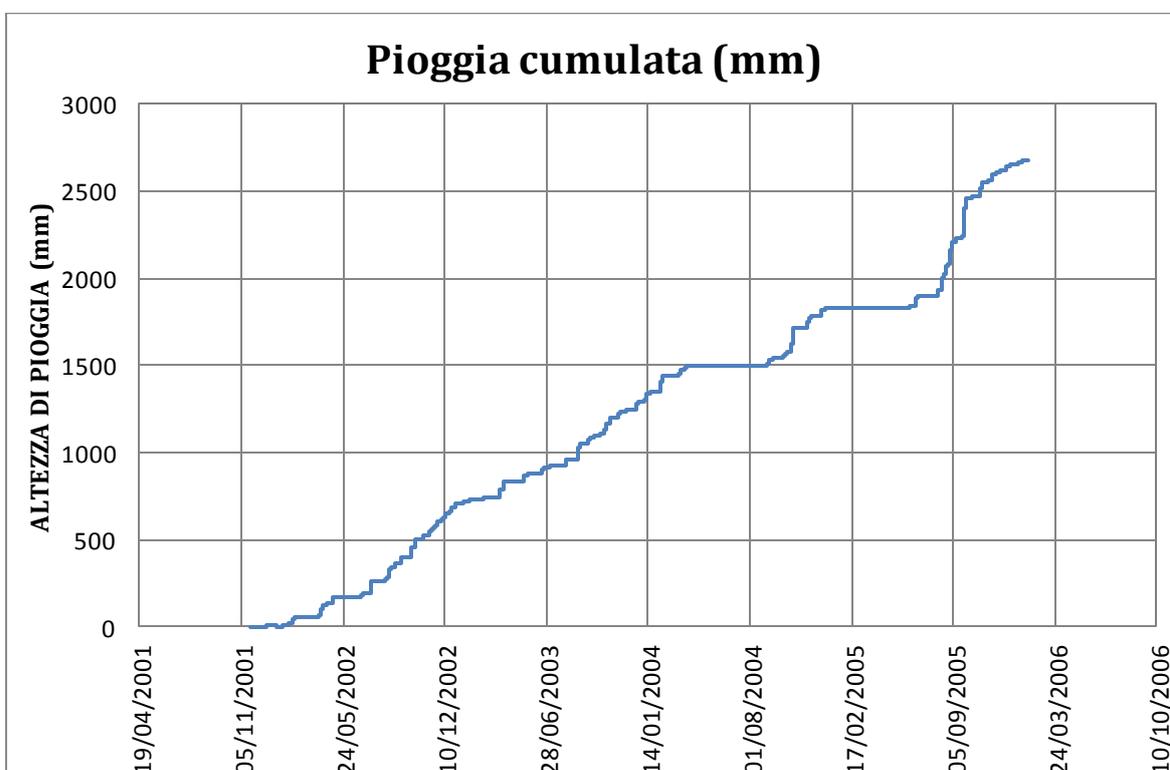


Figura 2.16: pioggia cumulata oraria misurata nel bacino durante gli anni 2002-2006

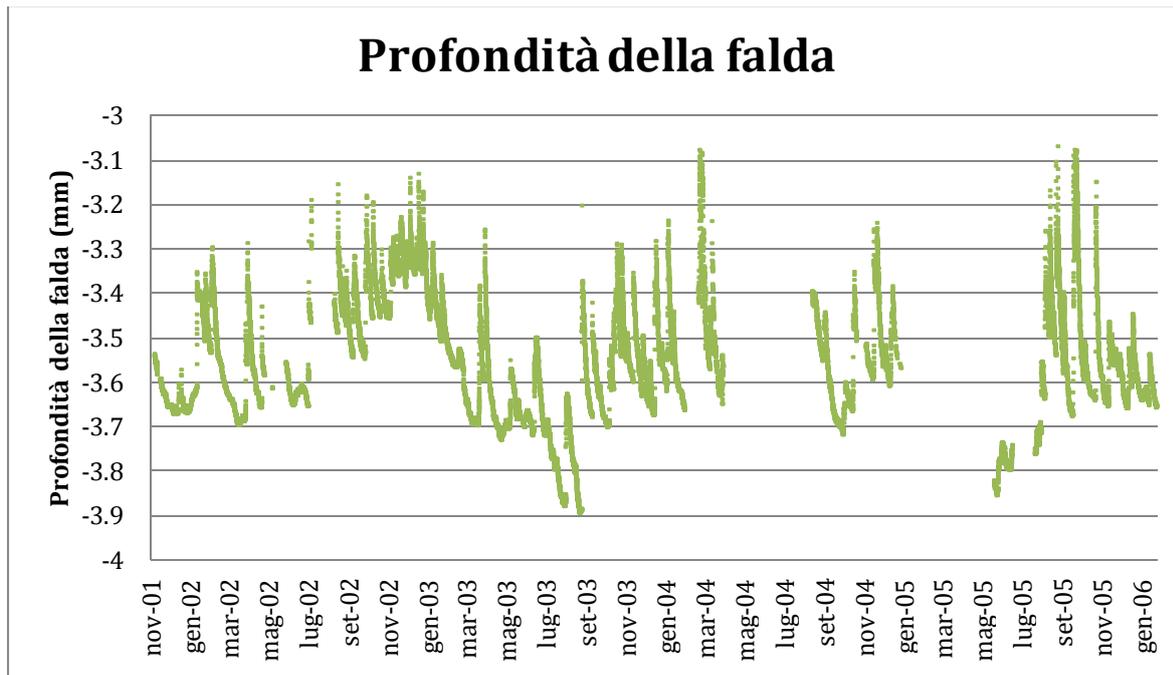


Figura 2.17: altezza di falda rispetto al livello del medio mare

Questo periodo particolarmente secco e caldo è documentato anche dalle misurazione del contenuto d'acqua che è sceso al 30%, rispetto al 50-70% che rappresenta la percentuale in condizioni normali. Se si osserva, inoltre, l'altezza di falda in Figura 2.17, si nota che durante l'estate del 2003 il suo range di variazione è compreso tra i 20 e gli 80 cm mentre si legge un range più limitato durante l'estate del 2002. I picchi che caratterizzano la registrazione del livello di falda rappresentano gli eventi piovosi.

2.3.2 Subsidenza reversibile della torba

I dati ottenuti dall'estensimetro, strumento per misurare gli spostamenti verticali del terreno, mostrano in maniera chiara la presenza delle due diverse subsidenza, reversibile e irreversibile (Figura 2.18). I movimenti verticali della superficie del suolo, la temperatura del suolo, la precipitazione, l'altezza di falda rilevano la presenza di una significativa subsidenza reversibile (compressione e rigonfiamento), legata ai cicli di secco e umido.

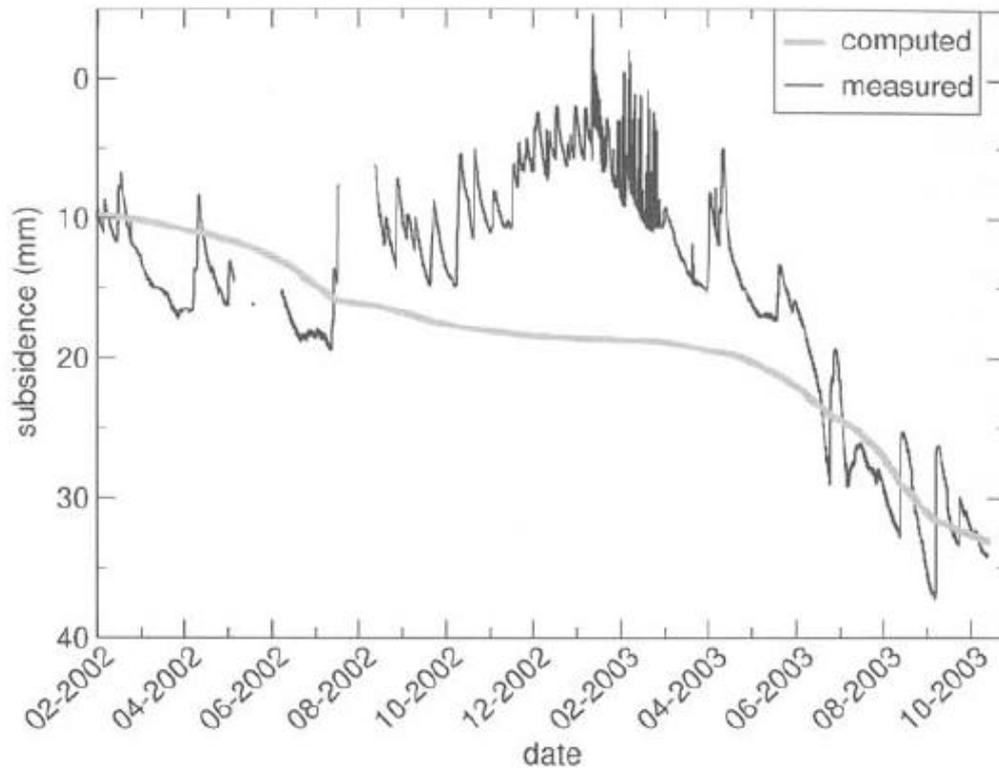


Figura 2.18: confronto tra la subsidenza modellata e quella misurata

La componente elastica della subsidenza è facilmente filtrabile nelle scale di tempo brevi, qualche giorno o settimane, durante le quali la subsidenza irreversibile dovuta all'ossidazione della torba è trascurabile. Si può notare infatti una buona corrispondenza tra gli eventi di pioggia e un conseguente rigonfiamento della superficie torbosa (Figura 2.19). Osservando i singoli picchi Teatini et al (2004) ha trovato un rapporto ricorrente tra lo spostamento verticale Δs del terreno e la differenza dell'altezza di falda Δh che può essere stimato valere circa 0,3 mm/cm.

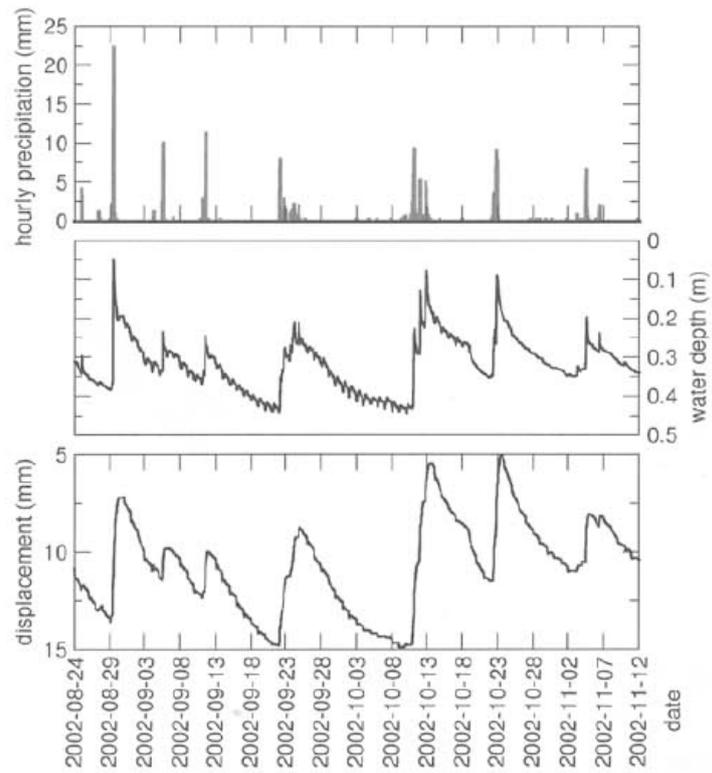


Figura 2.19: precipitazione oraria; altezza della falda; subsidenza reversibile della superficie del suolo

2.3.3 Subsidenza irreversibile della torba

Dal 1930, anno in cui è terminata la bonifica, ad oggi si è quantificato circa 1,5 m di subsidenza complessiva avvenuta sui suoli torbosi di Zennare. Si è misurato inoltre che la parte meridionale del bacino ha continuato ad abbassarsi con una velocità di almeno 2 cm/anno.

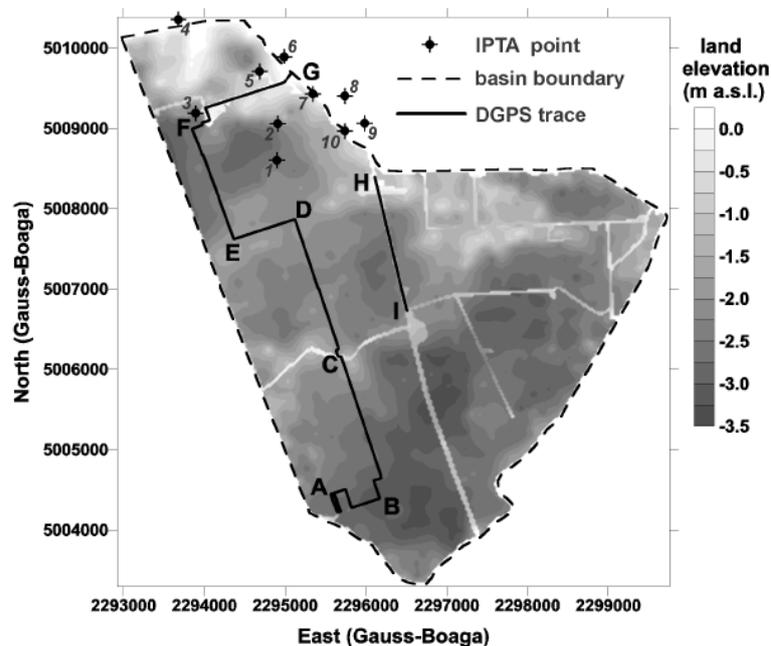


Figura 2.20: DEM del bacino Zennare del 1986, cui sono sovrapposte le tracce della campagna DGPS condotta nel 2002

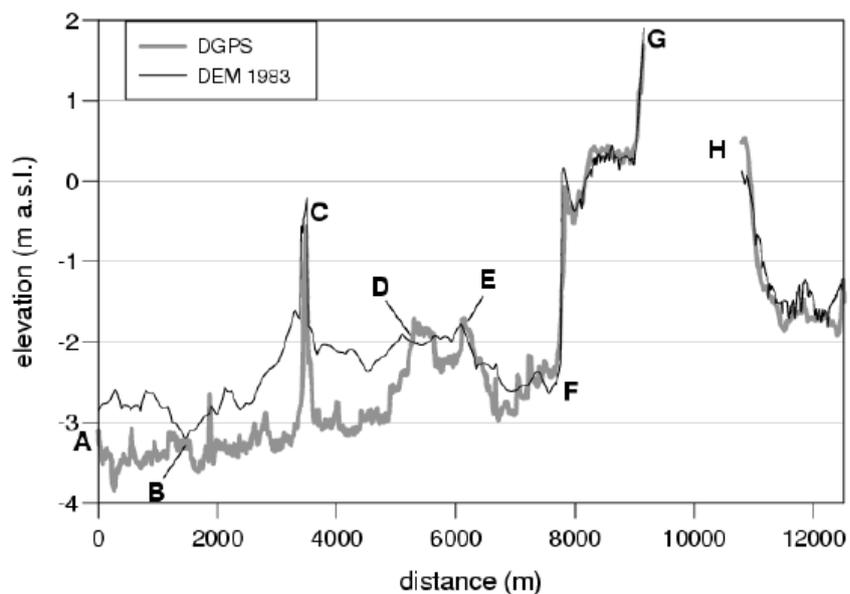


Figura 2.21: Confronto tra le quote del DEM del 1983 con quelle ottenute dalla campagna di misura DGPS del 2002 lungo i profili A-I

Nel 2002 è stata realizzata una campagna di misura dell'elevazione del terreno con DGPS in modalità cinematica. E' stata condotta perciò una misura accurata (con la

precisione del centimetro) delle quote del piano campagna lungo due transetti con direzione Sud-Nord (allineamenti A-I mostrati in Figura 2.20). I dati ottenuti dalla campagna DGPS sono stati poi confrontati con le quote del DEM costruito utilizzando il rilievo fotogrammetrico del 1983. Si può notare dalla Figura 2.21 che nel decennio considerato la subsidenza si è stata significativa nella parte meridionale del bacino dove si misurano 2-3 cm/anno sulla linea AC, e 4-5 cm/anno su quella CD. Negli altri segmenti considerati il livello del suolo invece risulta piuttosto stabile. Tale risultato risulta coerente con la distribuzione della torba, che appunto si concentra nella parte meridionale del bacino (Gambolati et al, 2003).

2.3.4 Emissioni di CO₂

I risultati ottenuti dalle campagne di misurazione di concentrazione di CO₂ nell'atmosfera (ppm) sono stati trasformati in flusso di CO₂ (mg m⁻² s⁻¹) e si sono ricavati valori che oscillano tra 0,02 ÷ 0,7 mg m⁻² s⁻¹.

Correlando i valori di flusso con quelli della temperatura circostante si è osservato come esista un forte legame tra le variabili. Difatti un aumento di temperatura corrisponde un conseguente aumento di flusso. Al contrario correlando la variabile flusso con l'umidità del terreno si nota che all'aumentare di quest'ultima il flusso diminuisce. I legami descritti sono rappresentati in Figura 2.22.

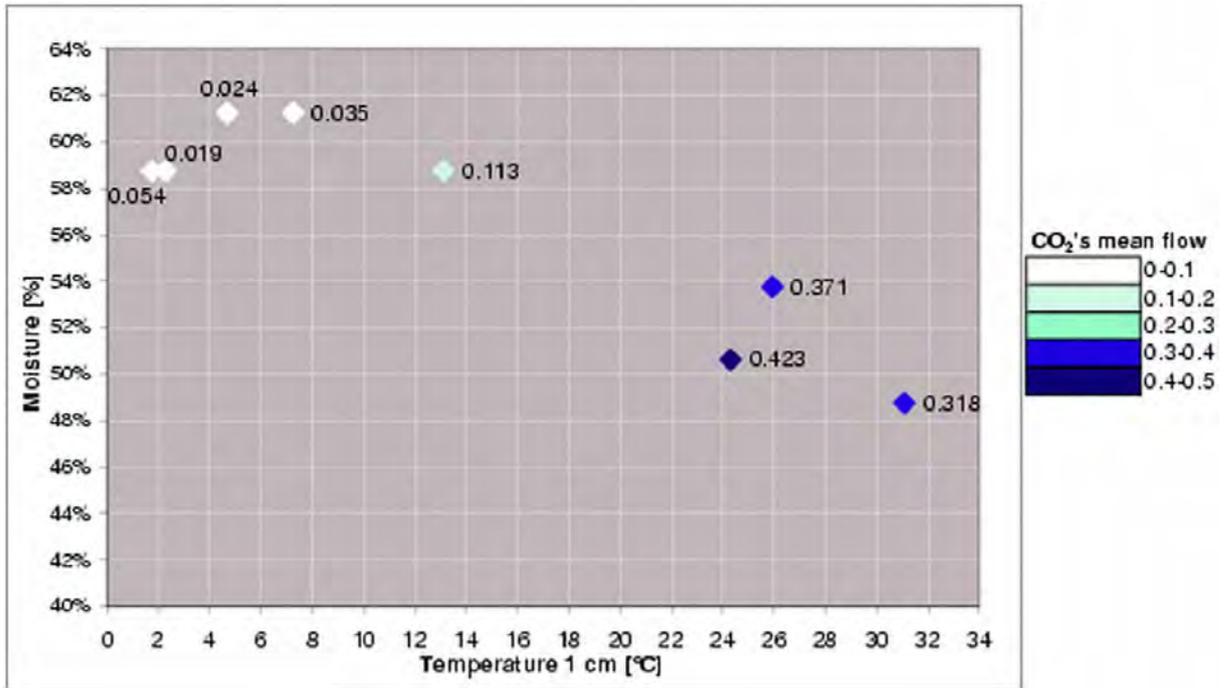


Figura 2.22: relazione tra i flussi di CO₂ e le variabili temperatura ed umidità

Grazie alle campagne di misura lungo i transetti si rileva una correlazione tra i risultati con l'esistenza di una scala integrale dell'ordine dei 100 metri ed un effetto pepita. Probabilmente l'ordine di grandezza della scala integrale è legato alla variabilità del contenuto di materiale organico nel suolo (Camporese et al, 2004).

Le misure con micrometeorologiche forniscono un flusso di CO₂ compreso tra 0,20 e 0,25 mg m⁻² s⁻¹ quindi coerente con i valori ottenuti con la camera NSS.

3. Studio Idrologico del Bacino Zennare

Lo scopo principale della modellazione idrologica qui sviluppata per il bacino Zennare riguarda la valutazione delle variazioni temporali delle profondità della falda. L'obiettivo è dunque la simulazione esplicita della profondità della falda in risposta ad eventi piovosi e a periodi asciutti.

Allo scopo di eseguire simulazioni idrologiche di lungo periodo, e per evitare il ricorso a complesse rappresentazioni spazialmente distribuite della topografia e delle proprietà dei suoli, si è fatto a ricorso a una rappresentazione semplificata dei processi di infiltrazione, drenaggio, ed evapotraspirazione. Il bacino è stato suddiviso in sotto-aree sulla base delle proprietà idrauliche e dei tipi di suolo, nonché in base alla distribuzione geografica delle torbe all'interno del bacino. Si è pertanto frazionato il territorio in 5 grandi aree relative ai siti di misura di Baretta, Gallimberti, Viale, Guzzo e Campo1 (Figura 3.1).

Si vuole inoltre verificare il legame esistente tra:

- Livelli imposti dall'idrovora Zennare e i livelli di falda
- Livelli misurati nelle parti più lontane dalla rete di drenaggio (e.g. sito "Campo1") e nel relativo fosso
- Livelli di falda e andamento della temperatura

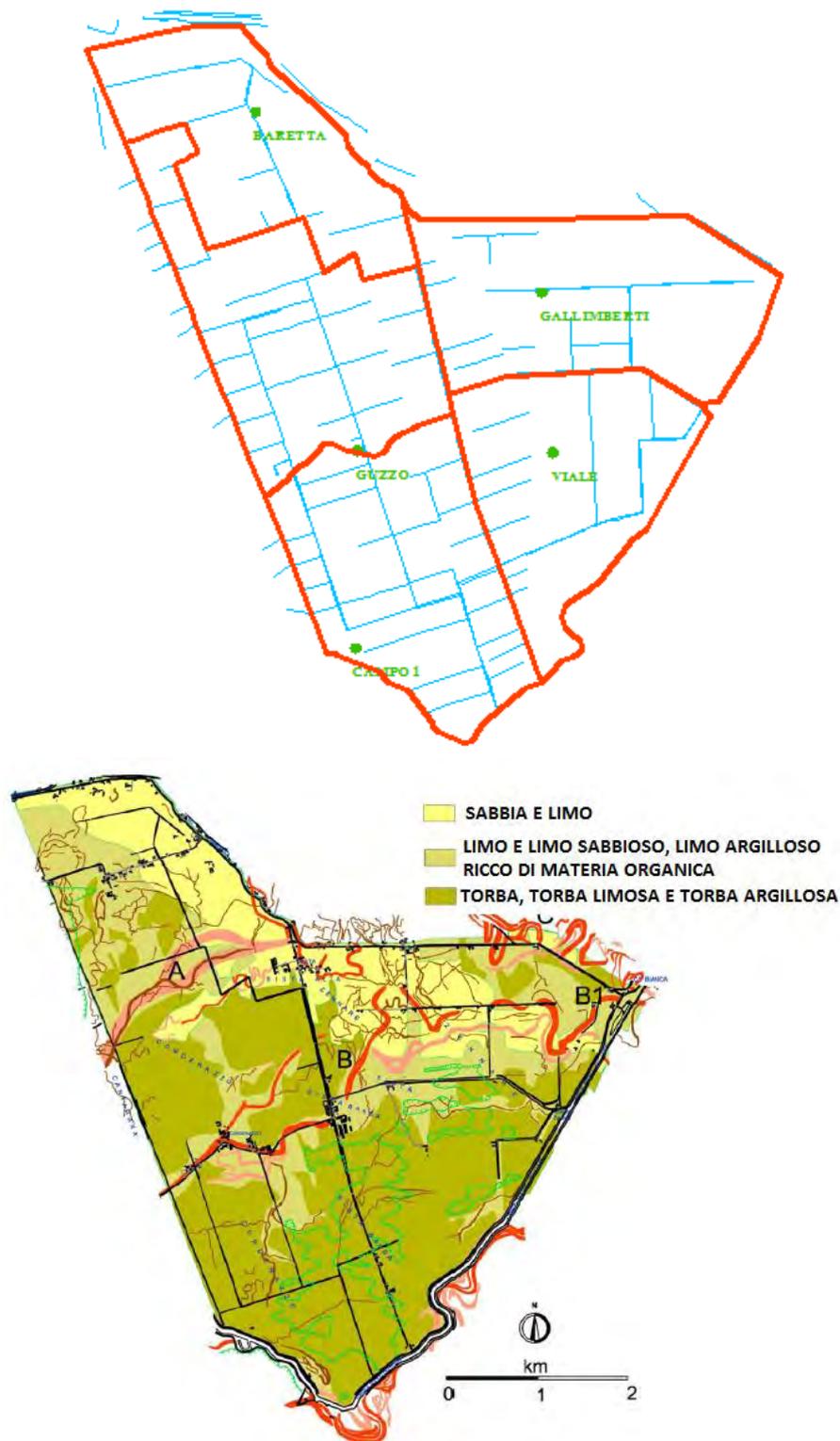


Figura 3.1: a) bacino suddiviso in 5 diverse aree e la rete idraulica competente, b) distribuzione dell e torbe nel bacino

La simulazione idrologica separa le due fasi di i) infiltrazione, durante l'evento piovoso, e ii) drenaggio ed evapotraspirazione, una volta terminata la precipitazione. Prima di analizzare singolarmente le due fasi, di risalita e di recessione della falda, si

riporta, a scopo illustrativo (Fig. 3.2), l'andamento della falda nel tempo in risposta a una sequenza osservata di eventi di pioggia.

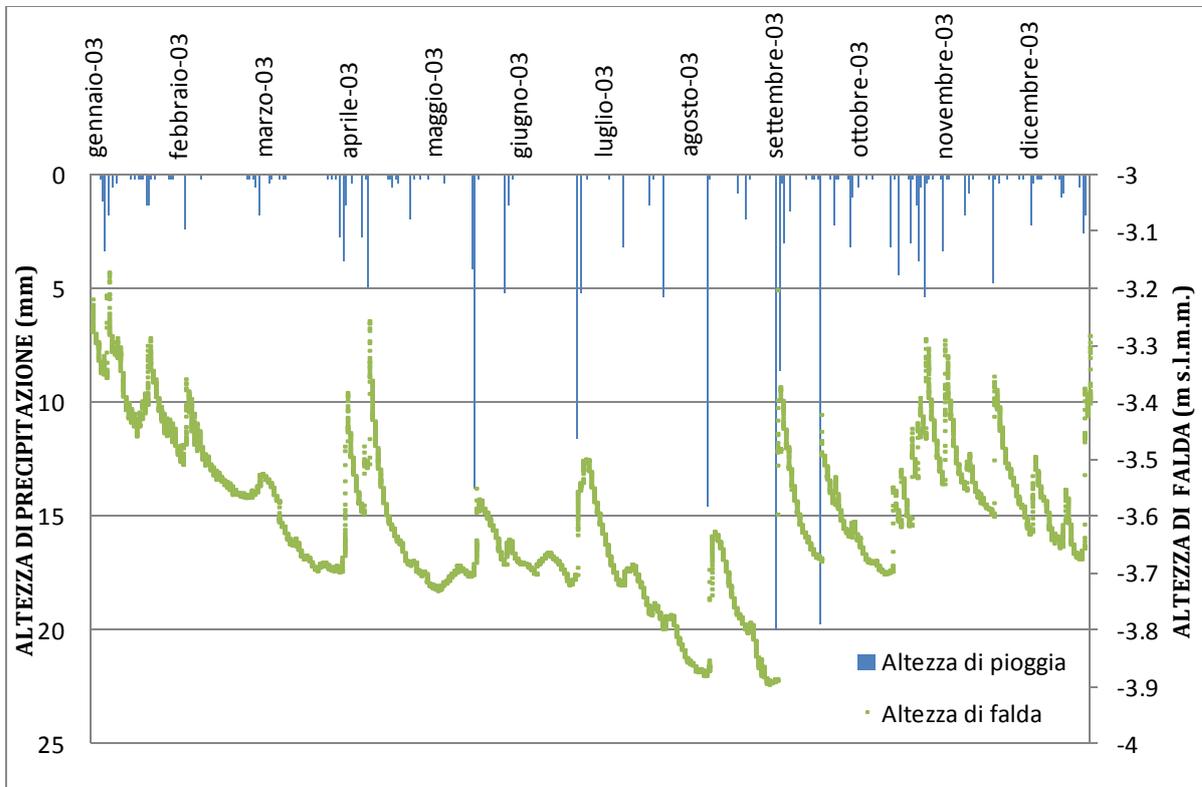


Figura 3.2: rappresentazione dell'altezza di precipitazione e di falda dell'anno 2003

Il grafico in Figura 3.2 mostra l'altezza di precipitazione in millimetri e quella di falda in metri sul livello del medio mare registrate con passo orario durante l'intero anno 2003. La profondità di falda varia tra -3,10 m s.m.m. e -3,90 m s.m.m.. Tale escursione ha una decisiva influenza sui tassi di ossidazione della torba e, quindi, sui tassi di subsidenza. Le oscillazioni della falda avvengono in risposta ad eventi di precipitazione, cui seguono periodi nei quali la falda viene drenata dai canali di scolo. L'innalzamento della falda avviene per infiltrazione diretta dalla superficie del suolo, mentre il drenaggio avviene lateralmente verso la rete di bonifica. Questi due processi saranno qui separatamente analizzati e modellati, per riprodurre più accuratamente possibile la dinamica osservata della falda e fornire quindi una base idrologica per la modellazione dell'ossidazione del terreno torboso.

3.1 Idrovora VS livelli di falda

Prima di analizzare le due fasi di interesse idrologico si esaminano i livelli che si realizzano a monte e a valle dell'idrovora Zennare, che consente il drenaggio dell'intera area che giace, come già descritto, interamente sotto il livello del medio mare e che quindi, in assenza della bonifica, si trasformerebbe in un'area permanentemente sommersa e inutilizzabile dal punto di vista agricolo.

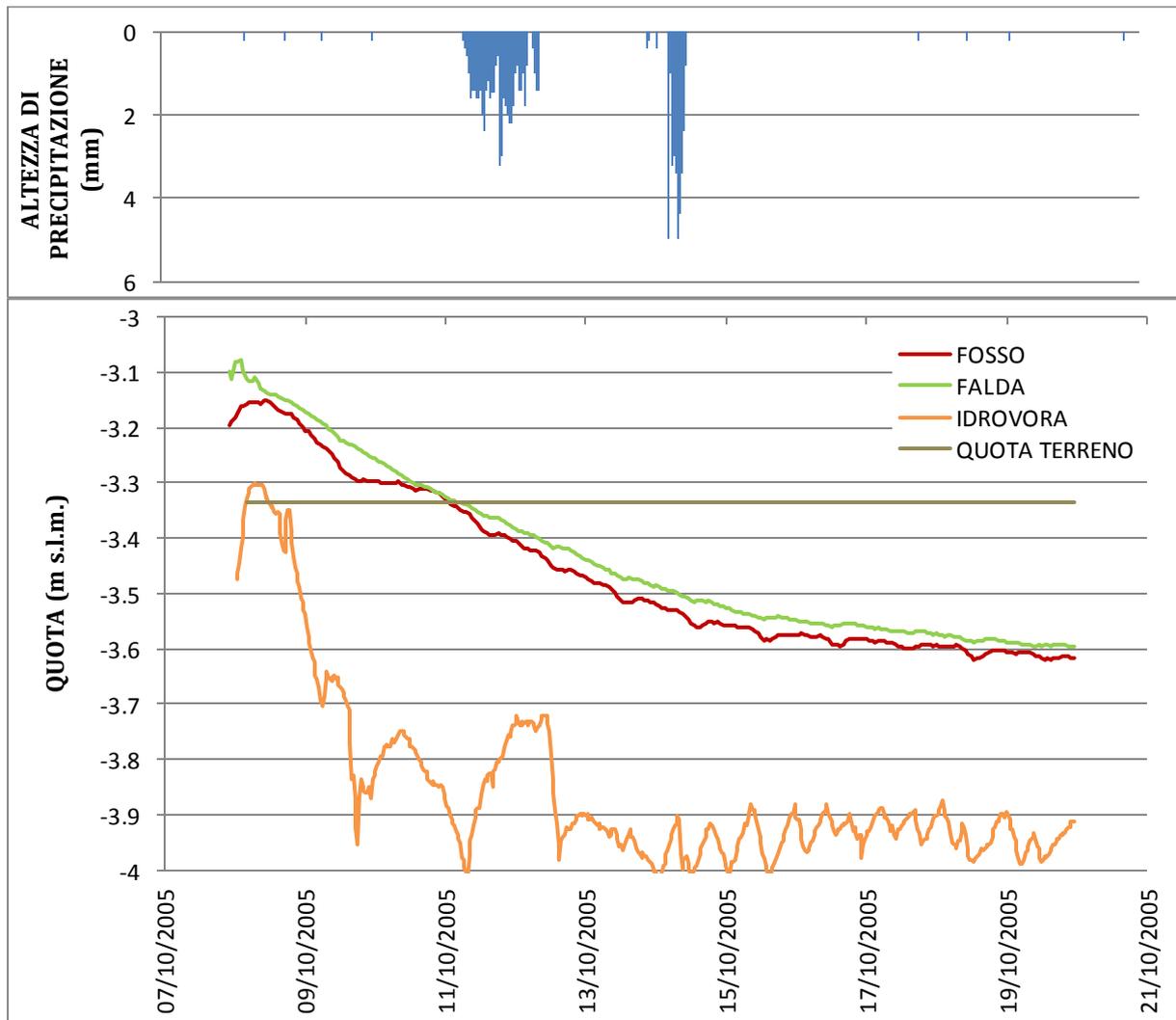


Figura 3.3: Livelli della falda nel terreno, del pelo libero nella canaletta di drenaggio e a monte dell'idrovora Zennare durante un evento piovoso di ottobre 2005

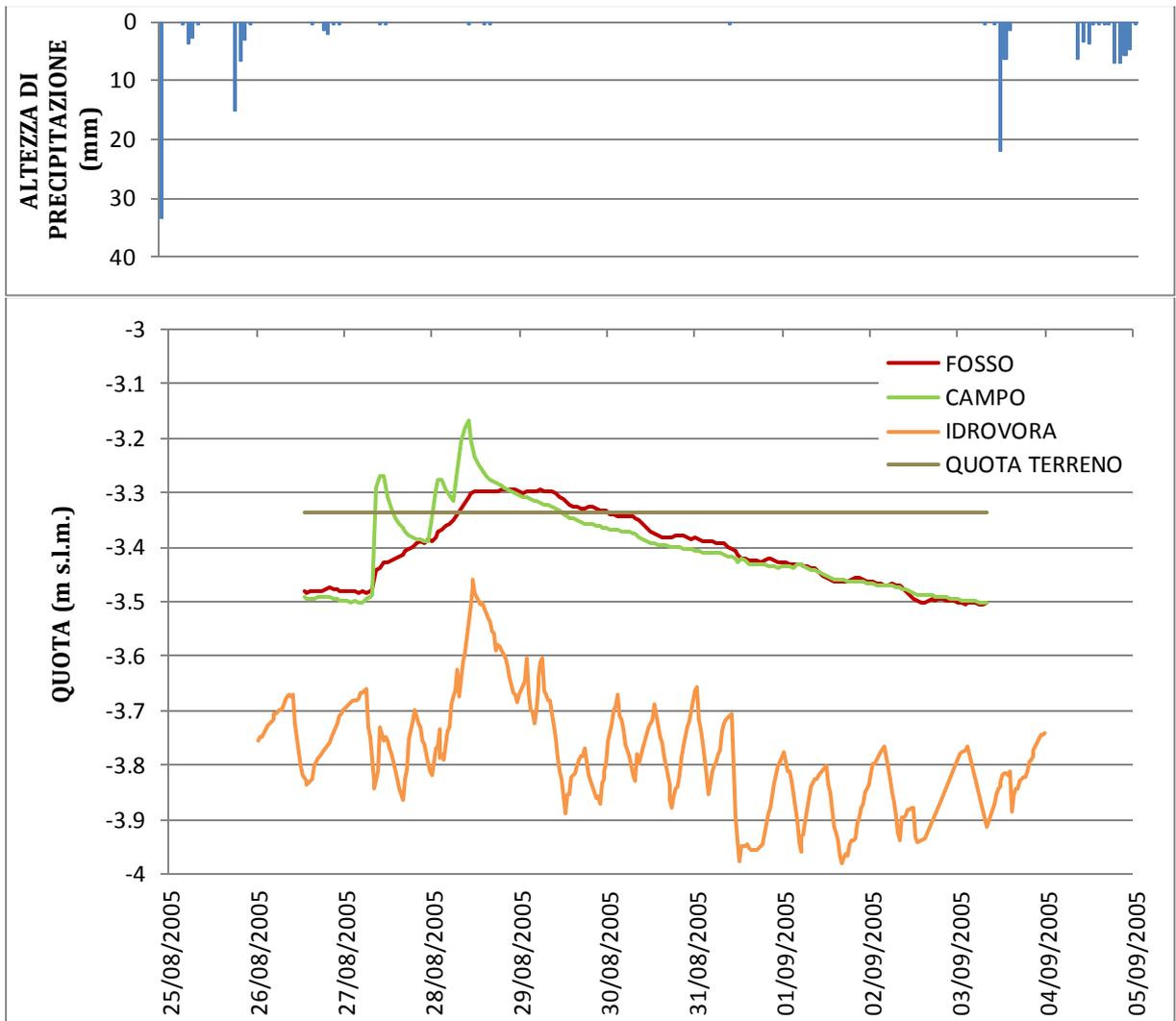
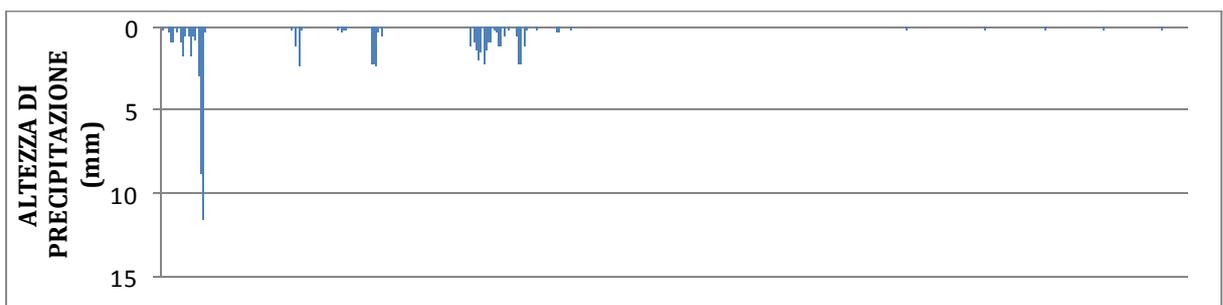


Figura 3.4: Livelli della falda nel terreno, del pelo libero nel fosso e a monte dell'idrovora durante un evento piovoso di fine agosto 2005



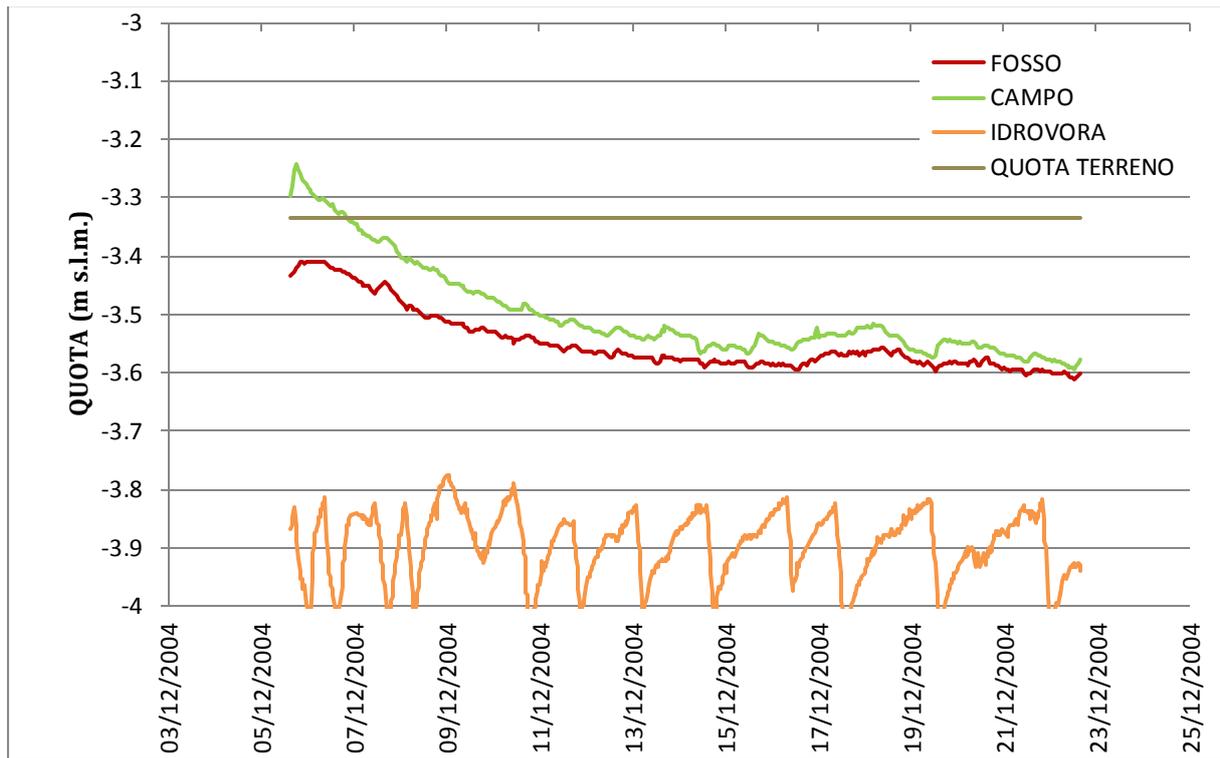


Figura 3.5: Livelli della falda nel terreno, del pelo libero nel fosso e a monte dell'idrovora durante un evento piovoso di inizio dicembre 2004

Esaminando alcuni eventi di precipitazione si sono ottenuti i grafici in Figura 3.3, Figura 3.4 e Figura 3.5, che mostrano i tre livelli in esame insieme all'altezza di pioggia registrata dal pluviometro. Si nota che c'è una buona corrispondenza tra i picchi del campo e del fosso e quelli registrati dall'idrovora, questo comportamento è maggiormente visibile quando si ha un evento di un'intensità tale da determinare l'allagamento del terreno. L'influenza dei livelli imposti dall'idrovora è più evidente nelle quote del fosso mentre si legge meno chiaramente se si esaminano le quote del Campo 1. Inoltre, superati i primi picchi più alti che si realizzano durante e subito dopo l'evento di precipitazione, si osserva come i livelli in prossimità dell'idrovora mostrino delle caratteristiche variazioni "a dente di sega", che si propagano ai livelli del fosso e del Campo 1. Si nota, infatti, che la seconda parte delle curve di fosso e falda sono caratterizzate da un'alternanza tra massimi e minimi, probabilmente dovuti al livello imposto dall'idrovora; le oscillazioni che si leggono nei livelli di falda del fosso sono dell'ordine di 1 o 2 centimetri e sono dovute ad oscillazioni dell'idrovora dell'ordine dei 10 centimetri circa.

3.2 Livelli di falda misurati nel “Campo1” vs “fosso”

Si considerano ora solo i livelli di falda nel terreno del Campo 1 e del relativo fosso. Analizzando i grafici in Figura 3.6 e in Figura 3.7 si osserva che vi è una buona corrispondenza tra le curve. Si nota infatti che gli abbassamenti del fosso, più accentuati, si manifestano contemporaneamente nel campo anche se con ampiezza minore; inoltre le zone indisturbate delle due distribuzioni presentano uguale pendenza oltre che sincronismo nel presentarsi.

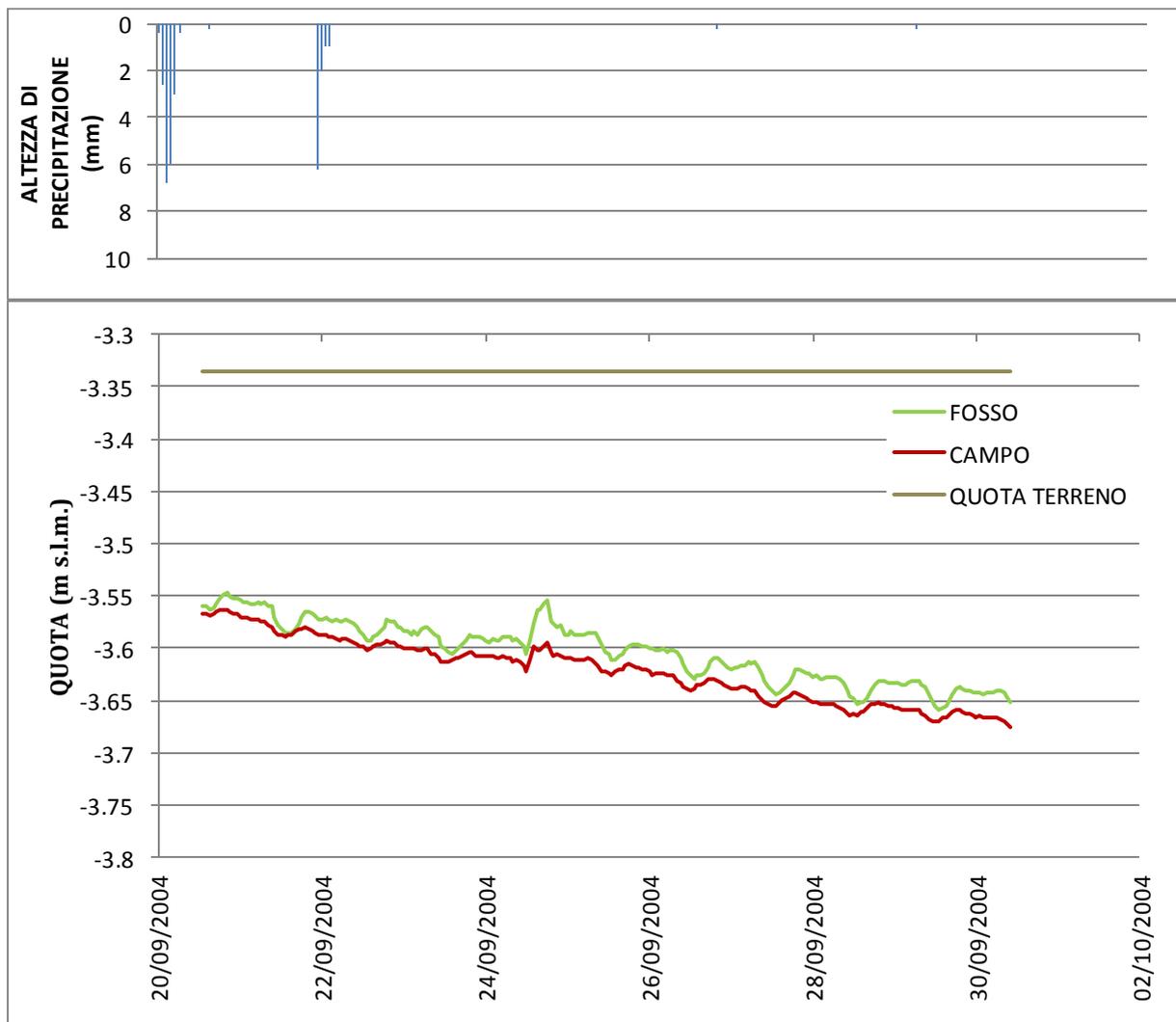


Figura 3.6: confronto tra i livelli di falda del campo e del fosso

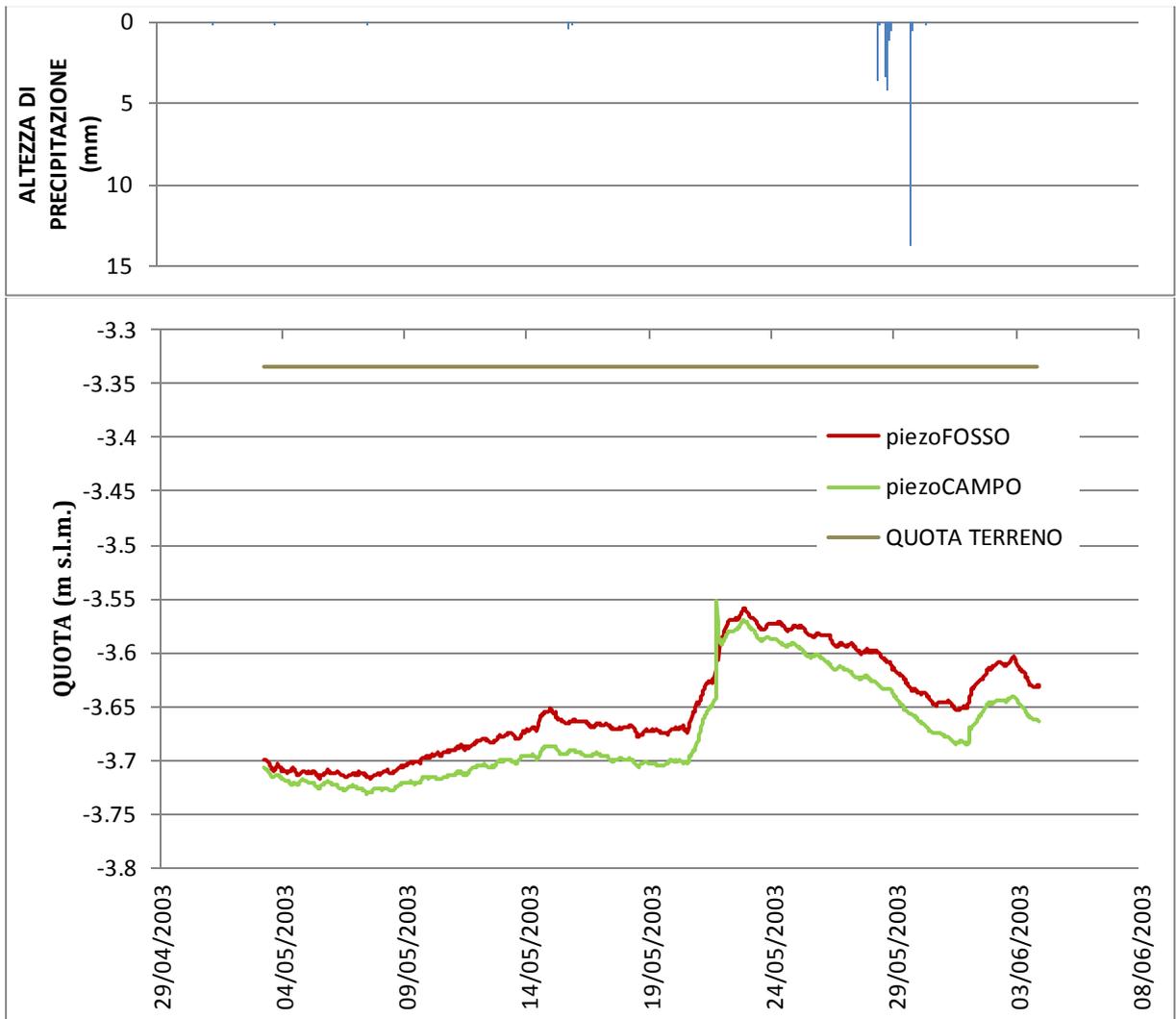


Figura 3.7: confronto tra i livelli di falda del campo e del fosso

3.3 Livelli di falda e temperatura del suolo

Si esamina ora la distribuzione della temperatura misurata ad un centimetro di profondità nel Campo 1. Da una prima analisi dei dati di temperatura (Figura 3.8) si

osservano oscillazioni di ampiezza variabile dai 5 °C d'inverno ai 10-15 °C nei periodi primaverile, estivo ed autunnale.

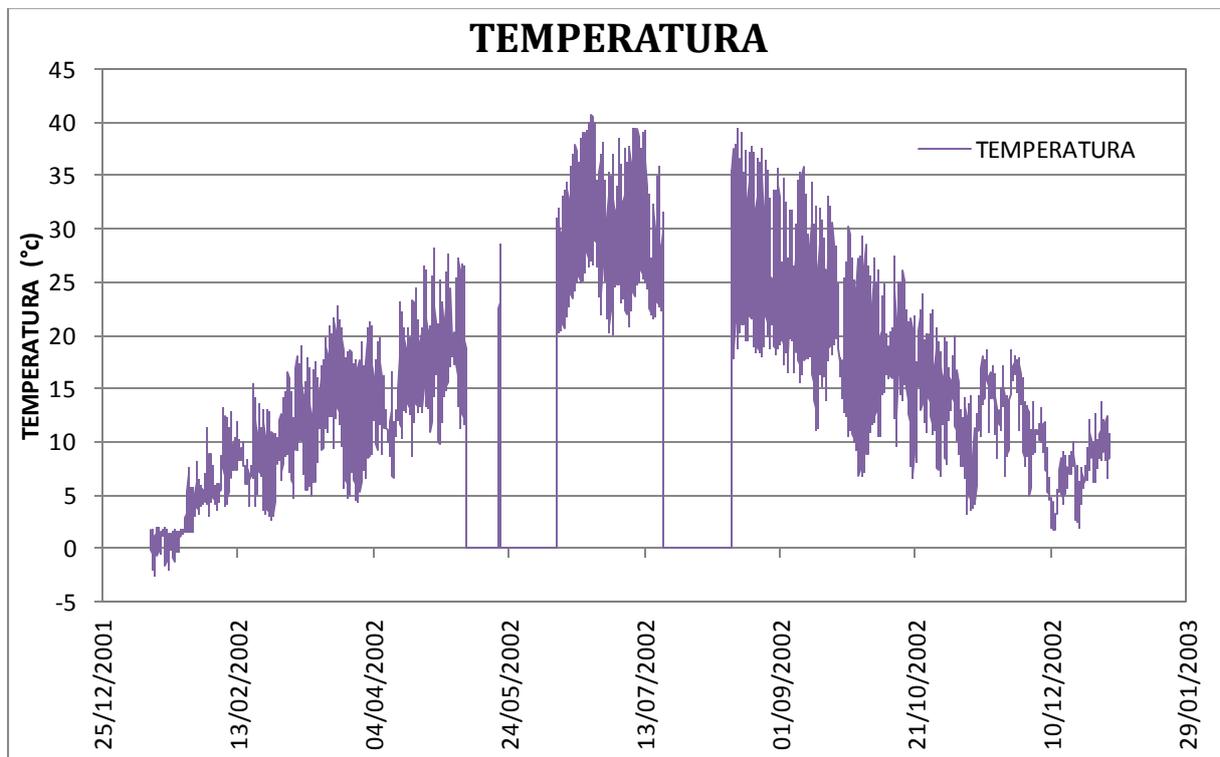


Figura 3.8: Distribuzione della temperatura ad 1 cm di profondità nel Campo 1 durante l'intero anno 2002.

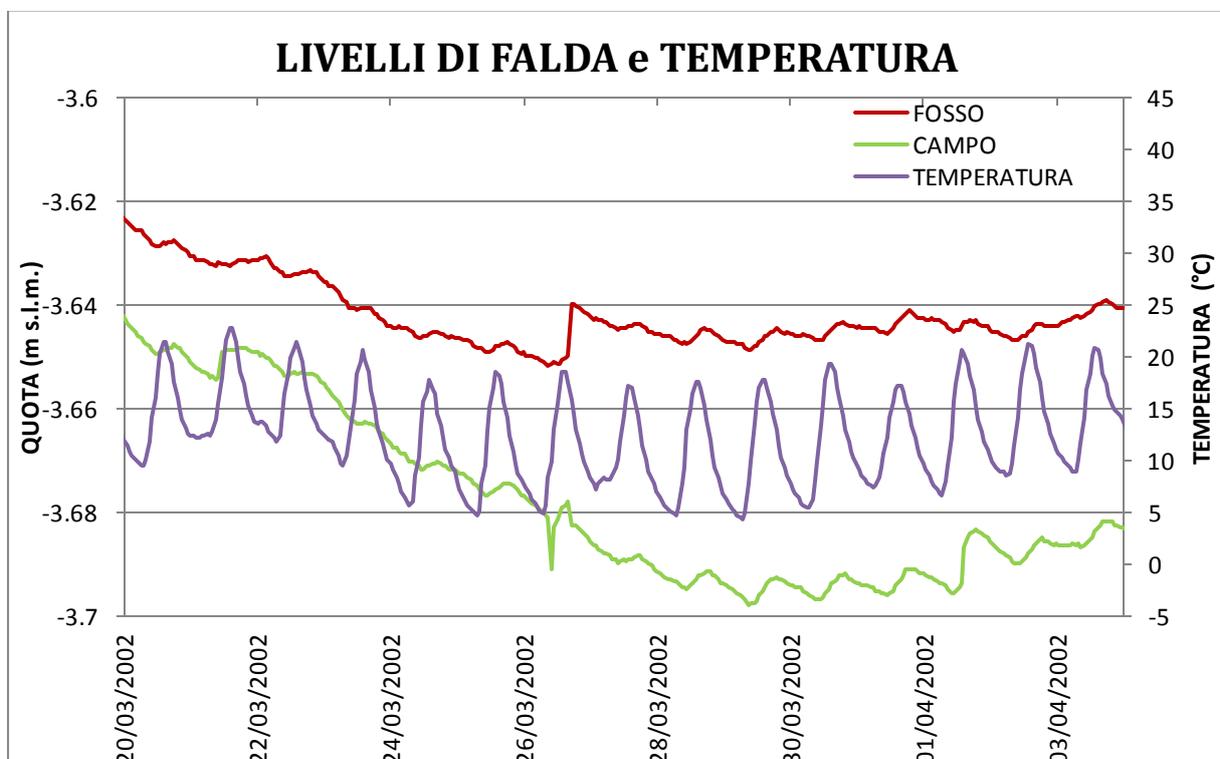


Figura 3.9: Variazioni temporali del livello di falda nel campo e nel fosso e della temperatura misurata ad 1 cm di profondità

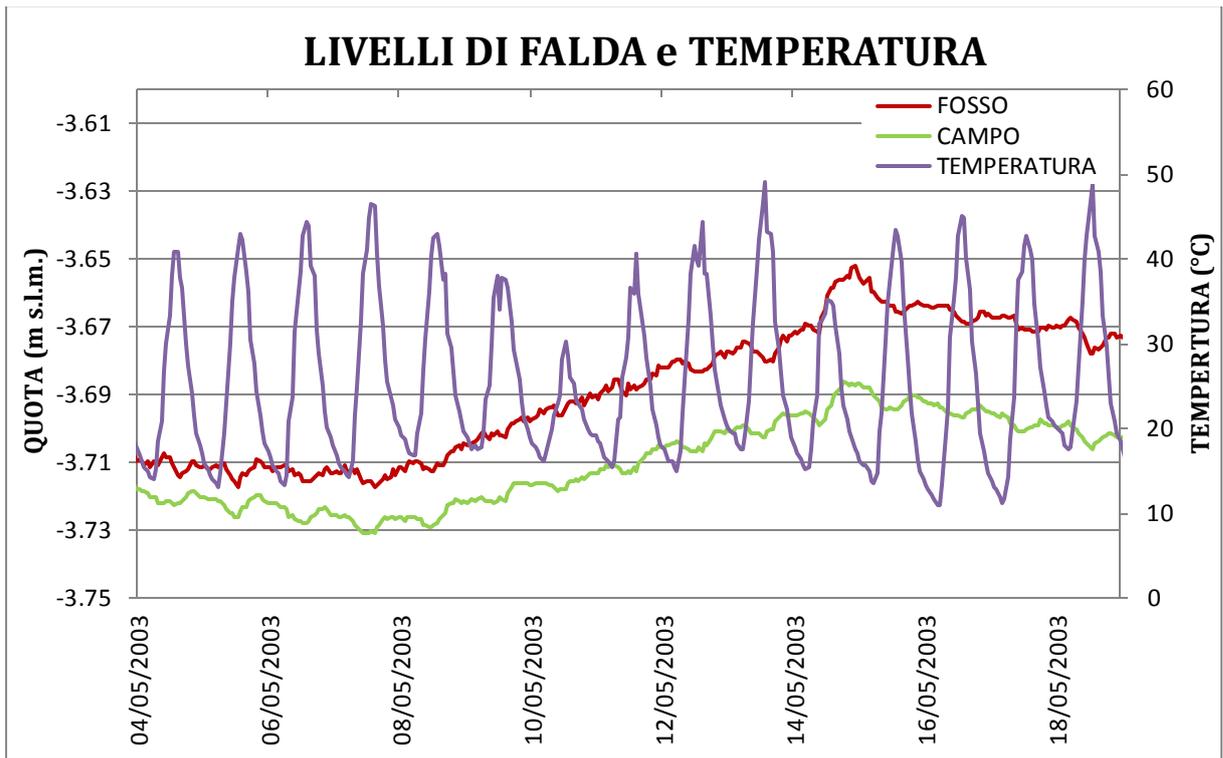


Figura 3.10: Variazioni nel tempo del livello di falda, del pelo libero nel fosso di drenaggio e della temperatura ad 1 cm di profondità

La Figura 3.9 e la Figura 3.10 mostrano chiaramente il ciclo giornaliero della temperatura, con un'ampiezza pari a circa 10°C; inoltre, appare un possibile legame tra le oscillazioni di temperatura e quelle dei livelli, quest'ultime dell'ordine di circa 5 millimetri, e quindi nettamente minori di quelle provocate dal funzionamento dell'idrovora. Si vede in particolare la corrispondenza tra i picchi di temperatura e i valori minimi delle oscillazioni dei livelli. Tale circostanza può spiegarsi ricordando che l'evapotraspirazione aumenta con la temperatura e nelle ore di maggiore insolazione, provocando un sensibile abbassamento del livello della falda.

3.4 La risalita della falda a seguito di un evento piovoso

L'obiettivo è stabilire una relazione che leghi l'altezza di pioggia caduta durante un evento di precipitazione e l'innalzamento della falda che si instaura a seguito di questo. Come osservato nella Figura 3.2, la risalita della falda successivamente ad un evento si sviluppa in poche ore, rispondendo quindi a scale temporali molto più brevi rispetto a quelle caratteristiche della fase di recessione del livello di falda. Per la velocità con cui si sviluppa il processo si decide di ricercare una legge di

proporzionalità tra le due grandezze in gioco, altezza di pioggia e di falda. La relazione che si assume è della forma:

$$\frac{\Delta h_{falda}}{\Delta h_{pioggia}} = \alpha$$

Dove:

- Δh_{falda} rappresenta la differenza che si legge tra l'altezza minima con cui si presenta la falda prima dell'evento e quella massima che realizza durante o al termine dello stesso, la differenza viene misurata in millimetri;
- $\Delta h_{pioggia}$ rappresenta la cumulata di altezza di pioggia che si realizza durante il singolo evento considerato calcolato in millimetri di pioggia;
- α rappresenta il coefficiente di proporzionalità, o di infiltrazione, che si vuole valutare per il bacino Zennare.

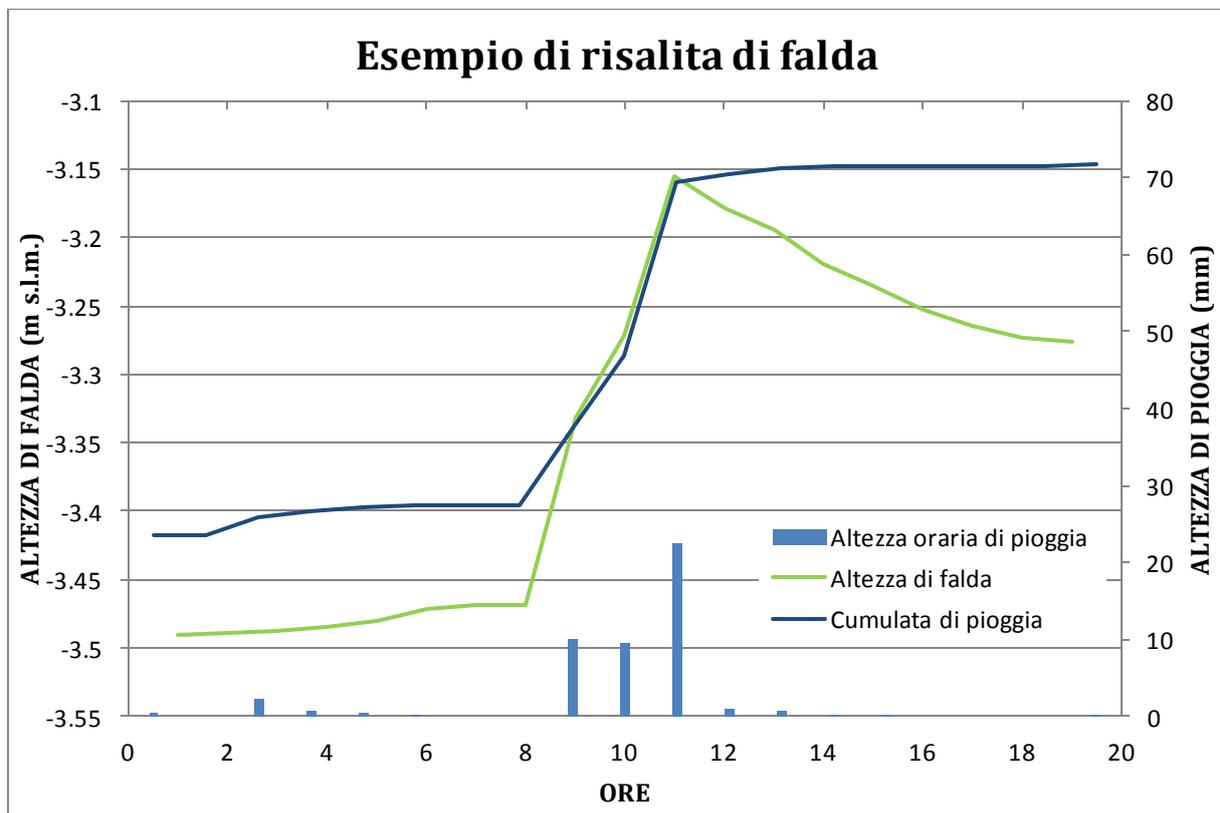


Figura 3.11: rappresentazione dell'altezza di falda, di pioggia e della sua cumulata durante un evento di pioggia

Nel Figura 3.11 sono rappresentati i dati orari di pioggia di un evento, la loro cumulata e l'altezza di falda relativa alle stesse ore di registrazione. Esso mostra quali sono gli intervalli di interesse per lo studio, vale a dire il salto che subisce la cumulata

di precipitazione che si legge sull'asse di destra, in questo caso pari a 48,6 mm, e la differenza di quota della falda prima e dopo l'evento, ora pari a 0,34 m.

Si sono ricercati eventi piovosi rilevanti, di cui si e' calcolata la pioggia cumulata e in corrispondenza dei quali si e' calcolato l'innalzamento della falda freatica. Si opera come descritto per più eventi in tutto l'insieme di dati disponibile. Dai risultati ottenuti studiando 66 eventi piovosi distribuiti su 4 anni di dati a disposizione (dal 2002 al 2005), si osserva una grande variabilità del coefficiente di proporzionalità in esame. I valori ottenuti oscillano tra 3,5 e 15, avendo tralasciato alcuni valori eccezionali troppo piccoli o troppo grandi. Dall'estesa ampiezza di questo intervallo si ipotizza l'esistenza di un altro fattore che influisce sulla risalita della falda che influisce sulla estensione dell'intervallo: l'innalzamento della falda non è quindi legato esclusivamente alla quantità di pioggia caduta nell'evento. Per capire quale altro fattore, o fattori influenzano la risalita si deve riflettere sul significato di un valore più o meno alto del parametro α . Valori alti di α indicano una sensibile risposta della falda che si innalza molto; valori più bassi mostrano una minore infiltrazione con un inferiore innalzamento della falda. Si e' quindi studiato l'andamento temporale del coefficiente di infiltrazione, e i risultati sono riportati in Tabella 3.1.

Tabella 3.1: Valori del parametro α con i relativi periodi

	anno 2002		anno 2003		anno 2004		anno 2005
fine gen	20.3	inizio gen	9.0	metà gen	8.5	metà ago	7.2
inizio feb	25.5	inizio feb	10.5	inizio mar	11.0	fine ago	6.1
metà feb	9.6	inizio mar	1.5	metà ott	3.5	fine ago	5.8
metà feb	14.3	inizio aprile	6.8	fine ott	8.1	inizio sett	7.3
inizio apr	7.8	metà aprile	7.6	fine nov	9.8	inizio sett	8.0
inizio apr	5.7	metà aprile	11.2	inizio dic	6.8	metà sett	6.9
fine apr	3.7	fine maggio	2.3	fine dic	7.3	inizio ott	9.5
inizio mag	6.9	fine maggio	6.5			inizio ott	4.3
fine giu	1.3	fine giugno	3.6			inizio ott	4.6
metà lug	3.7	metà agosto	5.1			inizio ott	2.8
fine ago	6.8	inizio sett	7.1			metà ott	8.7
inizio sett	7.9	inizio sett	7.5			inizio nov	7.9
fine sett	7.8	fine sett	10.0			inizio nov	7.0
fine sett	8.2	metà ott	10.1			fine nov	7.1
inizio ott	6.8	fine ott	12.3			fine dic	7.2
inizio ott	6.4	inizio nov	7.3			inizio gen	9.3
fine ott	5.9	inizio nov	8.4				
inizio nov	8.0	fine nov	9.7				
fine nov	7.6	metà dice	11.7				
fine nov	9.7	fine dic	15.4				
metà dic	9.1	fine dic	11.2				
fine dic	9.0						

Dall'osservazione della distribuzione del parametro α durante l'arco di un anno si è deciso di suddividere l'intervallo iniziale in due sottointervalli di valori di α : un primo che comprende i valori tra 3,5 e 9,5 (in Tabella 3.1 evidenziati con il colore rosa), ed

un secondo sottointervallo che racchiude i valori tra 9,5 e 15 (in tabella evidenziati in azzurro). I valori più alti si concentrano nei mesi autunnali e invernali dove in alcuni casi eccezionali si leggono parametri pari a 20 o 25; viceversa, in primavera ed estate i valori decrescono fino ad arrivare in alcuni casi a 1,5 o 2. La ridotta infiltrazione nei periodi più caldi dell'anno può spiegarsi in funzione dell'aumentata quota di evaporazione che si verifica appunto in questi mesi. La presenza/assenza di vegetazione, variabile nel corso dei mesi, contribuisce inoltre alle differenze riscontrate nel coefficiente di infiltrazione, sia attraverso un'aumentata traspirazione, sia attraverso l'intercettazione diretta di parte della precipitazione. Per capire temporalmente quando la vegetazione riesce ad influenzare l'altezza di falda, intercettando parte di precipitazione, si studia il tipo di coltura presente nel terreno e i suoi periodi di coltivazione e di crescita. Se si considera il suolo coltivato interamente a granoturco allora il terreno subisce un'aratura in autunno e viene lasciato incolto fino a marzo, questo periodo è quello che presenta valori del parametro più alti perché le temperature sono più rigide e non vi è la presenza di vegetazione di conseguenza l'evapotraspirazione è una frazione nulla o trascurabile. In primavera avviene la semina e già dopo 2-3 settimane la coltura inizia ad assorbire e traspirare acqua anche se in frazioni limitate; successivamente il granoturco crescendo utilizza e traspira una grande quantità di acqua fino a ottobre, quando viene raccolto e il suolo viene nuovamente arato.

Lo stesso studio effettuato sui dati del sito Campo 1 è stato eseguito per tutti gli altri siti di indagine, ottenendo i valori di α elencati in Tabella 3.2.

Tabella 3.2: valori del parametro α per i vari siti di raccolta dati

Sito	α primavera estate	α autunno inverno
Campo 1	3,5÷9,5	9,5÷15
Guzzo	3,5÷9,5	15÷25
Gallimberti	3,5÷9,5	9,5÷15
Viale	4÷5,5	6÷9,5
Baretta	0,3÷0,9	0,3÷0,9

I valori così bassi del sito di Baretta, rispetto a quelli ottenuti per gli altri campi, sono giustificati dalla composizione del terreno in quello specifico campo. Baretta difatti si colloca nella parte settentrionale del bacino dove sono presenti sabbie o sabbie limose e non materiale organico torboso.

Dopo aver condotto questi ragionamenti sull'oscillazione stagionale del parametro α , e aver trovato degli intervalli di valori validi per i siti di studio, è importante controllare che la conservazione della massa d'acqua sia verificata e che quindi la precipitazione misurata sia maggiore o al più uguale all'acqua presente nel terreno. Tuttavia il parametro α , che si ricorda essere pari al rapporto tra la differenza di altezza di falda e i millimetri di precipitazione, è sempre un numero ampiamente maggiore di 1, addirittura assume valori dell'ordine di grandezza delle decine, questo risultato dipende da due fattori del terreno, porosità e umidità media. Si deve considerare in primo luogo che la porosità della torba in esame è circa del 40% e quindi di conseguenza solo il 40% della differenza del livello di falda corrisponde ad un volume d'acqua infiltrato. In secondo luogo, l'umidità del suolo nella zona insatura soprastante la falda è mediamente piuttosto elevata, spesso attorno al 70%÷80% del contenuto di saturazione, per mezzo dell'alta capillarità della torba (Zanello et al, 2011). Questi valori di umidità implicano un'ulteriore netta diminuzione della porosità "efficace" del suolo. Tali considerazioni rendono dunque conto delle marcate differenze numeriche tra l'altezza di pioggia e l'altezza di risalita della falda.

In conclusione con questa analisi si è potuto stimare il coefficiente α che permette, una volta nota l'altezza di pioggia realizzata durante un dato evento, di valutare il conseguente innalzamento della quota di falda in accordo con la stagione e le temperature presenti.

3.5 Studio della recessione della falda a seguito di un evento piovoso

L'obiettivo è stabilire una relazione tra altezza di falda e il tempo nelle fasi di drenaggio successive ad un evento di precipitazione.

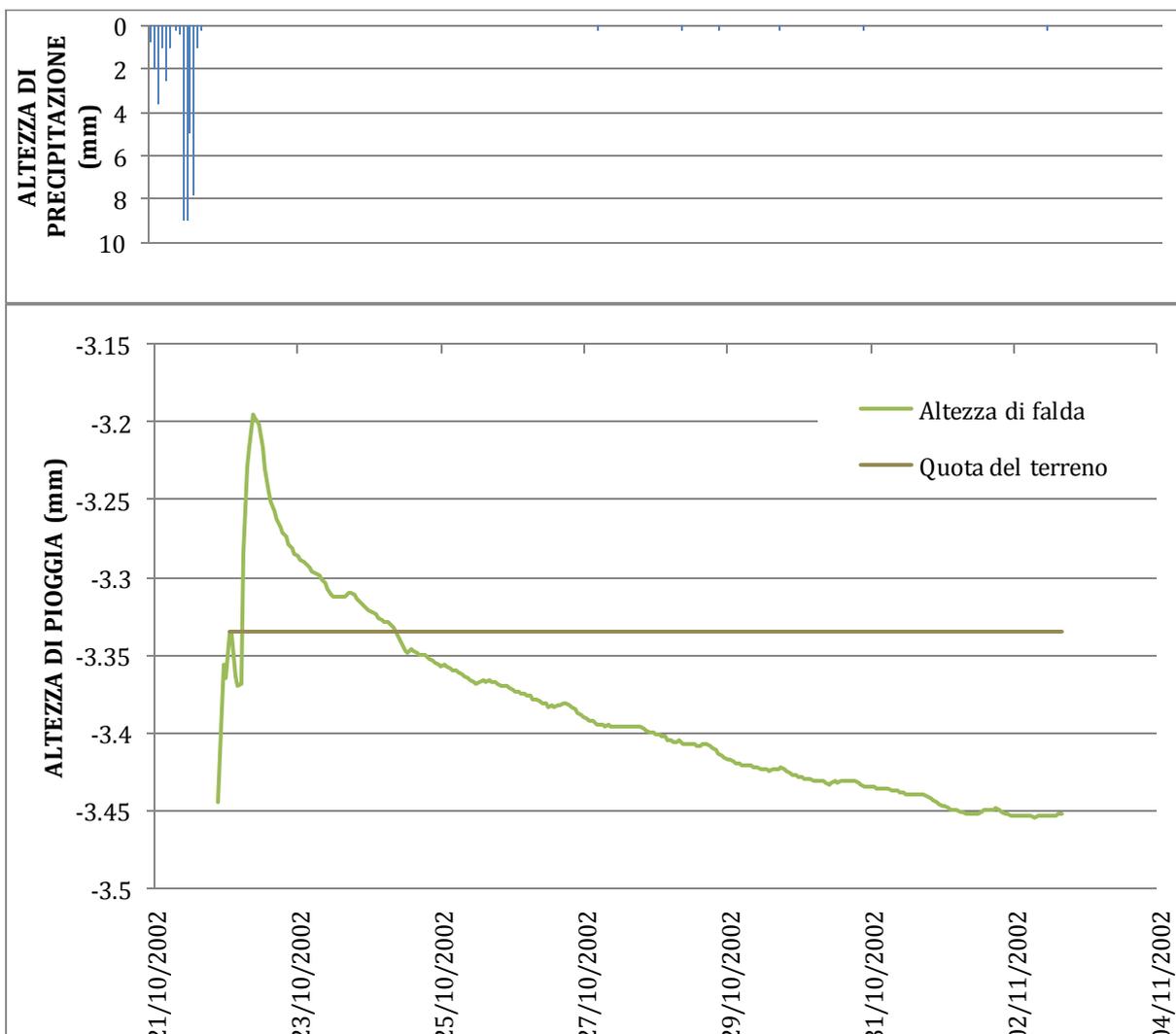


Figura 3.12: Esempio di fase di recessione della falda

La Figura 3.12 mostra un esempio dell'andamento della quota di falda nel tempo e l'evento di precipitazione che provoca l'innalzamento della quota di falda prima della fase di recessione. E' evidente che al termine dell'evento di precipitazione la falda tende ad abbassarsi, questa recessione è lenta nel tempo, mentre la risalita si sviluppa nell'arco di poche ore.

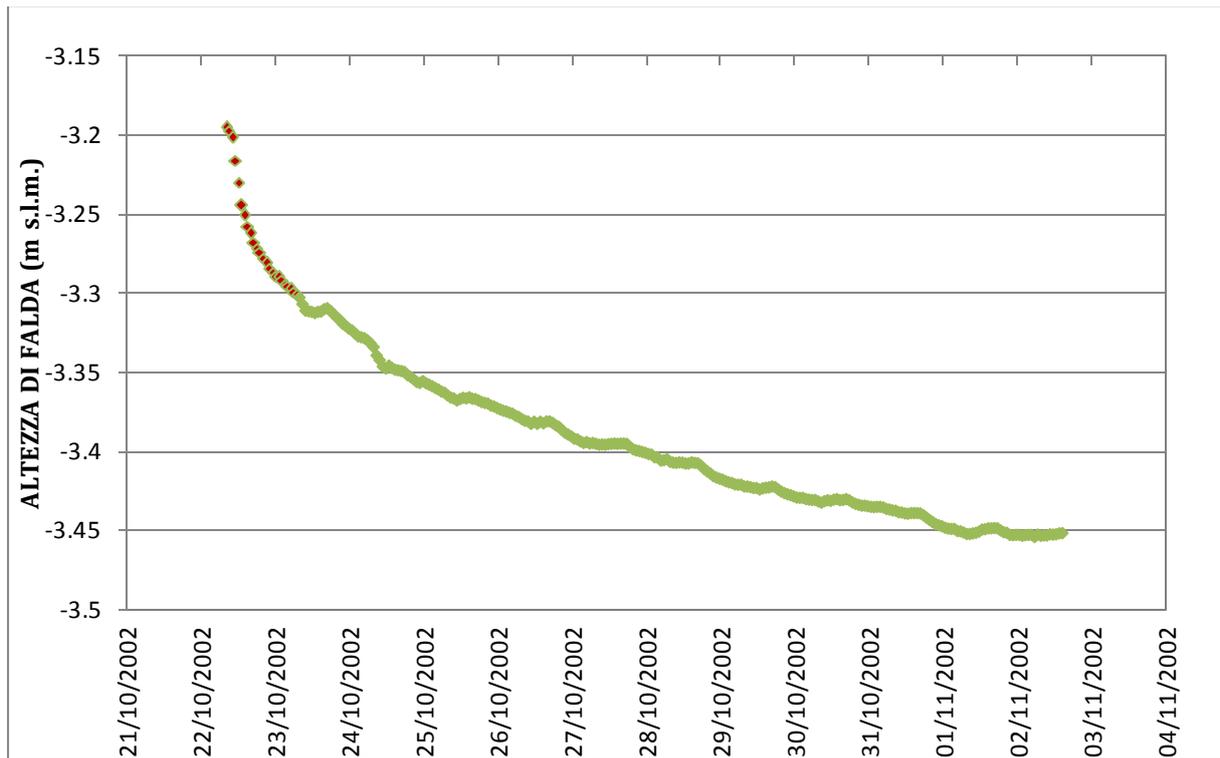


Figura 3.13: Fase di recessione nella quale si e' evidenziato il tratto iniziale piu' ripido.

Osservando con attenzione la fase di recessione si puo' notare un primo breve tratto di recessione più rapido, ovvero avente pendenza più elevata, seguita da un lungo tratto a pendenza decisamente meno ripida (Figura 3.13).

Per studiare il comportamento nel tempo della falda si devono perciò distinguere i due tratti.

Si considera per prima la seconda fase di recessione a pendenza più modesta. Si vuole ricercare una relazione esponenziale della seguente forma tra altezza di falda e tempo:

$$h_{falda} = a \cdot e^{bt}$$

Dove:

- h_{falda} è la variabile altezza di falda;
- t è la variabile tempo;
- a e b sono due parametri da stimare.

Si procede con lo studio del logaritmo di questa espressione per riuscire ad interpolare successivamente i dati con il metodo dei minimi quadrati. Si scrive quindi:

$$\ln h_{falda} = \ln a + bt$$

La forma scritta permette una facile interpolazione lineare con i minimi quadrati per riuscire a calcolare il valore di b , del $\ln a$, e di conseguenza del parametro a .

Il criterio per determinare i coefficienti è quello di sceglierli in modo che essi minimizzino la somma dei quadrati degli scarti tra i valori approssimati e i valori sperimentali misurati. Il metodo pone a risoluzione del problema di interpolazione un sistema lineare che nel caso in esame sarà della forma:

$$\begin{cases} s_0 \ln a + s_1 \cdot b = v_0 \\ s_1 \ln a + s_2 \cdot b = v_1 \end{cases}$$

dove:

- $s_k = \sum_{j=0}^n t_j^k$;
- $v_k = \sum_{j=0}^n t_j^k \cdot h_{falda_j}$;
- t è l'ascissa dei dati sperimentali, cioè l'ora in cui viene misurata la quota di falda.

Essendo le uniche incognite a e b il sistema è risolvibile e consente quindi di trovare l'espressione esponenziale che meglio approssima l'andamento dell'altezza di falda nel tempo. Di seguito si riportano i grafici di alcune interpolazioni eseguite su una serie di eventi, presi in esame, verificatisi durante gli anni 2001-2006.

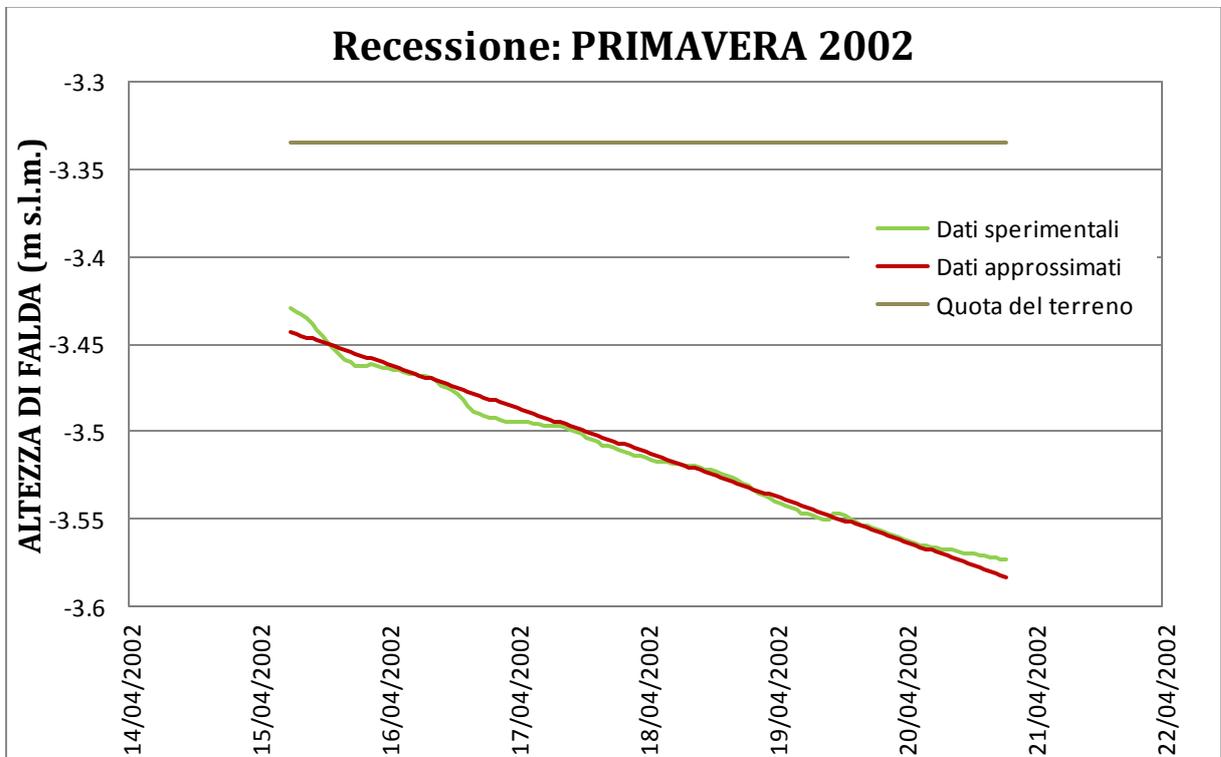


Figura 3.14: esempio di recessione per un evento della primavera del 2002

I parametri ottenuti da questa interpolazione sono: $\begin{cases} a = -3,41 \\ b = 0,00058 \end{cases}$

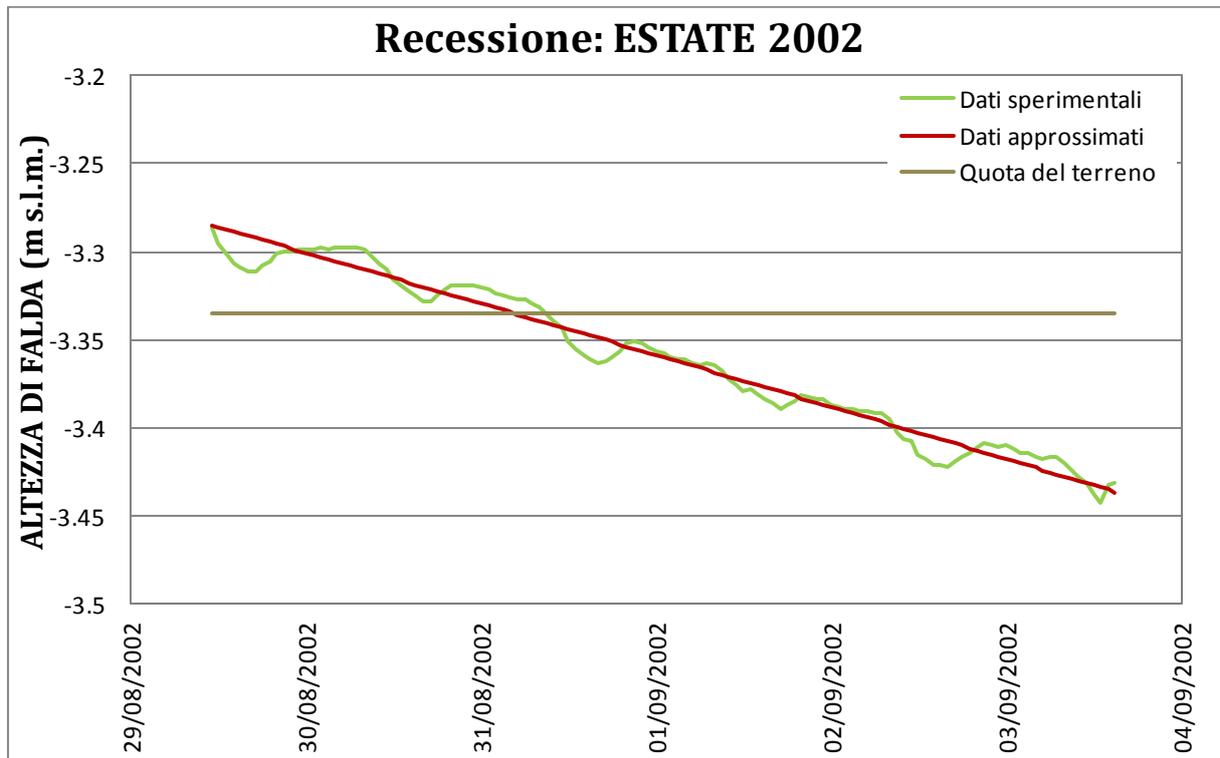


Figura 3.15: esempio di recessione per un evento estivo del 2002 con la presenza di un effetto di disturbo

In questo caso particolare si nota la presenza di effetto di disturbo sistematico nei dati sperimentali della quota di falda, esso può essere ragionevolmente ricondotto all'influenza dalla distribuzione a dente di sega che caratterizza i livelli. Osservando però la curva interpolante e i dati sperimentali si nota che l'esistenza di questi disturbi non influenza l'approssimazione, difatti le due curve tendono a sovrapporsi nei periodi di non irrigazione. I parametri ottenuti dall'interpolazione sono:

$$\begin{cases} a = -3,28 \\ b = 0,00036 \end{cases}$$

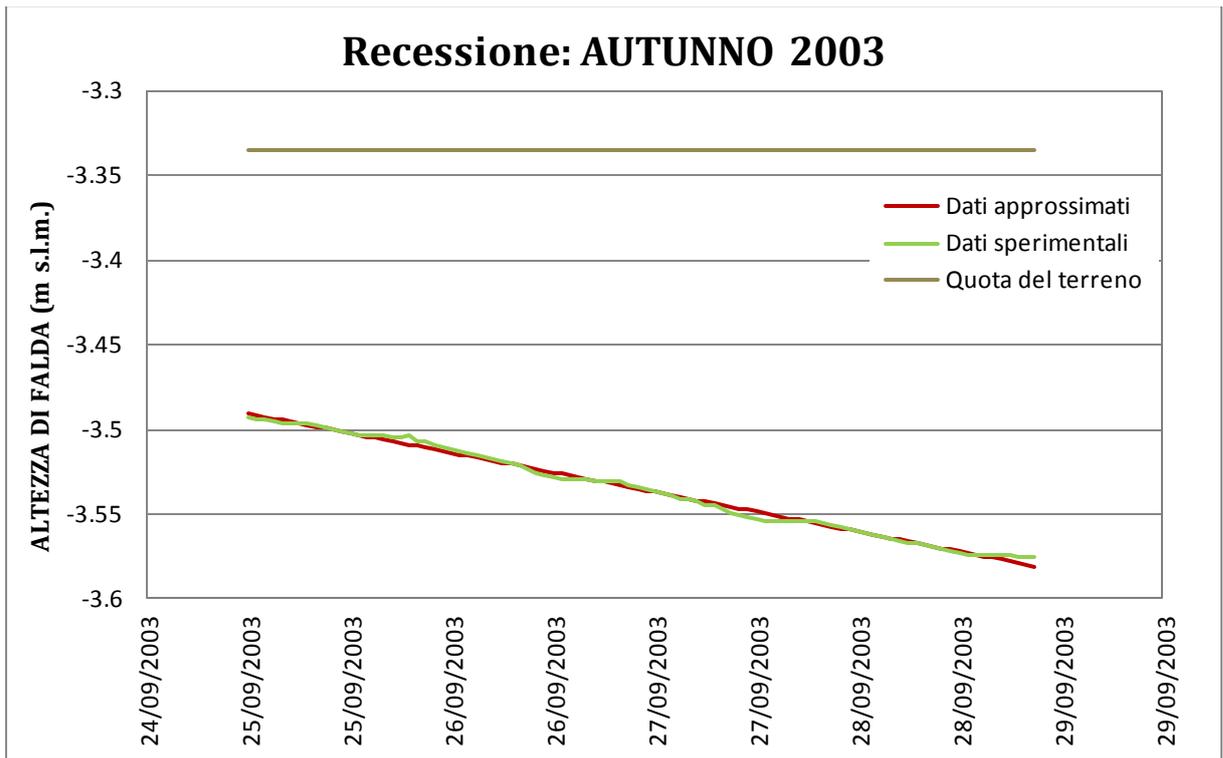


Figura 3.16: esempio di recessione per un evento dell'autunno 2003

I parametri ottenuti dall'interpolazione del grafico in Figura 3.16 sono: $\begin{cases} a = -3,49 \\ b = 0,00027 \end{cases}$

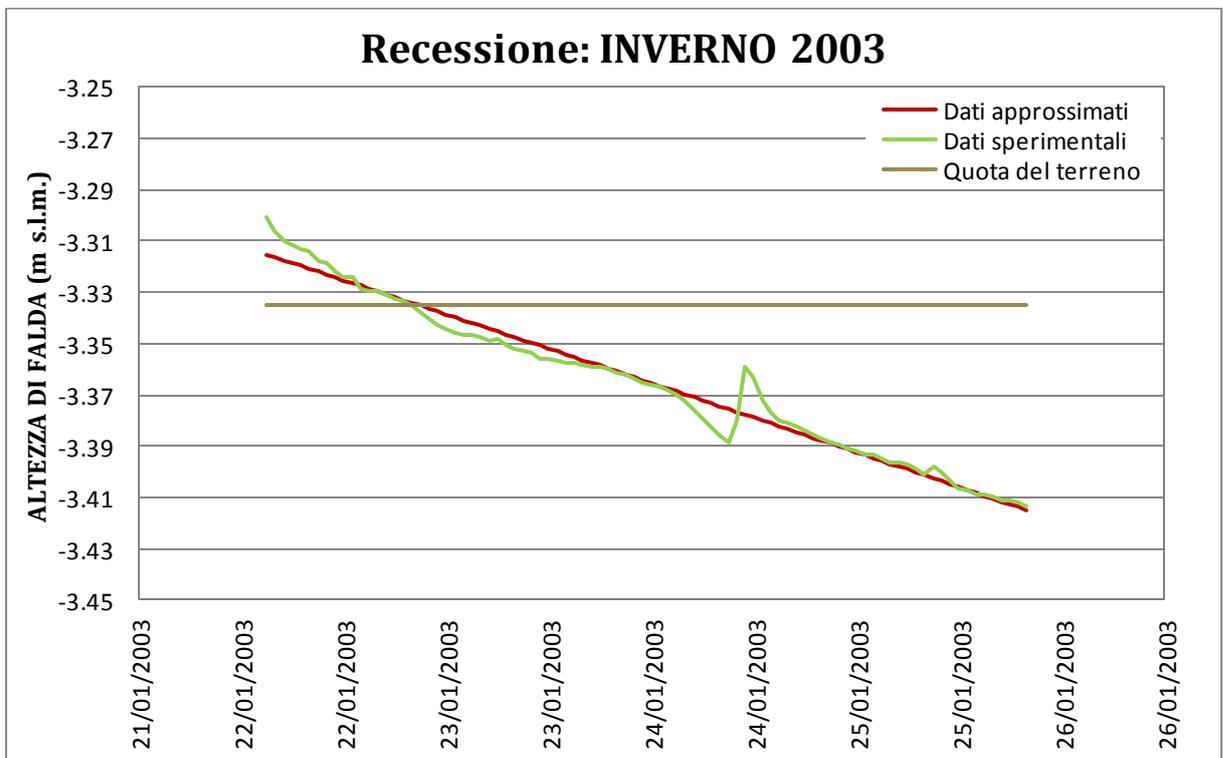


Figura 3.17: esempio di recessione per un evento invernale del 2003

Il Figura 3.17 rappresenta una buona approssimazione del comportamento della falda dopo un evento di pioggia. Inoltre si può notare anche la presenza di un evento di precipitazione di piccola intensità nel giorno 24/01 che segna una variazione dal trend di recessione della distribuzione che subito dopo si riassetta andando a coincidere con la funzione interpolante. I parametri ottenuti dall'interpolazione sono:

$$\begin{cases} a = -3,31 \\ b = 0,00033 \end{cases}$$

Si analizzano quindi tutti i valori dei parametri a e b ottenuti da tutte le interpolazioni eseguite e si ricerca un range ragionevole di appartenenza per ogni parametro.

Tabella 3.3: Elenco dei valori dei parametri a e b ricavati dalle interpolazioni ai minimi quadrati

	PARAMETRI			PARAMETRI	
Stagioni	a	b	Stagioni	a	b
ANNO 2002			ANNO 2004		
primavera 2002	-3.43	0.000299	inverno 2004	-3.30	0.00057
primavera 2002	-3.54	0.000184	inverno 2004	-3.31	0.00049
estate 2002	-3.28	0.000363	autunno 2004	-3.61	0.00006
autunno 2002	-3.38	0.000147	autunno 2004	-3.39	0.00047
autunno 2002	-3.30	0.000192	autunno 2004	-3.32	0.00042
autunno-inverno 2002	-3.29	0.000161	ANNO 2005		
ANNO 2003					
inverno 2003	-3.25	0.000535	estate 2005	-3.41	0.00029
inverno 2003	-3.31	0.000333	estate 2005	-3.48	0.00030
primavera 2003	-3.44	0.000468	autunno 2005	-3.14	0.00085
estate 2003	-3.52	0.000201	autunno 2005	-3.31	0.00071
estate 2003	-3.64	0.000224	autunno 2005	-3.47	0.00052
autunno 2003	-3.49	0.000274	inverno 2006	-3.54	0.00023
autunno 2003	-3.58	0.000248			
autunno 2003	-3.39	0.000328			

In Tabella 3.3 sono rappresentati i valori dei parametri di interpolazione ottenuti dall'analisi dei dati sperimentali di tutte le fasi di recessione della falda che sono state prese in esame. Per ogni interpolazione si è posta attenzione anche alla stagione di appartenenza dei dati sperimentali per evidenziare un eventuale legame con il fattore climatico.

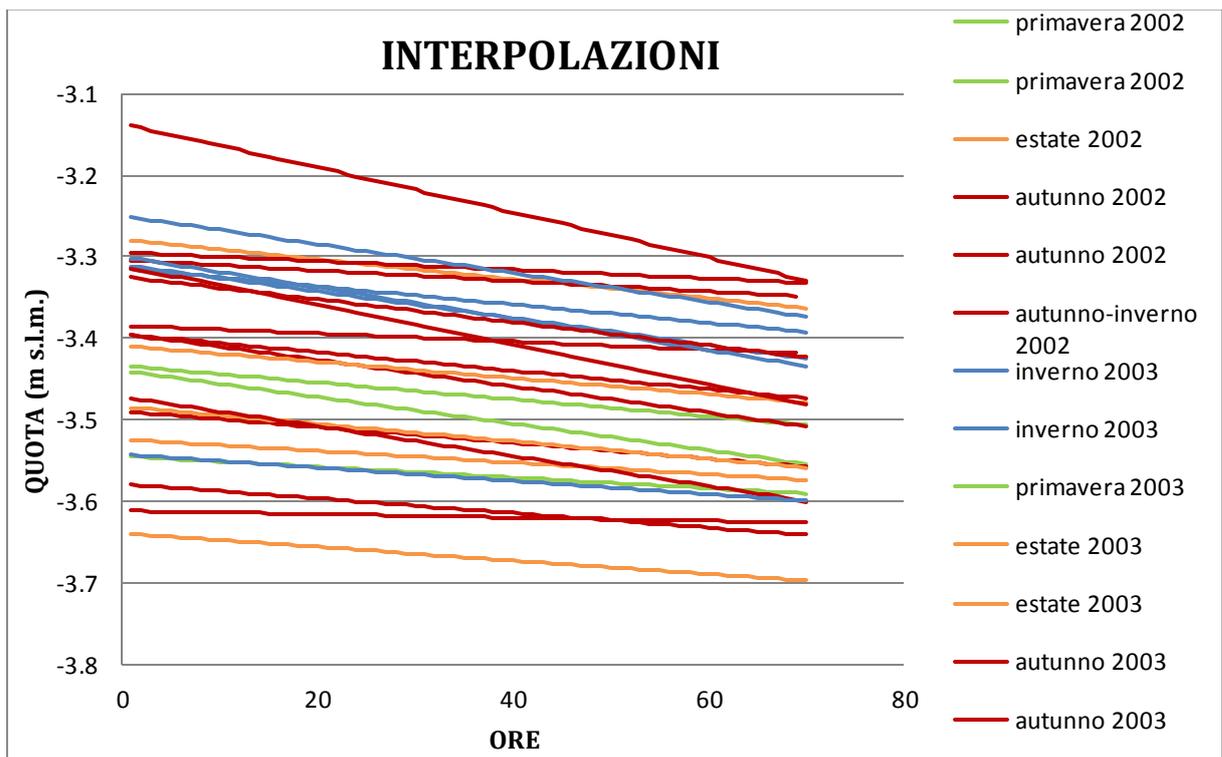


Figura 3.18: rappresentazione di tutte le interpolazioni eseguite

Si sono poi plottate tutte le interpolazioni eseguite nel grafico in Figura 3.18 e si può notare che non c'è una marcata relazione tra le curve appartenenti alla stessa stagione.

Si può ricavare da tutti i valori ottenuti, e anche dall'osservazione del grafico, quale sia l'intervallo cui appartengono i valori del parametro a , che escludendo qualche caso estremo risulta svilupparsi tra -3,25 e -3,65. Successivamente osservando i valori del parametro b , esponente della funzione interpolatrice, essendo questi dell'ordine di 10^{-3} determinano un valore dell'esponentiale molto vicino all'unità. Essendo quindi l'esponentiale così vicino ad 1, la funzione esponenziale interpolatrice tende ad assumere l'aspetto di una retta e il parametro b risulta essere il fattore di influenza della pendenza di quest'ultima. Come anticipato tuttavia gli

effetti di b sono poco evidenti pur appartenendo, coerentemente con i risultati ottenuti, ad un range di valori abbastanza ampio, tale $0,0002 \div 0,0007$.

In conclusione con l'uso del metodo dei minimi quadrati si è ricavati una relazione esponenziale rappresentante il secondo tratto della fase di recessione della falda del Campo 1 a seguito di un evento atmosferico piovoso, nella quale si è ricercato il legame tra l'altezza di falda e il tempo. Di questa funzione esponenziale se ne sono valutati i parametri a e b e i loro range di appartenenza.

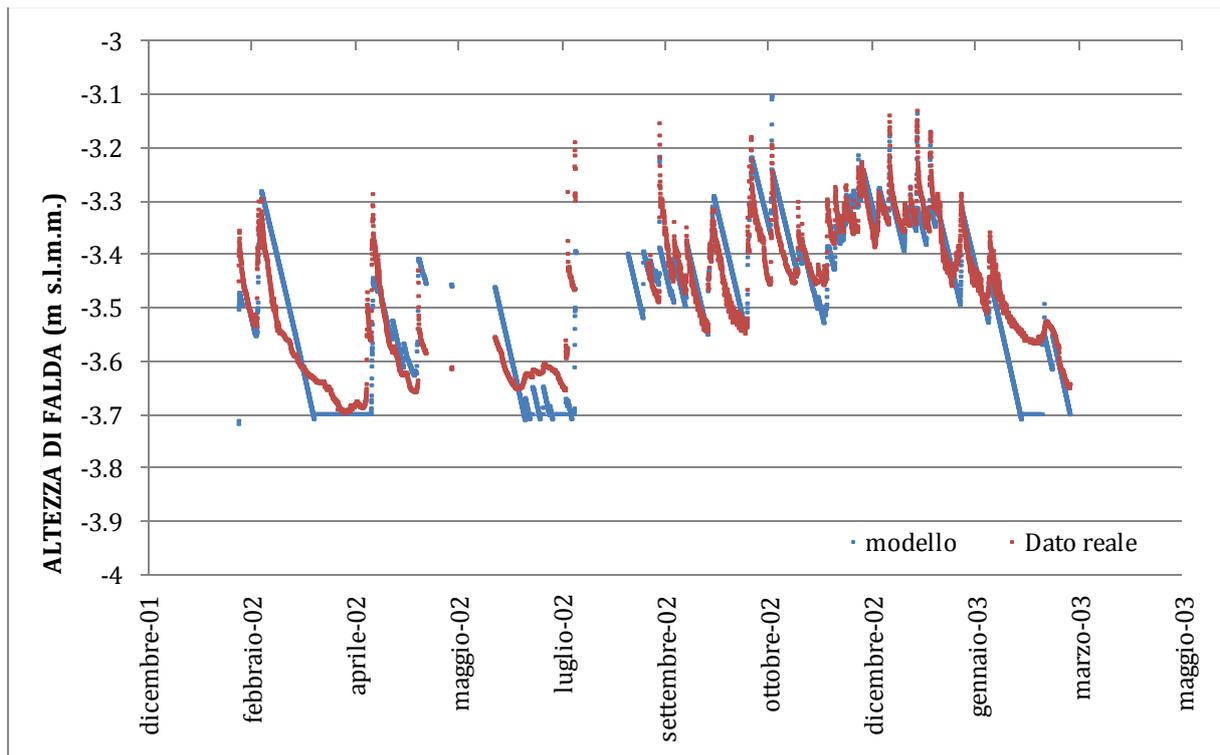


Figura 3.19: rappresentazione dei dati reali di altezza di falda e dei dati modellati

Nel Figura 3.19 **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** sono rappresentati i dati modellati con le espressioni studiate precedentemente posti a confronto con i dati reali altezza di falda.

I valori dei parametri utilizzati per il modello sono:

$$\begin{cases} a = -3,30 \\ b = 0,0002 \\ \alpha_{inv-aut} = 11 \\ \alpha_{prim-est} = 6 \end{cases}$$

Si nota che il modello approssima discretamente il dato reale di altezza di falda soprattutto nei mesi tra fine anno 2002 e l'inizio del 2003.

Per controllare l'accuratezza delle stime ottenibili con il modello realizzato si riporta in un grafico l'altezza di falda modellata in funzione dell'altezza misurata (Figura

3.20). La nuvola di punti si distribuisce, in maniera accettabile, intorno all'asse bisettrice del quadrante del, segnalando un buon accordo tra modello e osservazioni.

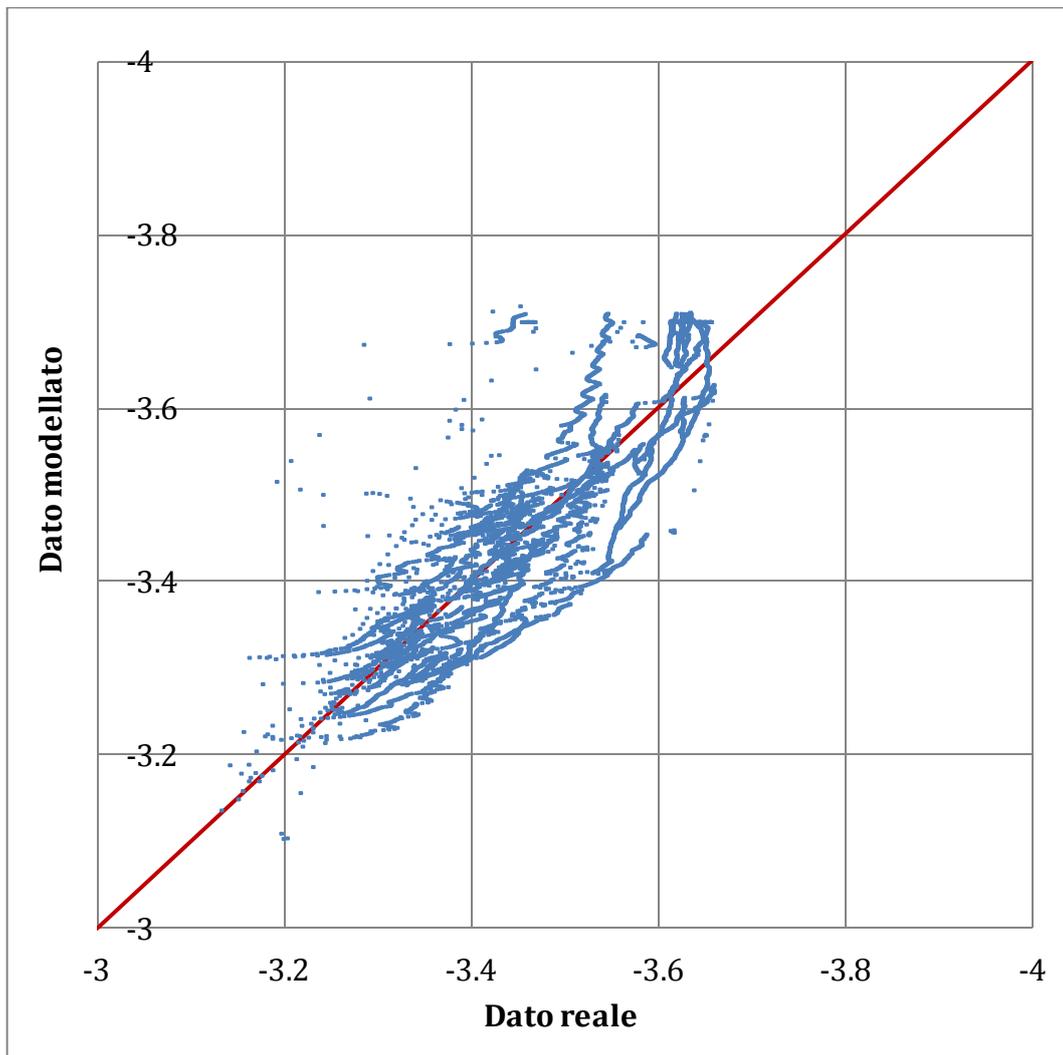


Figura 3.20: Confronto tra valori modellati e dati osservati

3.6 Tempi di corrivazione

Importante è anche la valutazione dei tempo di corrivazione del bacino.

Il tempo di corrivazione è legato strettamente ai deflussi che si sviluppano nel terreno a seguito di un evento piovoso. Si hanno due deflussi, uno superficiale ed uno profondo. Il primo, che si sviluppa sulla superficie del suolo, è caratterizzato da un moto turbolento legato al coefficiente di scabrezza espresso dalle classiche relazioni di Gauckler-Strickler o Manning. Il secondo deflusso, quello profondo, è rappresentato dalla relazione di Darcy per il moto nei mezzi porosi, che si presenta nella forma:

$$\vec{q} = -k\nabla h$$

Dove:

- h rappresenta la cadente piezometrica della forma: $h = \frac{p}{\gamma} + z$
- k è il coefficiente di scabrezza del materiale in cui defluisce il fluido.

Ad influenzare il tempo di corrivazione è proprio il coefficiente di scabrezza che caratterizza la relazione di Darcy, e il valore che esso assume nei differenti terreni.

Si analizzano quindi distribuzioni di dati di livello della falda in fase di recessione in diversi siti del bacino Zennare. Le zone che si considerano sono: Campo 1, Guzzo, Baretta e Gallimberty. Il sito di Campo 1 e di Guzzo si collocano nella parte meridionale del bacino il cui suolo è caratterizzato totalmente da torba, essi giacciono rispettivamente a -3,335 m s.m.m. e -1,726 m s.m.m. , Gallimberty invece si situa nella parte nord orientale a -1,83 m s.m.m. con un suolo torbo-limoso, infine Baretta è l'unico sito che occupa un terreno totalmente sabbioso e giace al di sopra del medio mare, +0,136 m s.m.m.. Ciò che ci si attende è un tempo di corrivazione di Baretta nettamente minore di quello degli altri siti proprio a causa delle caratteristiche del suolo, inoltre anche per quanto concerne Gallimberty si immagina un tempo minore di Guzzo e Campo 1 essendoci la presenza di limo oltre che di materiale organico.

Nello scegliere gli eventi si deve porre attenzione che in essi la fase di recessione dopo la precipitazione sia completa e che il livello della falda si sia stabilizzato per evitare di compiere errori di sottostima del tempo di corrivazione. Inoltre gli eventi

che vengono scelti per l'analisi non devono presentare durante la fase di recessione effetti di disturbo dovuti a successive precipitazioni.

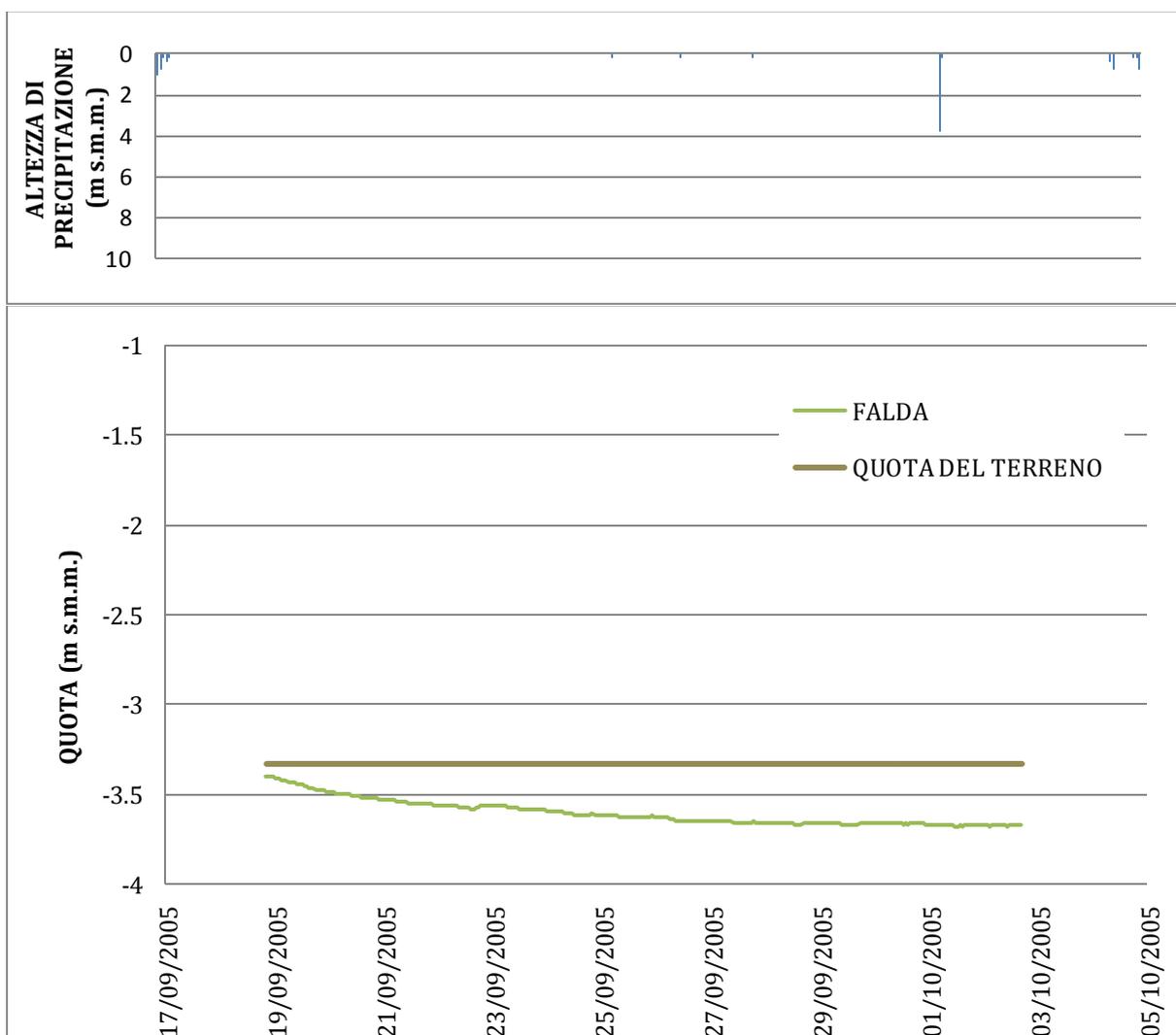


Figura 3.21: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Campo 1

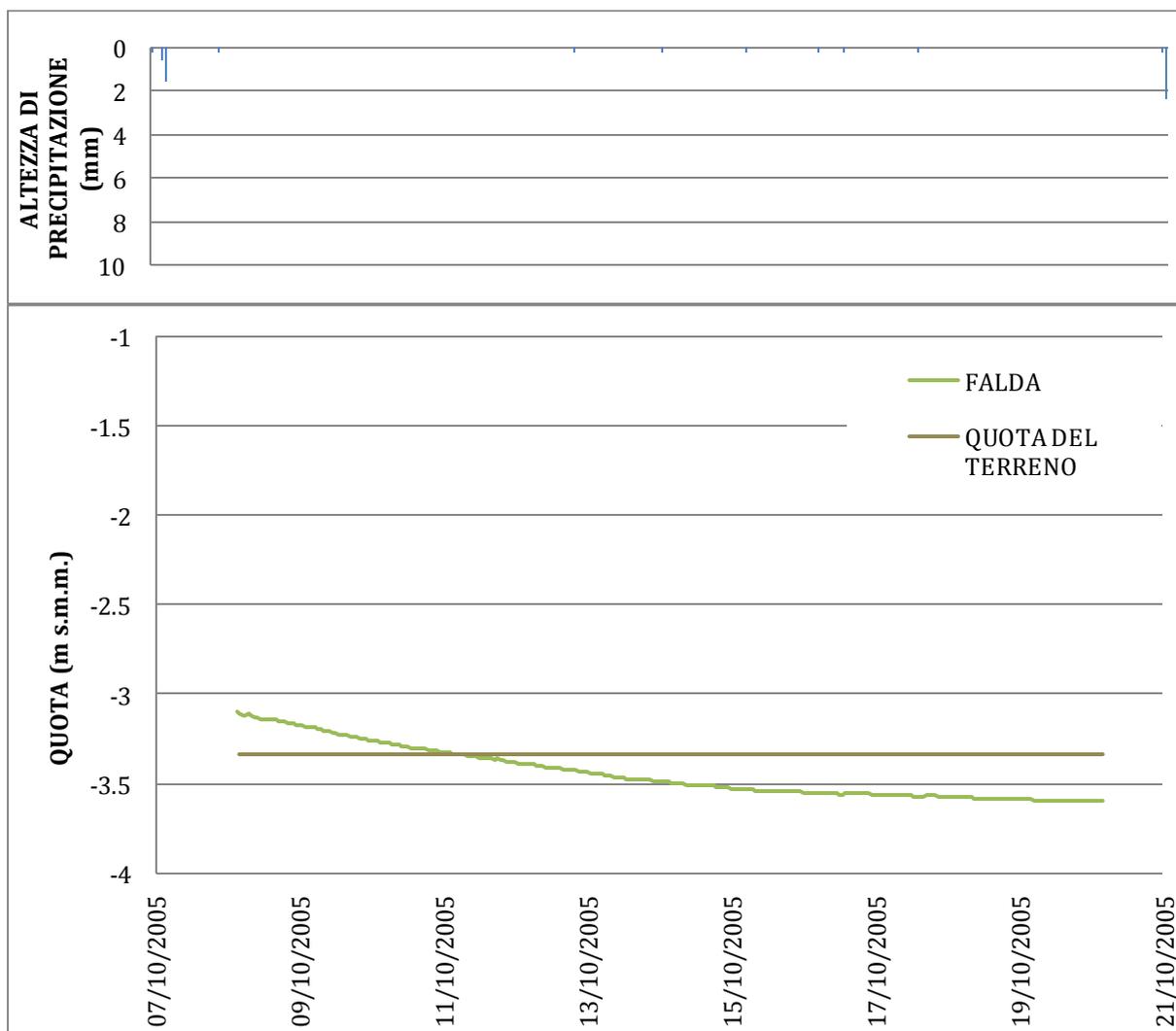


Figura 3.22: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Campo 1

Si analizzano in primo luogo i dati del Campo 1 relativi ad alcuni eventi di precipitazione. Dal grafico in Figura 3.21 e in Figura 3.22 si ricava semplicemente il tempo di corrivazione per il Campo 1 che si stima essere circa pari a 14-15 giorni.

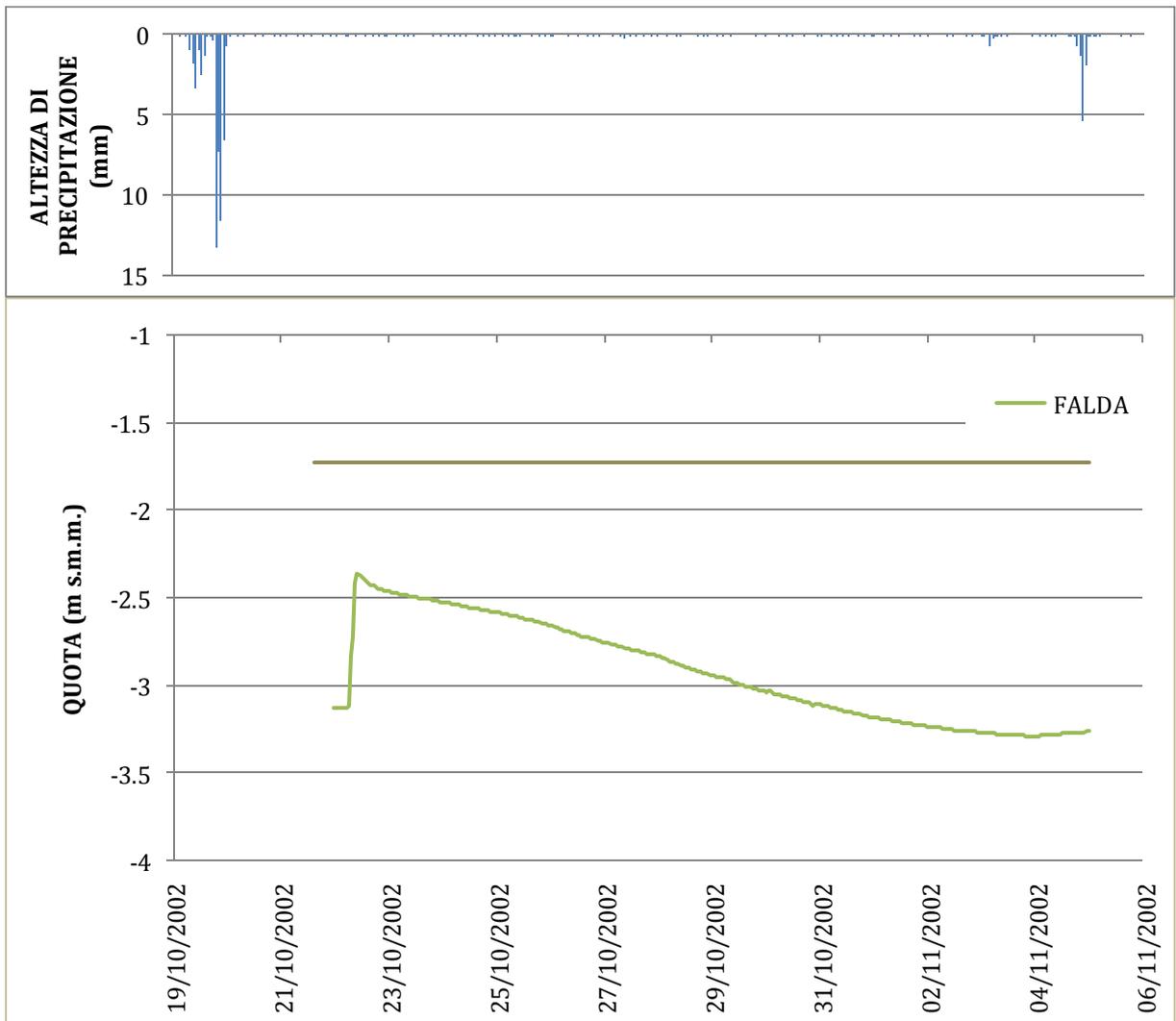


Figura 3.23: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Guzzo

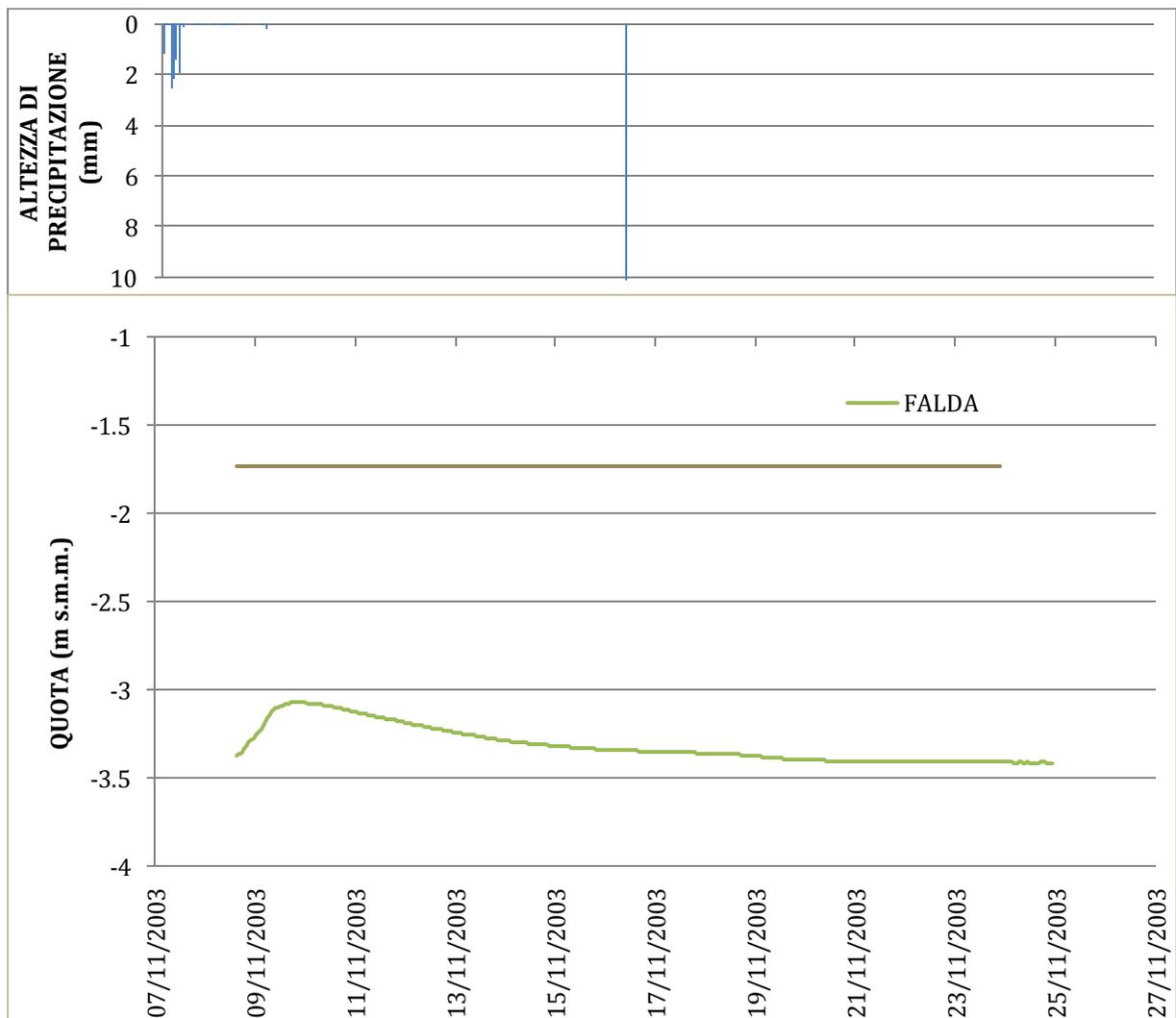


Figura 3.24: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Guzzo

Si esaminano successivamente i dati del sito di Guzzo. I grafici in Figura 3.23 e Figura 3.24 mostrano due eventi selezionati per la stima del tempo di corrivazione. Dall'analisi dei dati si ottiene anche per Guzzo un tempo di corrivazione pari a 14-15 giorni come raggiunto per il Campo 1.

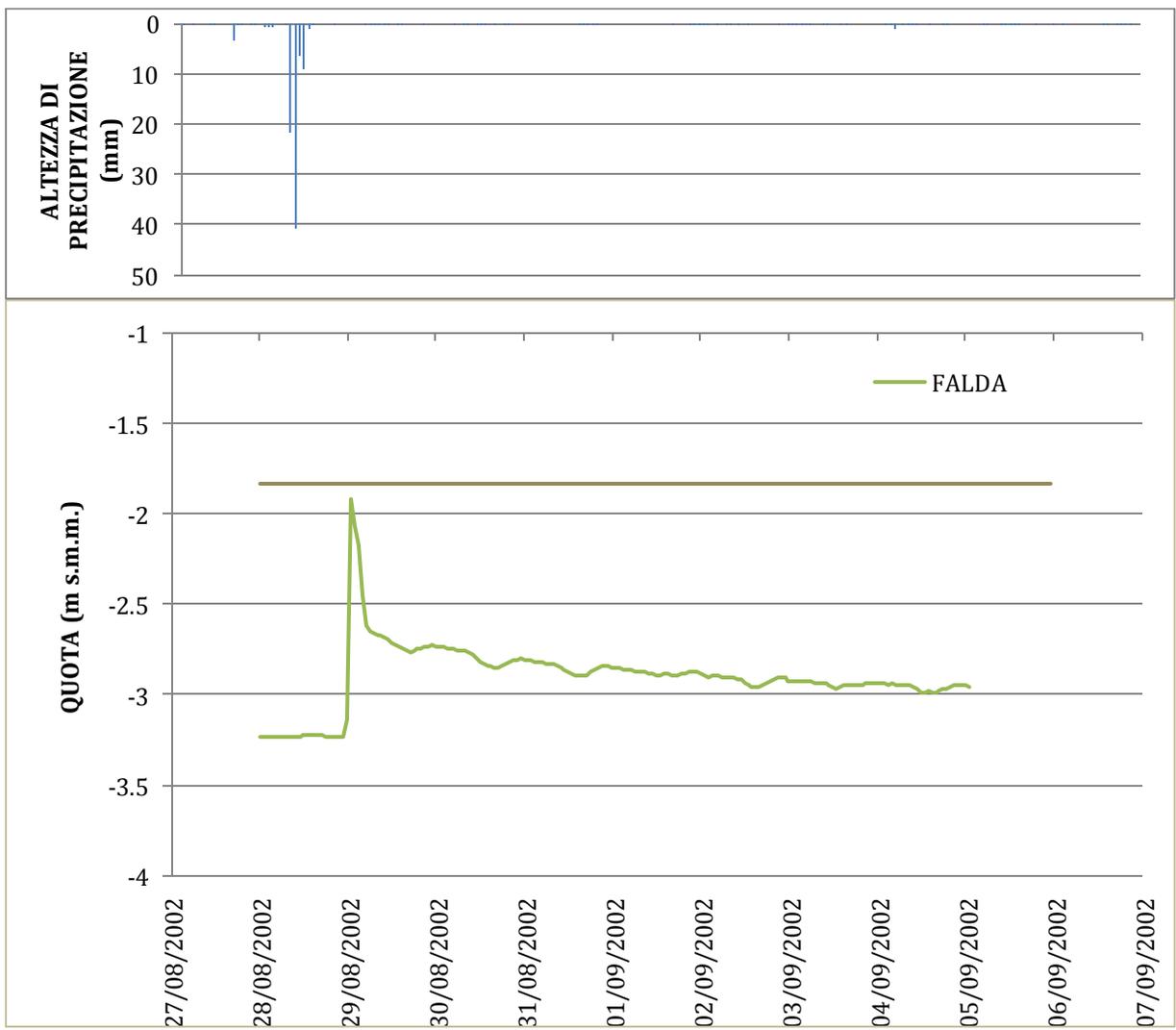


Figura 3.25: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Gallimberti

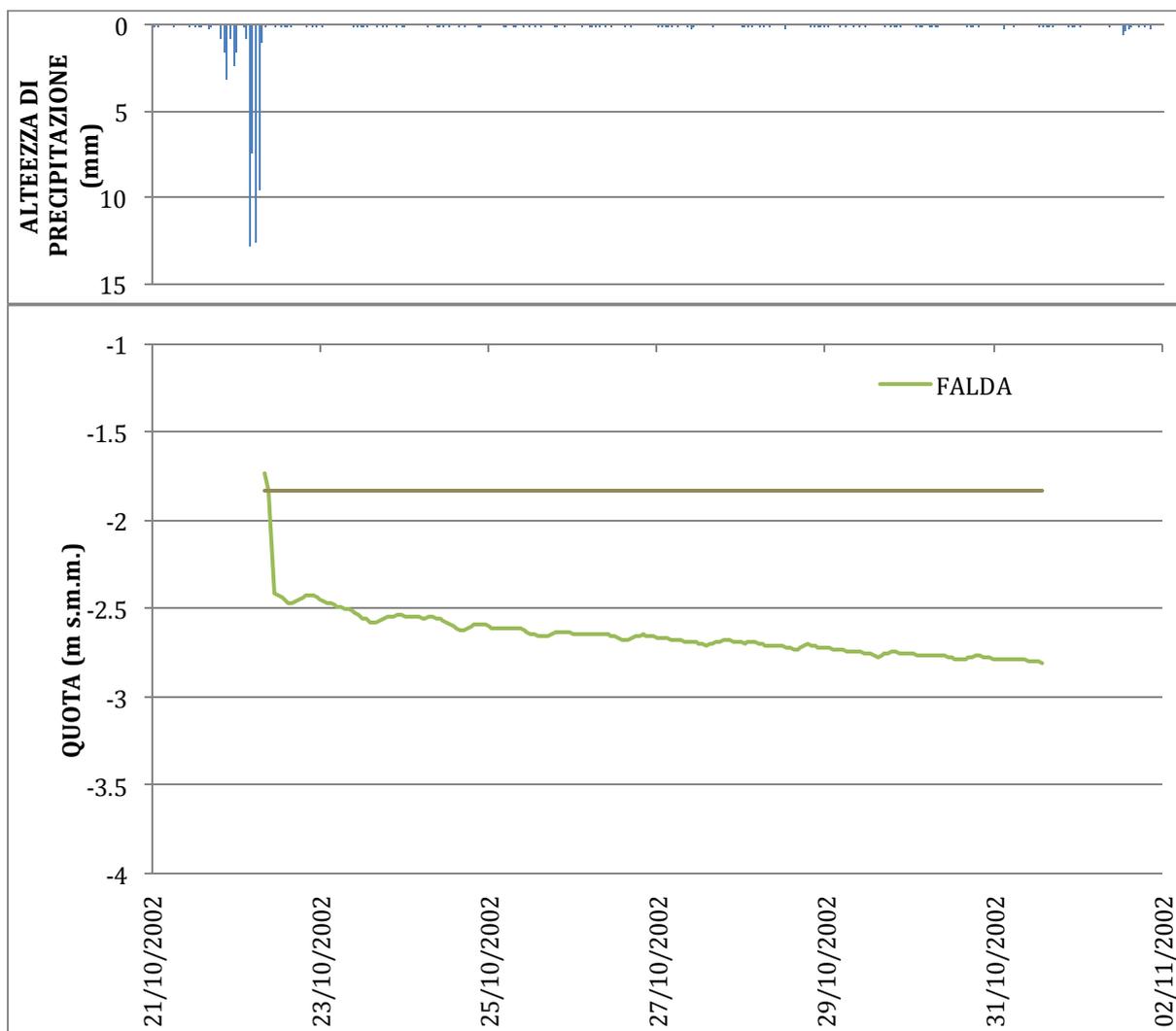


Figura 3.26: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Gallimberti

Si prosegue poi con lo studio del sito di Gallimberti e nelle Figura 3.25 e Figura 3.26 sono rappresentati due fasi di recessione di eventi piovosi. Dall'analisi dei dati si ricava un tempo di corrivazione per il sito torbo-limoso pari a 8-9 giorni. Il risultato ottenuto è giustificato se si pensa al tipo di suolo in esame e lo si confronta con quello totalmente torboso da cui si erano ottenuti 14-15 giorni di tempo di corrivazione.

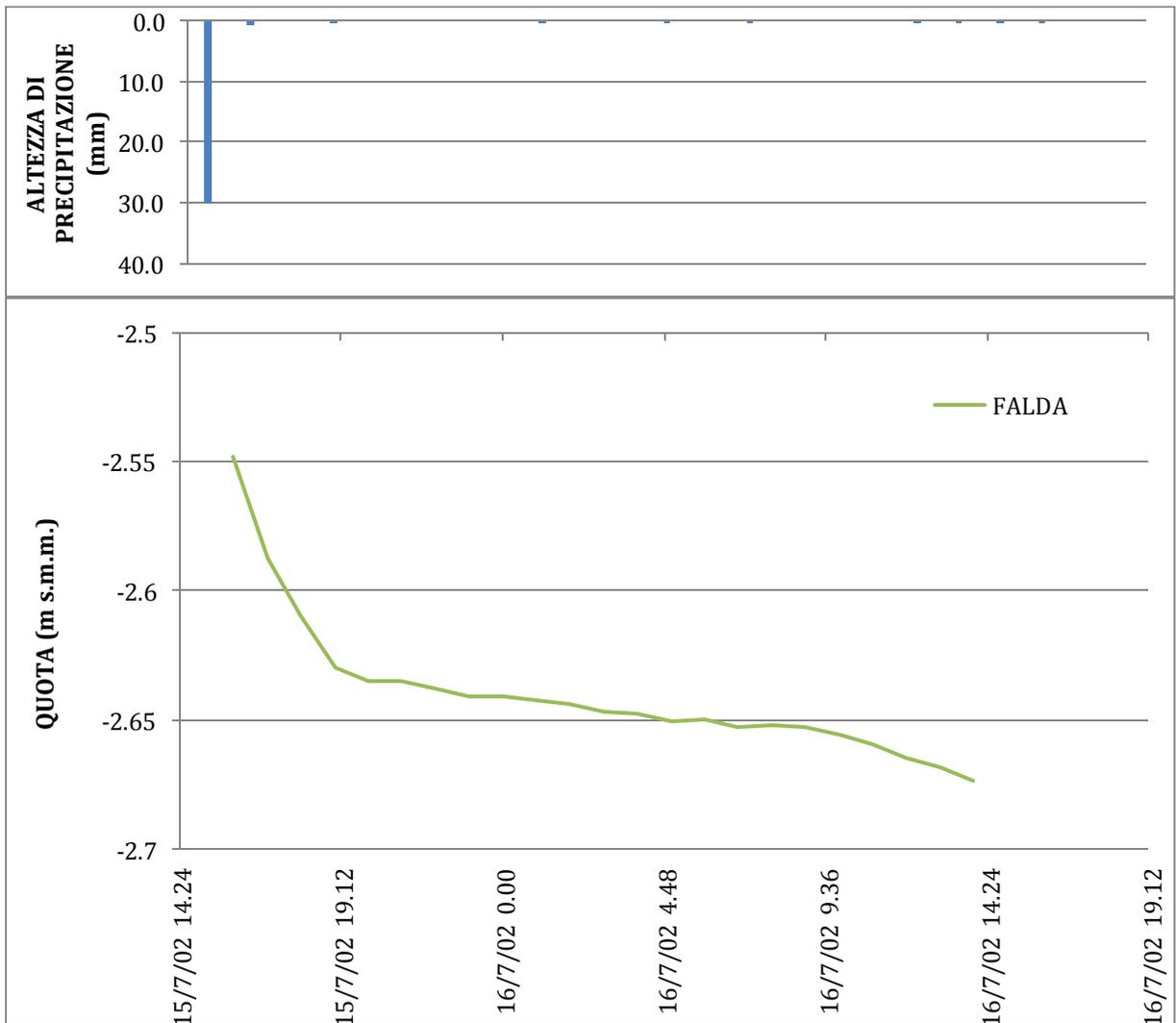


Figura 3.27: fase di recessione per la stima del tempo di corrivazione nel sito di Baretta

Infine si studia il sito di Baretta dalla cui analisi si evince che a seguito di un evento piovoso la recessione della falda è molto veloce e possiede un tempo di corrivazione dell'ordine delle ore. Dal grafico in Figura 3.27 si può infatti notare che i tempi con cui la falda si ristabilizza sono circa pari a 5-6 ore.

Tabella 3.4: tempi di corrivazione dei differenti siti

<u>Sito</u>	<u>Tempo di corrivazione</u>
Baretta	5-6 ore
Gallimberti	8-9 giorni
Guzzo	14-15 giorni
Campo1	14-15 giorni

I tempi di corrivazione delle diverse zone in cui è stato suddiviso il bacino sono rappresentati in Tabella 3.4.

4. Calcolo della subsidenza e dei flussi di CO₂

4.1 Modello di calcolo di Stephens et al. (1984)

Dopo aver eseguito uno studio idrologico delle dinamiche del livello di falda all'interno del bacino Zennare, si prosegue ora con il calcolo della subsidenza e dei flussi di CO₂ che sono associati a tali dinamiche.

La relazione di Stephens et al. (1984) lega gli abbassamenti della superficie del suolo alle variazioni dell'altezza di falda e della temperatura del suolo. Il modello si basa sulla legge di Arrhenius, che afferma che il tasso di reazione chimica è legata in modo lineare con il reciproco della temperatura assoluta. Stephens et al. (1984) formulano così la seguente relazione:

$$s(T, h) = (a + bh) \cdot e^{k(T-T_0)}$$

Dove:

- s : rappresenta il tasso di subsidenza
- T : rappresenta la temperatura espressa in °C
- h : rappresenta l'altezza di falda
- $a = -0,15 \text{ mm/a}$ } sono entrambi parametri di calibrazione
- $b = 0,006 \text{ a}^{-1}$ }
- $k = 0,06931$ ed è una costante di misura della reazione
- $T_0 = 5^\circ\text{C}$ è il valore limite di temperatura del suolo al di sopra del quale la reazione biochimica è attiva

Il modello prodotto da Stephens et al. (1984) si basa su due importanti considerazioni. La prima che concerne la dipendenza del fenomeno di bio-ossidazione dalla disponibilità di ossigeno nel suolo e dalla sua temperatura; la seconda che vede solo due costanti di calibrazione del modello, ottenute grazie all'abbondante disponibilità di dati idrologici del sito, che si rivelano un'efficace strategia per valutare i futuri valori di subsidenza (Zanello et al, 2011).

Il modello è calibrato assumendo k e T_0 calcolati per le torbe di palude e considerando costante l'ammontare del contenuto organico. La prima assunzione su k e T_0 è giustificata dal fatto che sia le torbe di palude che le torbe di Zennare hanno origine

dalla decomposizione della *Phragmites australis*. La seconda ipotesi sulla stabilità del contenuto organico invece è la conseguenza delle pratiche agricole del bacino e può essere confermata conducendo un semplice bilancio di massa annuale che considera lo strato di torba totale suddiviso in due sottostrati. Lo strato superiore possiede uno spessore di 0,4 m ed è caratterizzato da un contenuto organico del 50% della massa totale e un contenuto di carbonio pari al 25%, mentre lo strato più profondo, dello spessore di 0,6 m, possiede un contenuto organico più elevato pari al 75% della massa totale e un contenuto di carbonio pari al 50%. L'aratura annuale, che avviene solitamente ogni primavera, porta in superficie ogni anno dallo strato inferiore una quantità di torba meno decomposta rispetto a quella superficiale che va ad incrementare la quota parte di carbonio emesso durante l'anno. Per questo motivo si può concludere che il contenuto organico in termini di CO₂ emesso dal terreno nell'atmosfera sia annualmente bilanciato da un incremento di materiale organico non mineralizzato portato in superficie dall'aratura, dunque è per questo motivo che il contenuto organico nel calcolo delle costanti k e T_0 può essere considerato sempre costante (Zanello et al, 2011).

Segue che quanto detto in relazione all'affioramento di torba non decomposta tramite l'aratura è valido solo finché non si raggiunga lo strato sottostante di argilla. Tramite queste affermazioni i parametri a e b sono stati calibrati in modo da fittare al meglio la subsidenza irreversibile a partire da Febbraio 2002.

Invece di considerare una media del valore annuale di subsidenza si è preferito calibrare il modello su scala di tempo oraria.

Si è inoltre imposto che tutti i valori di subsidenza calcolati su scala oraria siano valori non negativi per garantire il significato fisico dell'equazione e che in presenza di temperatura inferiore ai 5°C si abbia una subsidenza nulla (Zanello et al, 2011).

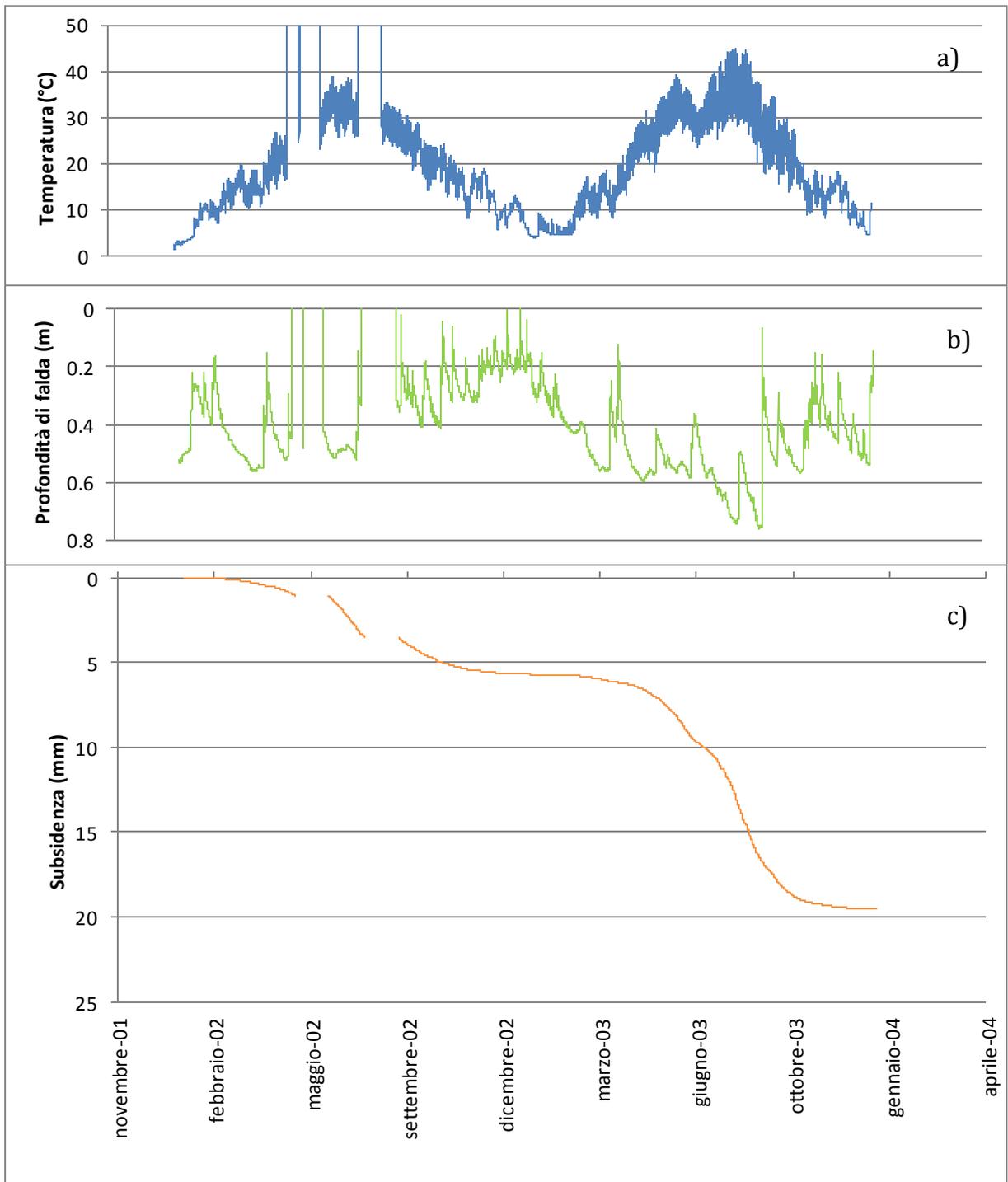


Figura 4.1: a) andamento della temperatura mediato tra 5 e 20 cm di profondità; b) andamento della profondità di falda; c) andamento della subsidenza ottenuta con il modello di Stephen set al (1984)

Nel Figura 4.1 a), b) e c) sono rappresentati, rispettivamente, l'andamento della temperatura media calcolata con i valori a profondità 5 cm e 20 cm utilizzata per il calcolo della subsidenza nel grafico c), l'andamento della profondità di falda e infine la

subsidenza calcolata tramite il modello di Stephens et al (1984). Si nota dai grafici l'evidente dipendenza dalla temperatura del suolo e dalla profondità di falda. Si osserva che, all'aumentare della temperatura e al diminuire della profondità di falda si ottengono gli abbassamenti massimi.

Si opera ora il calcolo della subsidenza tramite la formula di Stephens et al (1984) inserendo come dati input di falda i dati modellati con le relazioni ricavate nel capitolo precedente.

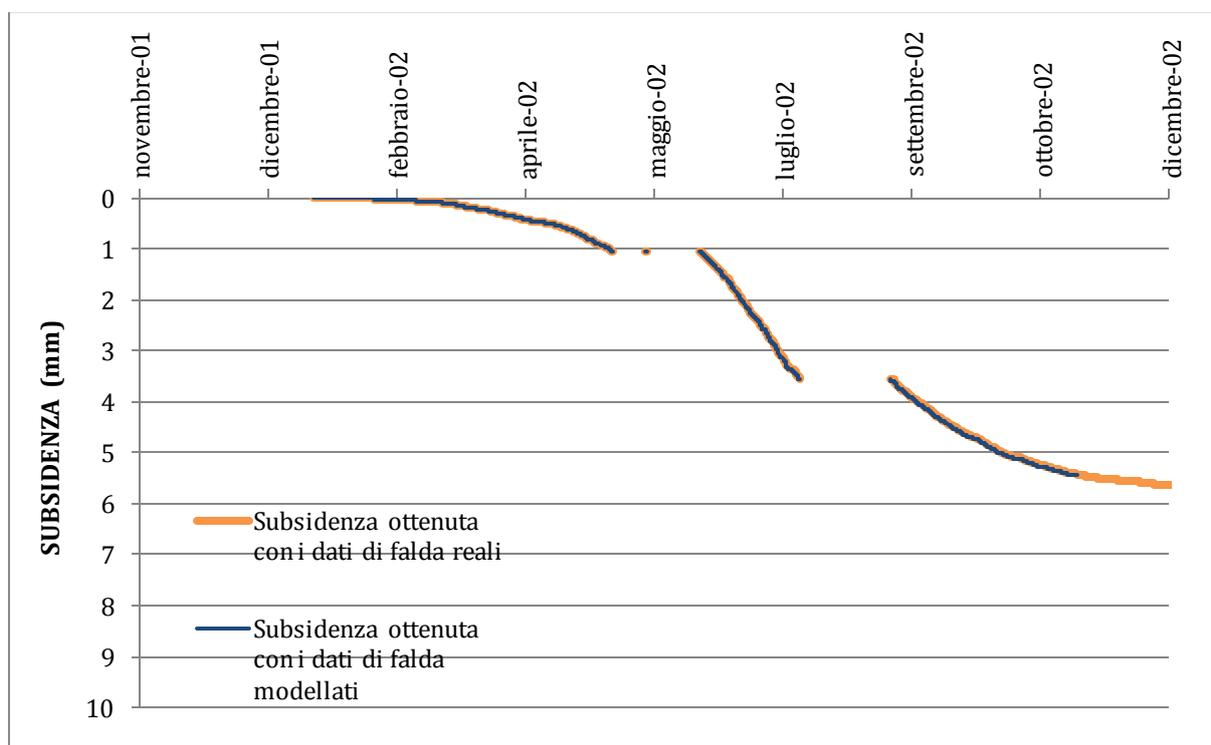


Figura 4.2: confronto della subsidenza calcolata con i dati di falda reali e quelli modellati

Si osserva dal Figura 4.2 che i dati di falda forniti dal modello forniscono dei valori di subsidenza quasi coincidenti con quelli ottenuti inserendo i valori reali di altezza di falda. Si desume quindi che la subsidenza non è molto sensibile ad errori modesti nella specificazione della profondità di falda.

Tenendo presente tutte le considerazioni precedentemente fatte, la subsidenza proseguirà finché lo strato di terreno torboso non sarà terminato. Dunque per poter condurre qualche analisi sulla subsidenza futura si dovranno considerare le pratiche agricole adottate nell'area e il fenomeno di cambiamento della percentuale di

carbonio presente nello strato sottoposto all'ossidazione durante l'aratura (Zanello et al 2011).

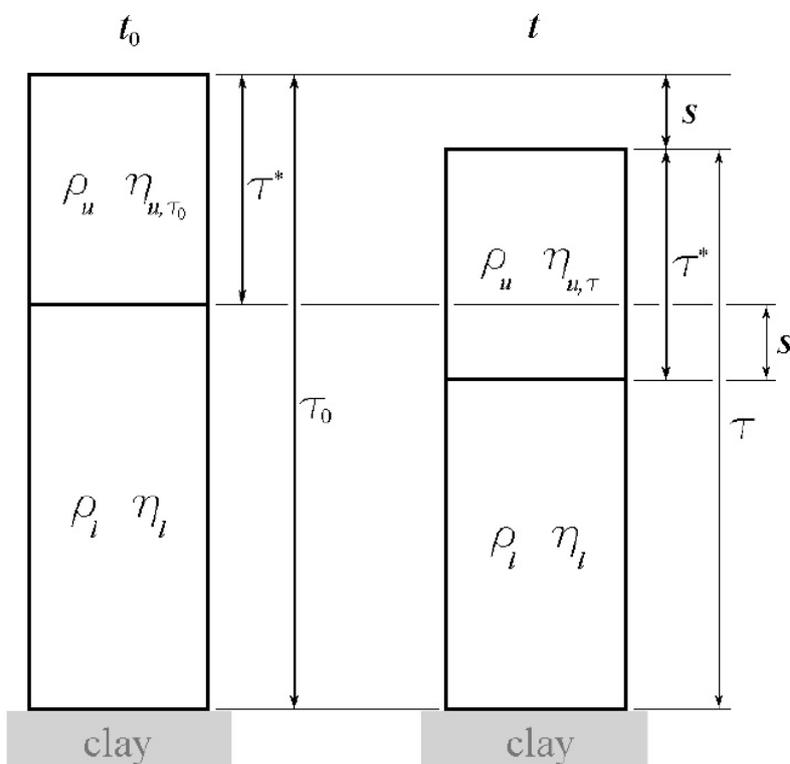


Figura 4.3: rappresentazione schematica della frazione di torba sottoposta al processo di subsidenza a causa dell'aratura (Zanello et al 2011)

Come mostra la Figura 4.3 la frazione di torba coinvolta nel processo di subsidenza è determinata dalla profondità di aratura che può essere assunta pari a circa 40 cm. Il meccanismo di aratura annualmente va a intaccare la torba più profonda, con contenuto organico maggiore e perciò annualmente il contenuto di carbonio cambia e di conseguenza cambia anche il tasso di subsidenza che dipende da quest'ultimo. Nella Figura 4.3 sono rappresentati due schemi relativi a due anni consecutivi t_0 e t , nei quali vengono evidenziati gli strati di torba, quella coinvolta nell'ossidazione e quella più profonda indisturbata, il tasso di subsidenza e le percentuali di carbonio ε_{u, τ_0} e $\varepsilon_{u, \tau}$ ai tempi t_0 e t . Rispetto alle ipotesi poste precedentemente nel calcolo della subsidenza, nel quale si era posto che la percentuale di carbonio si manteneva costante nel tempo, ora si corregge il calcolo valutando il cambiamento di contenuto di carbonio nella frazione coinvolta nel processo di subsidenza.

Per calcolare il fattore correttivo relativo al tasso annua di subsidenza si definiscono prima le grandezze coinvolte, quali:

$$m_{u,\tau_0} = \rho_u \cdot \tau^* \cdot \varepsilon_{u,\tau_0}$$

che rappresenta la massa di carbonio presente nello strato iniziale sottoposto ad aratura al tempo t_0 e quindi successivamente protagonista del fenomeno di subsidenza,

$$m_{u,\tau} = m_{u,\tau_0} - m_s + m_p$$

è la massa di carbonio presente nello strato a tempo t dove:

$$m_s = \rho_u \cdot (\tau_0 - \tau)$$

$$m_p = \rho_l \cdot (\tau_0 - \tau) \cdot \varepsilon_l$$

descrivono rispettivamente la massa di carbonio persa attraverso il processo di subsidenza e la massa di carbonio sollevata dallo strato sottostante tramite l'aratura (Zanello et al, 2011).

Si può dunque calcolare il contenuto di carbonio presente a tempo t nella frazione di torba sottoposta a subsidenza:

$$\varepsilon_{u,t} = \frac{m_{u,\tau}}{\rho_u \cdot \tau^*}$$

Note infine entrambe le percentuali di carbonio presenti a tempo t_0 e t si può calcolare il coefficiente correttivo per il tasso di subsidenza e ottenere (Zanello et al, 2011):

$$s^*(T, h) = s(T, h) \frac{\varepsilon_{u,\tau}}{\varepsilon_{u,\tau_0}}$$

Grazie al coefficiente correttivo che valuta la variazione di contenuto di carbonio si conducono delle previsioni sulla subsidenza in funzione della profondità della falda e della temperatura. Dunque si ipotizzando 4 scenari differenti, descritti in Tabella 4.1, al variare della profondità di falda.

Tabella 4.1: rappresentazione dei valori di profondità di falda utilizzati per il calcolo della subsidenza futura degli scenari studiati

<u>Caso</u>	<u>Profondità di falda</u> h (m)
RY (caso di riferimento)	0,5
H1 (condizioni drenate)	0,6
H2 (condizioni umide)	0,4
H3 (condizioni molto umide)	0,2

I casi di studio che si analizzano presentano la profondità di falda in condizioni molto drenate con $h=0,6$ m, umide con $h=0,4$ m e molto umide e la falda molto alta con $h=0,2$ m.

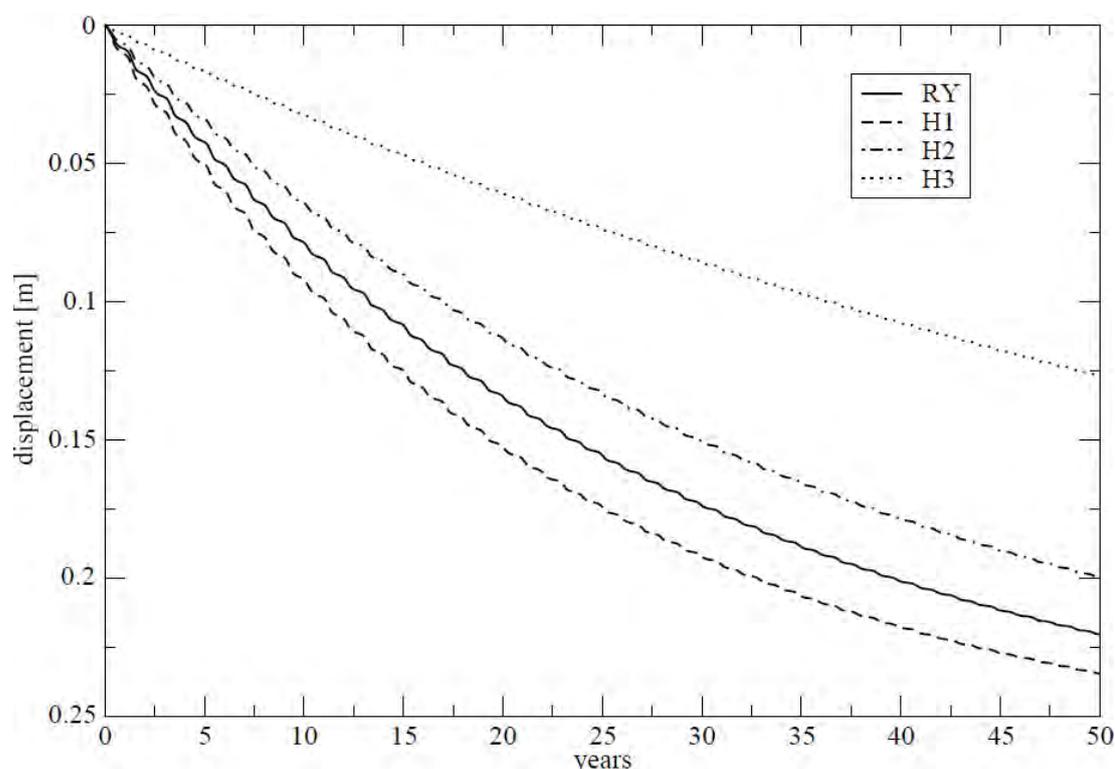


Figura 4.4: rappresentazione grafica dei quattro scenari di subsidenza futura (Zanello et al (2012))

Il Figura 4.4 mostra l'andamento nel tempo della subsidenza nei quattro casi esaminati. Si nota che tutte le curve mostrano una diminuzione nel tempo del tasso di subsidenza, il fenomeno è legato alla diminuzione del contenuto di carbonio nello

strato di torba soggetto a ossidazione e quindi a subsidenza. In particolare si nota che la subsidenza in condizioni drenate, H1, raggiunge livelli maggiori rispetto a quella relativa a condizioni di profondità di falda minori. Questo comportamento è del tutto coerente con quanto affermato nei capitoli precedenti sul legame di proporzionalità diretta esistente tra profondità di falda e subsidenza. Si osserva, invece, il caso di condizioni molto umide H3, con la falda molto alta, mostra una subsidenza nettamente minore.

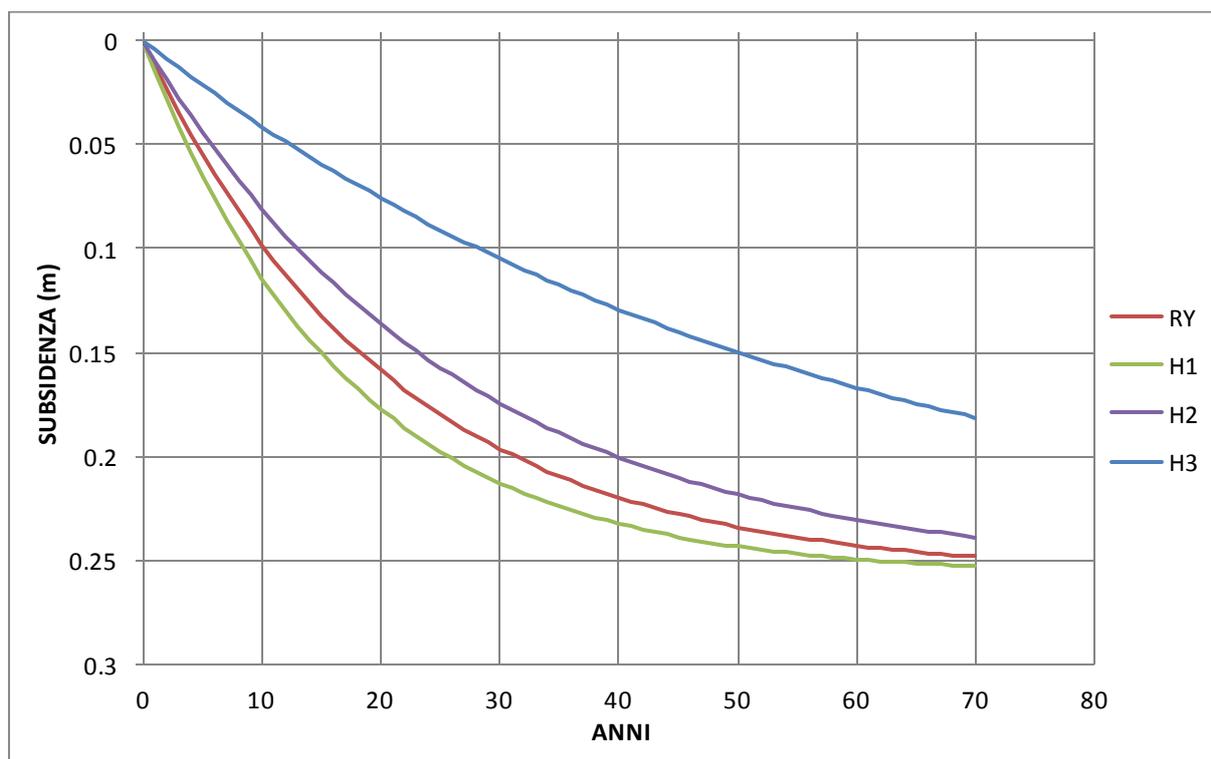


Figura 4.5: andamento nel tempo della subsidenza ottenuta inserendo i dati di falda ottenuti con il modello idrologico

Nella Figura 4.5 si è riprodotto l'andamento nel tempo della subsidenza per i quattro casi esaminati in precedenza inserendo nell'equazione di Stephens et al (1984) i dati di falda ottenuti con il modello idrologico sviluppato precedentemente. Si nota che i valori di subsidenza ottenuti sono simili ai precedenti forniti da Zanello et al (2011). Si conclude quindi che il modello idrologico sviluppato riproduce le stime precedenti in maniera accettabile.

4.2 Calcolo della subsidenza futura

Lo studio idrologico eseguito nel capitolo precedente ha portato ad ottenere una relazione che lega l'altezza di falda al tempo e all'altezza di pioggia. In questo modo inserendo nell'espressione di Stephens et al. (1984) tale altezza di falda in funzione delle due variabili tempo o pioggia, si lega l'idrologia del territorio al tasso di subsidenza.

4.2.1 Generazione delle precipitazioni: Modello stocastico di Bartlett-Lewis

Per calcolare la subsidenza che si prevede per i prossimi 50-70 anni bisognerebbe condurre delle previsioni sui dati di pioggia degli anni in esame. In letteratura esistono diversi modelli stocastici attraverso i quali è possibile descrivere le caratteristiche idrometeorologiche di una località. Tale processo di generazione di serie di precipitazione sintetiche, preservando i caratteri climatici osservati, avviene attraverso l'individuazione di variabili aleatorie rilevanti e l'assunzione di particolari forme per le loro distribuzioni di probabilità (Marani, 2004).

Nel caso di studio si utilizza il modello stocastico di Bartlett-Lewis. Il modello ha come obiettivo la schematizzazione delle perturbazioni attraverso un processo di arrivi di tipo Poissoniano con parametro λ . Segue che la probabilità P degli eventi è caratterizzata dalla seguente espressione:

$$P(s) = (\lambda\Delta t)^s \frac{e^{-\lambda\Delta t}}{s!}$$

Nella quale:

- s rappresenta il numero di perturbazioni
- Δt indica l'intervallo di tempo considerato

Il processo di arrivi di tipo Poissoniano implica che gli istanti di inizio delle perturbazioni, t_s , siano distribuiti in modo esponenziale. Inoltre, in corrispondenza ad ogni perturbazione si ha un processo di generazione di celle di precipitazione le quali a loro volta sono distribuite in maniera Poissoniana. Il modello prevede anche che il processo abbia un termine dopo un tempo che risulta anch'esso distribuito

esponenzialmente. Oltre a queste variabili anche la durata delle celle di precipitazione e l'intensità di quest'ultima sono distribuite in modo esponenziale (Marani, 2004).

Il modello di Bartlett-Lewis così formulato presenta però alcune limitazioni, una delle quali è la sovrastima sostanziale della probabilità dei periodi asciutti. Dunque allo scopo di migliorare la riproduzione della probabilità della pioggia è stato introdotto da Rodriguez-Iturbe et al (1988) un ulteriore grado di libertà, che permette la variabilità della distribuzione della durata delle celle tra una cella e l'altra.

Il parametro, η , che caratterizza la durata delle celle è supposto avere una distribuzione Gamma la cui densità di probabilità è definita da:

$$f(\eta) = \frac{\nu^\alpha}{\Gamma(\alpha)} e^{-\nu\eta} \eta^{\alpha-1}$$

E per comodità di calcolo si pone:

$$k = \beta / \eta$$
$$\phi = \gamma / \eta$$

Tutti i parametri in gioco nel modello, cioè λ , k , ϕ , ν , α , μ_i devono essere specificati per avere un risultato dal modello. Questi parametri vengono determinati facendo uso dei dati storici a disposizione (Marani, 2004).

Nel caso di studio si è scelto di adottare i dati di pioggia giornaliera, degli ultimi dieci anni, rilevati alla stazione Arpav di Sant'Anna di Chioggia (situata a 7 chilometri dall'idrovora Zennare).

4.2.2 Calcolo del tasso di subsidenza

Si è quindi proceduto a calcolare la subsidenza nel bacino Zennare utilizzando il modello di Stephens et al (1984), inserendovi la relazione sull'altezza di falda ottenuta dallo studio idrologico e i dati di pioggia generati dal modello di Bartlett-Lewis.

Dopo aver calcolato l'andamento della falda tramite il modello idrologico trattato nel capitolo 2 si calcola la subsidenza che si prevede per i prossimi decenni.

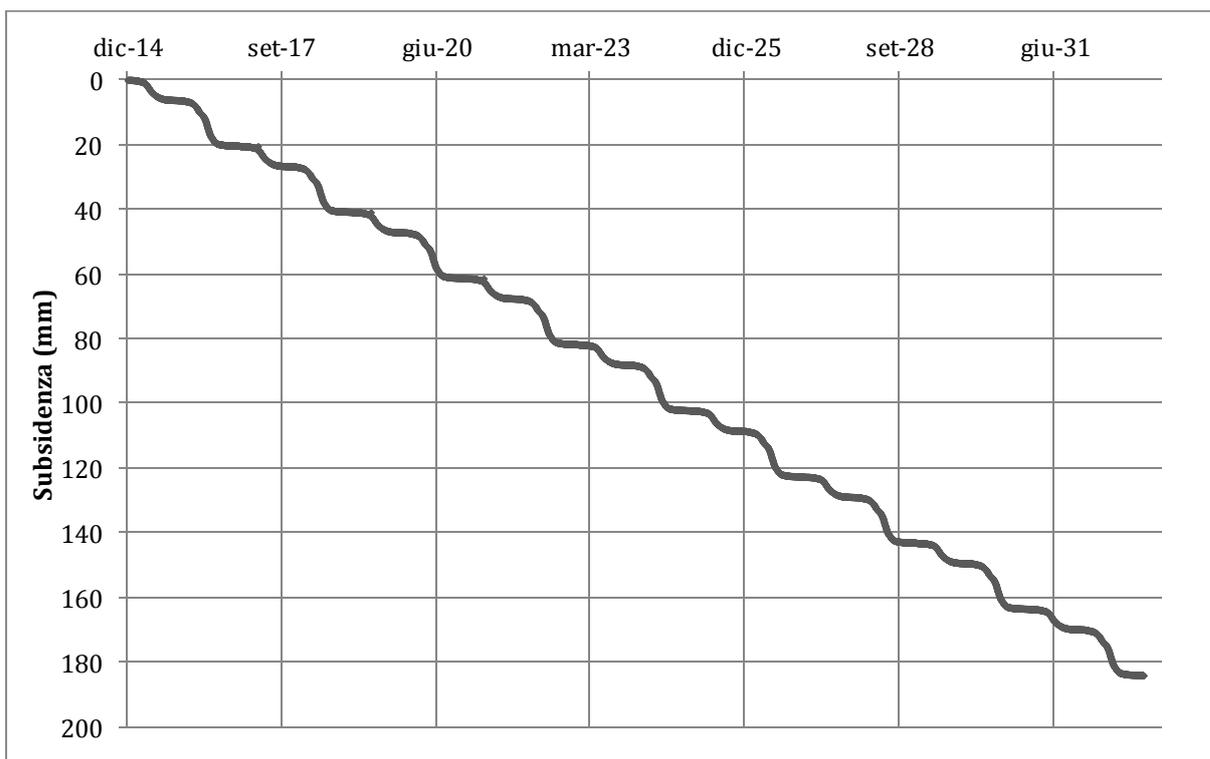


Figura 4.6 : rappresentazione della subsidenza calcolata con il modello di Stephens et al (1984)

Il calcolo per la stima della subsidenza fornisce valori giornalieri poiché si hanno a disposizione stime giornaliere per la pioggia futura. Si ottiene così una subsidenza media cumulata di circa 1,2 cm l'anno come si può evincere anche dal grafico in Figura 4.6.

Con i valori ottenuti dalla previsione si calcola che lo spessore di torba disponibile nel bacino Zennare si esaurirà in poche decine di anni. Si conta che nel 2070-80 nelle zone meridionali del bacino, dove attualmente si misura lo spessore più ingente di torba, cioè pari 70-80 cm, affiorerà lo strato di argilla sottostante che risulta incoltivabile; mentre già nel 2050-60 per gran parte dell'estensione del territorio di Zennare lo strato di torba sarà esaurito.

4.3 Calcolo dei flussi di anidride carbonica

A partire dalla stima della subsidenza si ha la possibilità di stimare i flussi di anidride carbonica uscenti dal suolo torboso.

A tale scopo si suppone che la massa di torba perso annualmente corrisponda per intero ad una perdita di carbonio. Per il calcolo delle quantità di carbonio perso a partire da un valore di subsidenza si opera l'integrale nel tempo della subsidenza stessa nel periodo desiderato:

$$\int_{t_0}^{t_1} s(T, h) dt \cdot \rho_{torba} = \frac{m_{carbonio}}{Area_{bacino}}$$

In questo modo si può calcolare la massa cumulata di carbonio perso a causa della subsidenza in un intervallo di tempo definito.

Essendo noto il tasso di carbonio perso giornalmente si ricava facilmente la quantità di anidride carbonica emessa, moltiplicando per un coefficiente di trasformazione basato sui pesi molecolari. Si considera, pertanto, il peso molecolare dell'ossigeno e del carbonio che risultano essere rispettivamente pari a 15,9994 e 12,011. Si calcola di conseguenza che ad una tonnellata di carbonio corrispondono 3,667 tonnellate di anidride carbonica.

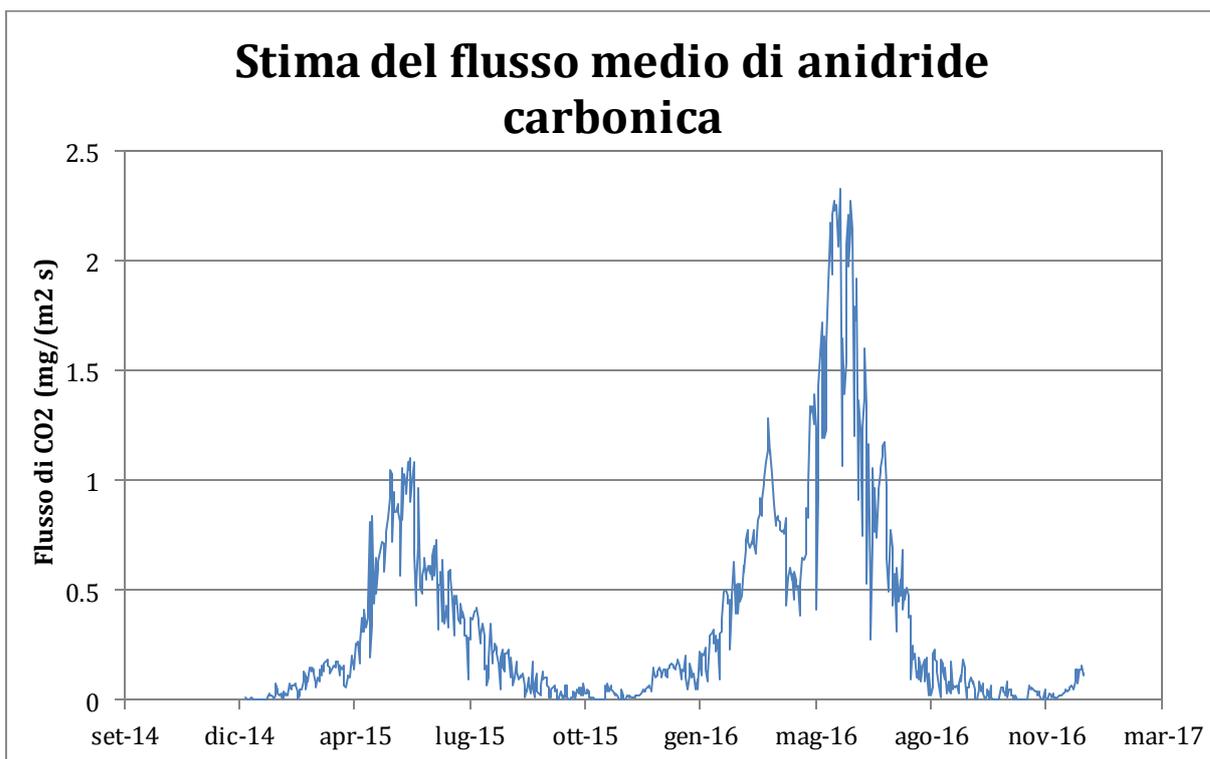


Figura 4.7: Stime dei flussi medi di CO₂ uscenti dal terreno

Dal grafico in Figura 4.7 si possono leggere le stime dei valori dei flussi di CO₂ uscenti dai terreni torbosi per gli anni 2015 e 2016. Si nota la presenza di picchi di flusso in corrispondenza delle stagioni estive, ovvero di condizioni drenate e temperature elevate. Si leggono valori di addirittura 2,3 mg di CO₂ al secondo per unità di area, che corrispondono a quasi 200 g di anidride carbonica emessa al giorno.

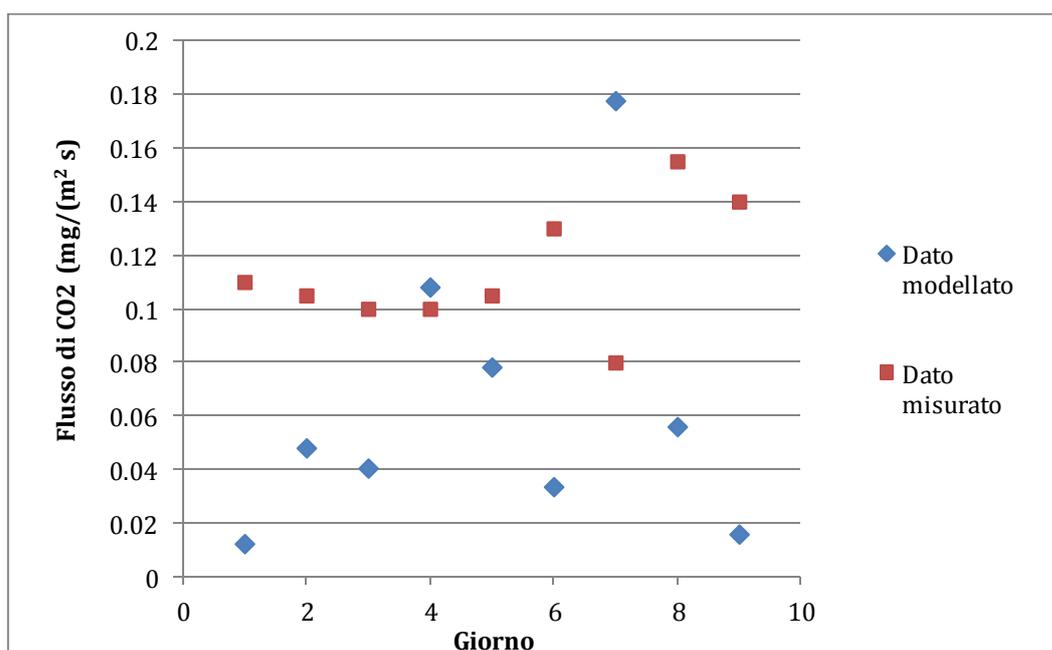


Figura 4.8: flussi di CO2 misurati nel settembre 2003 (Camporese et al, 2004) VS flussi di CO2 modellati

I valori stimati nei mesi di settembre dalla Figura 4.7 trovano un'accettabile riscontro con quelli misurati forniti da Camporese et al (2004) nel grafico in Figura 4.8.

4.4 Scenari di destinazione d'uso del suolo

Sulla base delle stime di flusso di anidride carbonica uscente dai terreni si possono condurre differenti scenari futuri di destinazione d'uso del bacino.

1. USO AGRICOLO

Un primo scenario è rappresentato dal continuo utilizzo del bacino per scopi agricoli. Dunque il tasso di subsidenza annuale continuerà ad essere mediamente di 1,3 cm come rappresentato in Figura 4.6. Di conseguenza si avrà un flusso annuo medio di anidride carbonica pari a circa 14kg CO₂ per unità di area.

L'ipotesi di continuare a dedicare il bacino alla coltivazione comporta di conseguenza, oltre che a continue ingenti emissioni di CO₂, l'esaurimento dello strato di torba presente nell'arco di poche decine di anni. Come visto in

precedenza difatti si stima che già nel 2050, nelle zone con torba di spessore inferiore, essa scomparirà lasciando scoperto lo strato di argilla del tutto incoltivabile.

2. TRASFORMAZIONE IN AREA UMIDA

Uno scenario differente può essere la conversione del bacino Zennare in area umida. Questa scelta consentirebbe lo stoccaggio della totalità del carbonio contenuto attualmente nelle torbe del bacino. In questo modo i flussi di anidride carbonica previsti giornalmente si azzererebbero e come questi anche gli abbassamenti che caratterizzano questi suoli.

3. USO FORESTALE

Un'alternativa da considerare nello studio di sostenibilità del bacino è la sua trasformazione in area forestata. Difatti la scelta di dedicare l'intero bacino a foresta comporta una consistente diminuzione dei flussi di anidride carbonica uscenti da suolo e quindi anche una diminuzione drastica della subsidenza.

Per poter condurre dei ragionamenti in merito all'uso forestale del bacino si sono utilizzati i dati di flusso di anidride carbonica che il Dipartimento di Agraria dell'Università di Padova ha raccolto durante alcune campagne di misurazione nel bacino Zennare. Le misurazioni di flusso di CO₂ sono state condotte su due tipi di suoli, un primo dedicato alla coltura della soia e un secondo non coltivato e lasciato erboso con la presenza di alberi e arbusti.

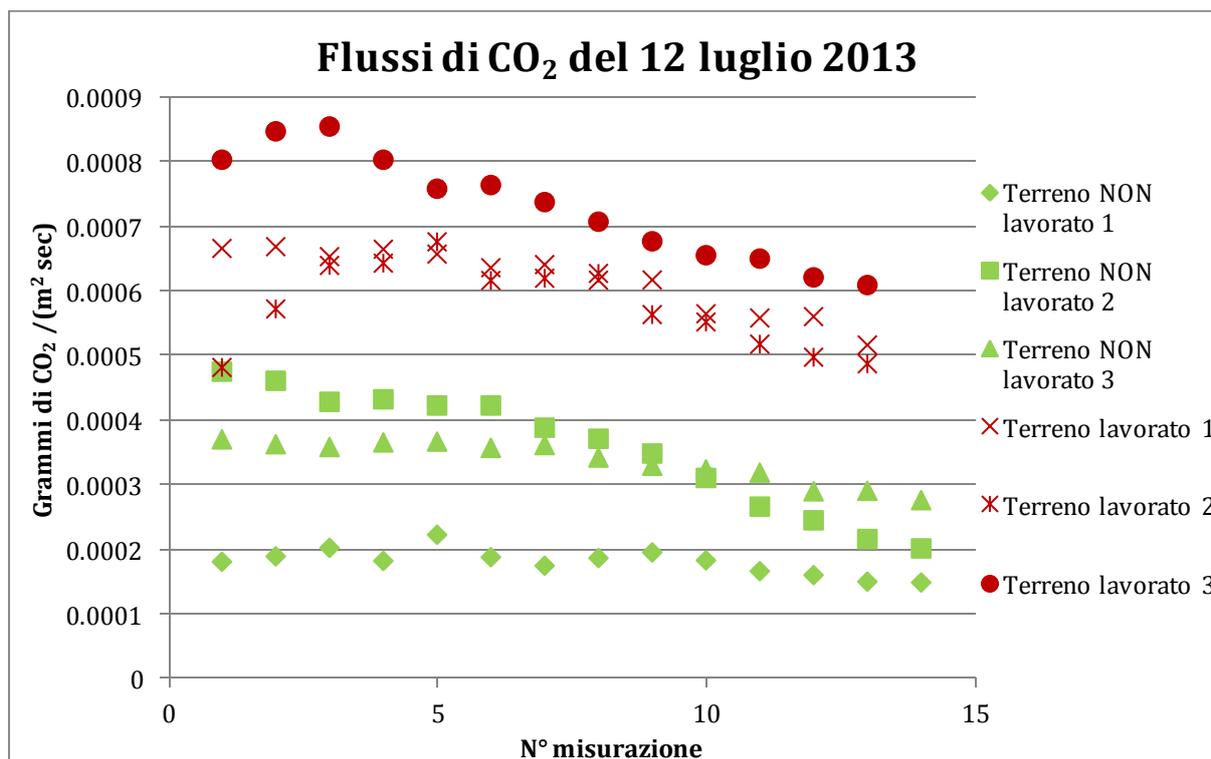


Figura 4.9: Misure del flusso di anidride carbonica nel caso di suolo coltivato a mais (Terreno lavorato) e suolo forestato (terreno NON lavorato) (Pitacco et al, 2014)

Analizzando e confrontando i dati si nota una differenza sostanziale tra i due suoli con destinazione d'uso differente. Dal terreno coltivato si registrano flussi di anidride carbonica addirittura più di quattro volte maggiori rispetto a quelli misurati nei terreni non lavorati con la presenza di alberi e arbusti.

In particolare la Figura 4.9 mostra i dati raccolti nella campagna di misurazione condotta il 12 luglio del 2013. Da questa rappresentazione si può facilmente notare la differenza di flusso emesso dai suoli analizzati. Si registrano mediamente per il terreno lavorato a soia circa 0,0007 grammi di CO₂ al secondo su unità di area, rispetto a meno di 0,0003 grammi di CO₂ al secondo per unità di area relativi al terreno con alberi e arbusti.

Si può quindi concludere che destinare l'area ad uso forestale diminuirebbe di un fattore 4 le emissioni, senza considerare che durante la crescita della pianta stessa vi è un ingente accumulo di carbonio.

5. Valutazioni economiche

La questione delle emissioni di anidride carbonica e del loro aumento è un problema che non va trascurato data la sua influenza sul cambiamento climatico futuro. Come riporta l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014) la concentrazione atmosferica futura di CO₂ sarà di 450 ppm di CO₂e nel 2030 e si ipotizza che potrà essere compresa tra 770 e 1330 ppm di CO₂e nel 2100. Si prevedono anche potenziali valori di emissioni cumulate di anidride carbonica dal 2010 in poi, come riporta la Tabella 5.1 (IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change 2014).

Tabella 5.1: emissioni potenziali cumulate di CO₂

Anno	Emissioni potenziali (Gt CO ₂)
2030	700
2030	1500
2100	4000

Il sempre crescente aumento delle emissioni di anidride carbonica è il protagonista del cambiamento climatico in atto. Dalle proiezioni dell'IPCC si evince che a causa della crescita delle emissioni si avrà un aumento media globale della temperatura fino a 4°C atteso per il 2100. Un tale aumento renderebbe addirittura inabitabili certe zone del globo durante alcuni periodi dell'anno (Revesz R.L. 2014). Inoltre le emissioni di gas serra hanno provocato negli anni un aumento dell'acidificazione degli oceani. Difatti tra l'oceano e l'atmosfera vi è un equilibrio per quanto riguarda la concentrazione di anidride carbonica, in particolare dall'inizio della rivoluzione industriale ad oggi, l'oceano ha assorbito fino ad un terzo della CO₂ prodotta ed emessa in atmosfera dalle attività umane, provocando così un abbassamento del pH dell'oceano (Bjima et al 2013).

È dunque di fondamentale importanza per ridurre gli impatti del cambiamento climatico diminuire le emissioni di gas serra.

A questo proposito è importante considerare, oltre ai gas emessi per attività industriali e antropiche, quelle emissioni legate ai flussi uscenti dai suoli. Si deve considerare infatti che le foreste tropicali, boreali e temperate, le barene, le foreste di mangrovie e le praterie a fanerogame sono ecosistemi che accumulano grandi quantità di carbonio (Mecleod et al 2011). Dalla Figura 5.1 si può osservare quali siano le quantità di carbonio sequestrato dai vari ambienti annualmente. In particolare si osservano valori simili per le tre foreste, tropicale, boreale e temperata che si aggirano intorno ai 6-7 g C/m² per anno mentre per le barene, le mangrovie e le praterie di fanerogame si arrivano a misurare valori di carbonio stoccato che superano i 100 g C/m² annuali. Dunque è di fondamentale importanza preservare questi ecosistemi per evitare l'emissione del carbonio stoccato.

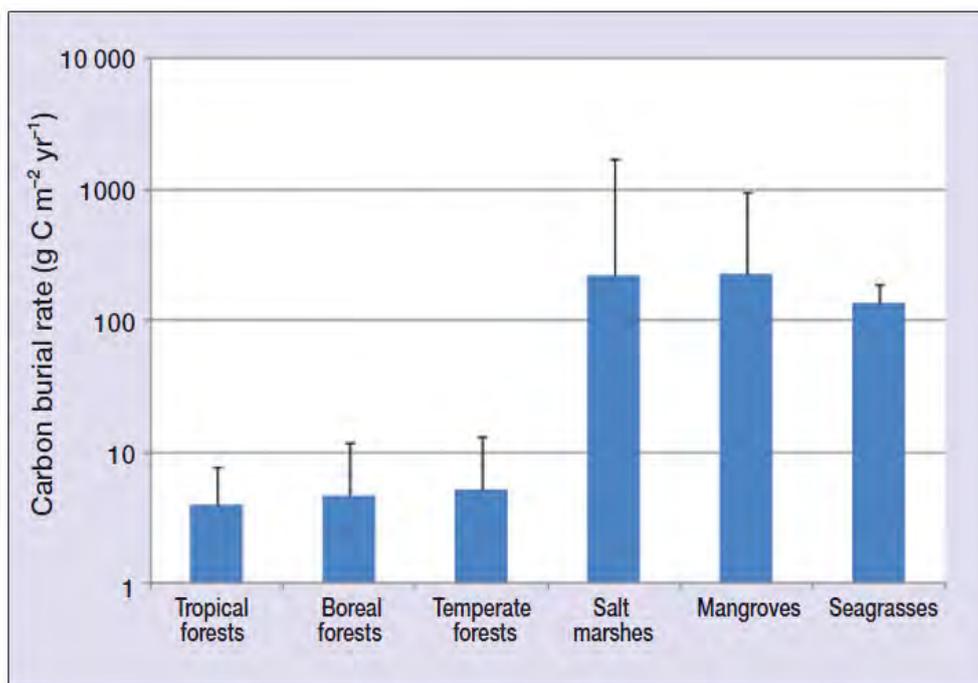


Figura 5.1: quantità di carbonio sequestrato annualmente da diversi ecosistemi (Mecleod et al. 2011)

Di particolare interesse per la tesi è il ruolo che possiedono le barene, si ricorda infatti che il bacino Zennare è una zona che originariamente era completamente paludosa e che quindi negli anni ha potuto sequestrare grandi quantità di carbonio.

Gli ecosistemi sopracitati che sono fondamentali per lo stoccaggio di carbonio sono presenti in tutto il globo e si distribuiscono soprattutto negli ambienti costieri (Figura 5.2 (Nellemann et al, 2009)). Tutti questi ecosistemi sono fortemente minacciati dalle

attività umane come la coltivazione (caso di Zennare), l'acquacoltura, l'estrazione di legno e gli sviluppi edilizi. E' necessario evitare la distruzione di questi ecosistemi per preservare intatto il carbonio accumulato nei secoli. Per incentivare a preservare questi ambienti si vorrebbero istituire dei pagamenti detti "blue carbon", relativi cioè a quel carbonio catturato e stoccato dagli ambienti paludosi per evitare le emissioni da trasformazione di questi ultimi. Questi tipi di pagamenti sono molto simili a i progetti di Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) per ridurre le emissioni di anidride carbonica da deforestazione e degradazione (Murray et al 2010).

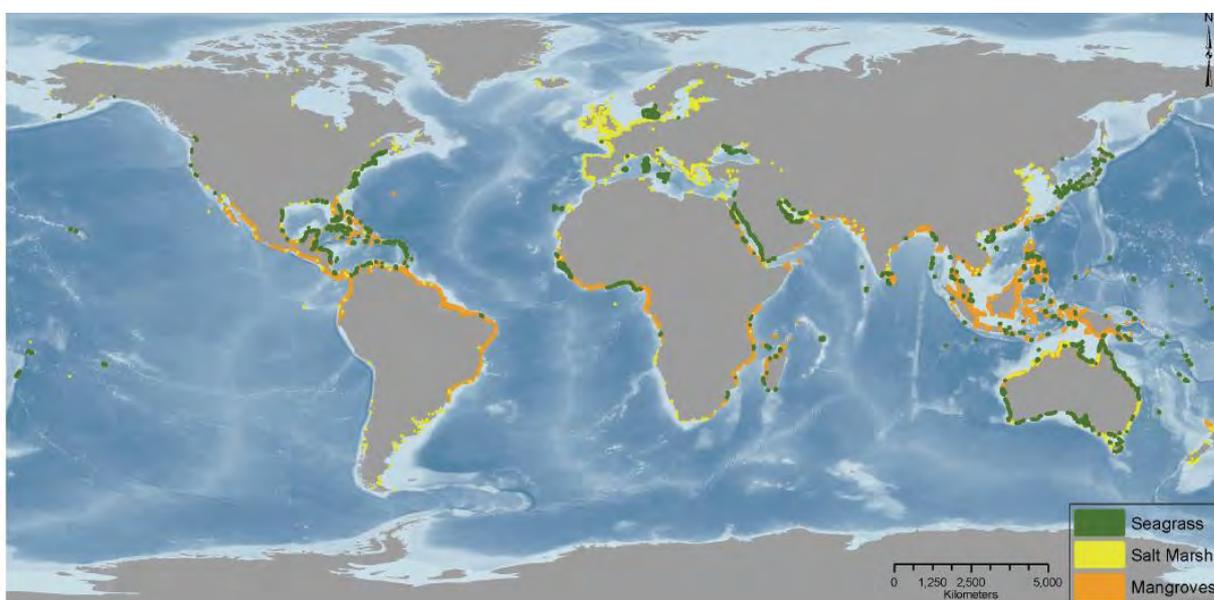


Figura 5.2: distribuzione territoriale degli ecosistemi di mangrovie, alghe e paludi che sequestrano carbonio (Nellemann et al, 2009))

I progetti REDD però attualmente ancora non vengono considerati in molti mercati, alcuni dei paesi che riconoscono questo tipo di progetto sono la California, l'Australia e il Giappone. In particolare questo genere di progetti trova spazio in mercati dove vi è una mancanza di accordi già prestabiliti, una buona eterogeneità della domanda, una alta variabilità di prezzo e una assenza di trasparenza. Al momento i progetti REDD rappresentano una buona percentuale, circa il 10%, del mercato volontario del carbonio, il quale risponde a quelle entità che volontariamente decidono di ridurre le

proprie “tracce” di carbonio compensandole (Mapping Carbon Pricing Initiatives 2013).

5.1 Stima del prezzo del carbonio

Riuscire ad attribuire un prezzo al carbonio non è riuscita compito facile. Quello che si stima è il costo sociale legato all'emissione di carbonio, valutare cercando cioè di valutare il danno futuro che provocherebbe il carbonio emesso. Si monetizza quindi il mancato danno relativo a una unità di CO₂ emessa. Questo meccanismo di attribuzione di un prezzo al carbonio viene attuato tramite politiche di riduzione delle emissioni. L'interesse nel ridurre le emissioni è dovuto ad un primo interesse nella diminuzione dei problemi economici legati al cambiamento climatico (Resvez et al 2014).

I modelli di stima del costo del carbonio sono così sviluppati:

- Previsione di uno scenario futuro di crescita economica e di popolazione
- Conseguente crescita di emissioni di anidride carbonica
- Successivo cambiamento nella composizione dell'atmosfera con un aumento di concentrazione di anidride carbonica
- Relativo cambiamento climatico con aumento di temperatura e altre importanti conseguenze
- Valutazione dei danni provocati dal cambiamento climatico, come i costi economici relativi all'aumento del livello del medio mare, l'aumento della frequenza degli eventi estremi, diminuzione della produttività agricola
- Traduzione di questi danni in valore monetario

Il problema di questi modelli sta nelle molteplici incertezze relative a diversi aspetti del modello stesso come ad esempio capire esattamente in maniera certa il legame che esiste tra anidride carbonica e clima; oppure il rapporto tra crescita di emissioni di CO₂ e crescita dell'economia; o ancora la stima vera e propria dei danni futuri; oppure capire come le nuove popolazioni si modificheranno per adattarsi al

cambiamento climatico; e infine come operare la trasformazione dei danni stessi in moneta (Resvez et al 2014).

Altri problemi relativi a questo modello di stima del valore della CO₂ sono legati ad un errato costo del cambiamento climatico che inevitabilmente aumenterà per 4 motivi:

1. Le società saranno più vulnerabili al cambiamento delle temperature rispetto predice alla proiezione del modello stesso
2. Il modello non considera i danni alla produttività, alla crescita della produttività, al valore del capitale sociale, delle strutture e delle infrastrutture
3. Il modello assume che il valore che le persone associano al danno all'ecosistema rimarrà sempre costante, ma questo è errato poiché nel tempo i servizi offerti dall'ecosistema diminuiranno con l'aumento della temperatura e diminuendo aumenteranno di valore
4. Viene utilizzata dal modello un tasso di sconto costante per tradurre i danni in costo, ma per impatti così incerti dovrebbero essere utilizzati tassi di sconto che diminuiscono nel tempo

Per questi motivi i modelli di valutazione del costo sociale del carbonio dovrebbero essere rivisti con brevi intervalli di tempo (Resvez et al 2014).

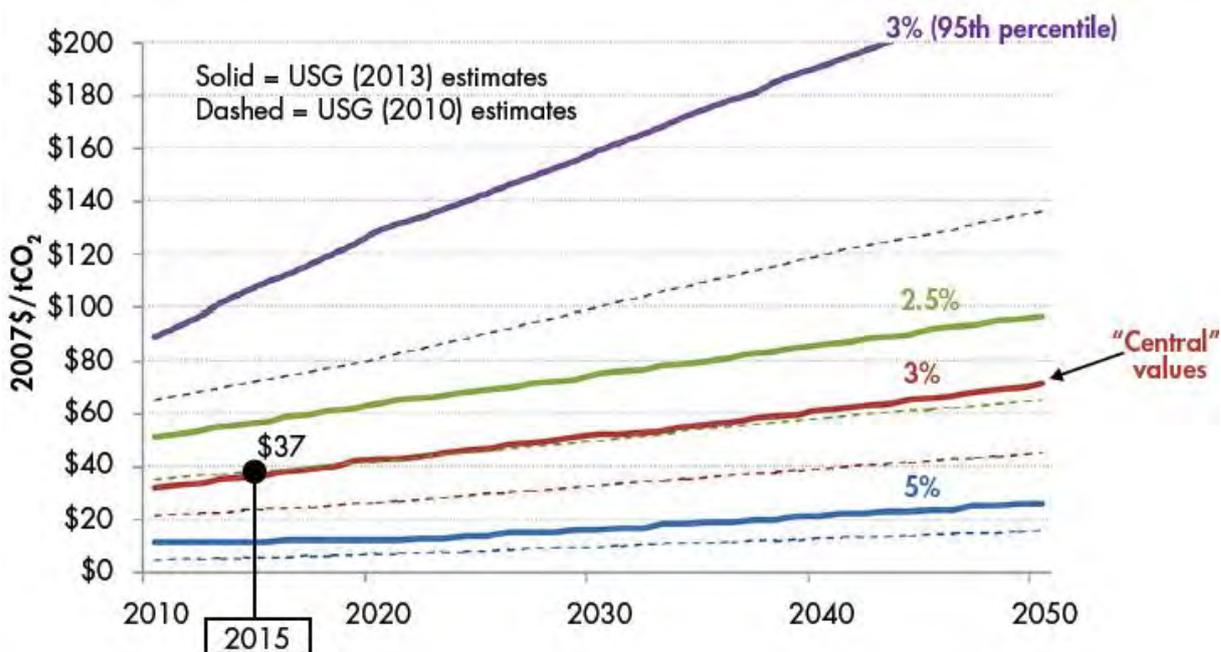


Figura 5.3: Previsione del prezzo in dollari americani per tonnellate di anidride carbonica (EPRI, 2014)

L'Electric Power Research Institute (EPRI) nel documento "Understanding the social cost of carbon: a technical assessment" (2014) offre alcune indicazioni sui prezzi in dollari americani per tonnellate di anidride carbonica per i decenni futuri che sono rappresentati in Figura 5.3. Il grafico mostra tre stime di prezzo per tonnellata di anidride carbonica con tassi di sconto differenti usati per le attualizzazioni temporali. Osserviamo quindi le tre linee, verde rossa e blu, corrispondenti ai relativi tassi di sconto pari a 5%, 3% e 2,5%. Ricordiamo che il tasso di sconto basso si utilizza se si considera che il danno futuro che si vuole valutare sia importante, viceversa si utilizza un tasso più elevato se si attribuisce un peso minore al danno provocato dalle emissioni. In particolare i prezzi che si leggono nel grafico sono stati ottenuti mediante l'utilizzo di tre modelli di valutazione (DICE – FUND – PAGE). Questi modelli simulano eventi casuali di emissioni di gas serra e di conseguenti danni climatici allo scopo di valutare un futuro danno addizionale nel momento in cui viene aggiunta in atmosfera una tonnellata di CO₂. Questi prezzi sono utilizzati per riuscire a stimare i potenziali benefici relativi ad una tonnellata di anidride carbonica non emessa (Rose et al, 2014).

Nella fattispecie ogni punto delle tre linee del grafico in Figura 5.3 rappresenta la media del valore del costo sociale del carbonio, calcolato per uno specifico anno e con uno specifico tasso di sconto, mediando i risultati dei tre modelli utilizzati, ipotizzando scenari socio-economici alternativi, utilizzando una distribuzione di sensitività del potenziale climatico e un set random di parametri specifici di ogni modello.

L'andamento crescente nel tempo del prezzo della CO₂ è legato alle future emissioni addizionali di CO₂ che si presenteranno. L'aumento di quest'ultime è dovuto al fatto che il sistema climatico è stato progettato per essere stressato maggiormente in presenza di più alte concentrazioni di gas serra nell'atmosfera e quindi di più ampie società che implicano una maggiore vulnerabilità del danno climatico (Rose et al, 2014).

Il grafico, inoltre, mostra due tipi di linee: quella continua si riferisce a stime condotte nel 2013 mentre quella discontinua è relativa a stime risalenti all'anno 2010. A parità di tasso di sconto si nota che a distanza di tre anni le stime dei prezzi sono aumentate in maniera evidente.

Osservando i tre andamenti si nota che vi sono delle differenze consistenti nelle stime del prezzo al variare del tasso di sconto. Tuttavia si dovrebbe analizzare la situazione considerando l'effettiva importanza dei danni che si ripercuoteranno sulle generazioni future e perciò fare riferimento ad un tasso di sconto sufficientemente basso.

5.2 Caso Zennare

5.2.1 Il contenuto di carbonio

Il bacino Zennare come già esposto precedentemente appartiene a quella categoria di suoli che in passato, in condizioni paludose, possedeva la caratteristica di accumulare e sequestrare grandi quantità di carbonio.

L'uso agricolo di questo suolo provoca un'inevitabile e definitiva perdita del carbonio stoccato e per motivi sociali sopracitati bisogna preservare questo stock.

In primo luogo si calcola la quantità di carbonio presente nella torba che caratterizza il bacino. Attualmente il bacino Zennare contiene consistenti quantità di carbonio contenute nella torba presente. Moltiplicando i vari spessori di torba, presenti in maniera differente nel bacino, per la relativa estensione e per la percentuale di massa di carbonio esistente, si possono contare circa 1.728.000 tonnellate di carbonio distribuite in maniera non uniforme su tutto il bacino.

Questo valore di contenuto di carbonio porta ad ottenere un flusso potenziale futuro di emissioni di anidride carbonica pari al valore del carbonio presente moltiplicato per un coefficiente di trasformazione basato sui pesi molecolari della CO₂. Si calcola di conseguenza che ad una tonnellata di carbonio corrispondono 3,667 tonnellate di anidride carbonica. Si ottiene infine che se non si attueranno interventi di protezione ,

il bacino Zennare, una volta rilasciato tutto il carbonio stoccato negli anni, avrà emesso nell'atmosfera all'incirca 6.336.576 tonnellate di anidride carbonica.

5.2.2 Il valore del terreno e i costi

Il valore agricolo della terra è un indicatore del guadagno al netto delle spese per i fattori di produzione usati per mantenere il terreno stesso ad uso agricolo. Attualmente dinamiche socio-economiche come la crescita della popolazione e di conseguenza la crescita di domanda di carne o di biocombustibili creano pressione sulla terra stessa aumentandone la richiesta. Il problema tuttavia è rappresentato dal fatto che la terra agricola è un fattore economico quantitativamente abbastanza fisso e non riesce a soddisfare la crescente domanda. Come conseguenza il suo prezzo cresce e con esso anche il suo valore (Hertel, 2010).

Il bacino Zennare possiede un'estensione superficiale di circa 2400 ettari ed è destinato interamente alla coltivazione di mais o soia. Se si osserva il suo valore agricolo nel tempo definito dalla Agenzia delle Entrate, si riporta che nell'anno 2006 un ettaro di terreno in provincia di Cona era stimato valere 47.000 €, mentre ad oggi il valore è pari a circa 55.000 €. Si calcola dunque che il valore attuale totale di tutto il bacino corrisponde a circa 132.000.000 €.

Si ricorda però che una delle peculiarità del bacino Zennare è quella di giacere quasi interamente al di sotto del livello del medio mare, per mantenere quindi coltivabile il terreno si esegue un drenaggio costante dell'area.

Il territorio fu bonificato intorno al 1970 con la costruzione dell'idrovora Zennare, e successivamente tra il 2007 e il 2008 è stata predisposta una nuova idrovora che, dai dati forniti dal Consorzio di Bonifica Adige Euganeo, ha comportato circa 780.000 € di costi di costruzione.

Alle spese relative alle costruzioni delle idrovore si sommano tutte le spese che annualmente il Consorzio di Bonifica Adige Euganeo deve affrontare, le quali sono composte di più voci:

- Costi diretti: sono i costi derivati da lavorazioni e utilizzo di mezzi direttamente sul bacino Zennare

- Costi indiretti: sono i costi derivanti da lavorazioni varie influenti per il 4,82% sul bacino Zennare
- Costi indiretti derivanti da bacini fittizi: sono i costi prodotti da altri bacini che influiscono per una percentuale sul bacino Zennare. La percentuale relativa ai costi del Canal Morto è pari al 5,5% mentre quella relativa al Canale dei Cuori è del 10%.
- Costi di competenze: sono i costi derivanti da lavorazioni fatte dagli idrovoristi sui loro bacini di competenza che incidono sul bacino Zennare per una certa percentuale variabile di anno in anno.

Sono stati forniti dal Consorzio di Bonifica i costi sopraelencati relativi agli ultimi tre anni di funzionamento e gestione dell'idrovora e sono illustrati in Tabella 5.2.

Tabella 5.2: elenco dei costi sostenuti dal Consorzio di Bonifica Adige Euganeo per la gestione dell'idrovora Zennare negli anni 2011, 2012 e 2013

	<u>Costi diretti</u>	<u>Costi indiretti</u>	<u>Costi indiretti derivanti da bacini fittizi</u>	<u>Costi di competenze</u>	<u>Totale dei costi</u>
2011	65.010 €	7.833 €	2.226 €	12.680 €	93.461 €
			5.711 €		
2012	55.340 €	7.066 €	1.305 €	12.927 €	83.697 €
			7.057 €		
2013	87.825 €	10.660 €	2.226 €	17.930 €	125.865 €
			5.117 €		

Se si esegue una media di questi costi annui a disposizione si ottiene circa una spesa di 100.000 € all'anno per la gestione dell'idrovora e la manutenzione di tutta la rete idraulica competente.

Oltre a queste spese sostenute dal Consorzio di Bonifica si aggiungono all'elenco dei costi del bacino Zennare quelli dell'energia spesa per il drenaggio dell'intero territorio.

I costi energetici degli ultimi tre anni sono riportati in Tabella 5.3, dove si nota, come è ragionevole, che le spese maggiori si affrontano durante le stagioni più piovose, durante i quali sono necessari tempi più lunghi di funzionamento delle pompe. Si calcola quindi, anche qui, una spesa energetica media di 37.000 € all'anno che andrà sicuramente aumentando considerato l'aumento degli eventi estremi che si prevede per i prossimi decenni e l'incremento del salto idraulico che compie l'idrovora, legato all'aumento del medio mare.

Tabella 5.3: Costi energetici relativi al drenaggio del bacino per gli anni 2011, 2012 e 2013

Anno	Costi energetici mensili [€]		Costi energetici annui
2011	Gennaio	1725.15	21812.00 €
	Febbraio	1674.15	
	Marzo	2968.17	
	Aprile	1500.22	
	Maggio	1669.89	
	Giugno	1780.24	
	Luglio	2196.89	
	Agosto	2196.91	
	Settembre	1706.64	
	Ottobre	1448.34	
	Novembre	1651.49	
	Dicembre	1293.91	
2012	Gennaio	1346.49	33737.96 €
	Febbraio	1254.42	
	Marzo	862.82	
	Aprile	1459.61	
	Maggio	2171.13	
	Giugno	1583.25	
	Luglio	2452.01	
	Agosto	3269.58	
	Settembre	3072.67	
	Ottobre	3108.54	
	Novembre	8708.13	
	Dicembre	4449.31	

2013	Gennaio	5703.35	55184.49 €
	Febbraio	7876.66	
	Marzo	9959.00	
	Aprile	5245.22	
	Maggio	3003.83	
	Giugno	1502.28	
	Luglio	2884.66	
	Agosto	4753.13	
	Settembre	2735.83	
	Ottobre	4726.81	
	Novembre	4674.94	
	Dicembre	2118.78	

5.3 Previsione economica dei diversi scenari

A fronte di quanto descritto sul cambiamento climatico e sulla necessità di diminuire le emissioni di anidride carbonica in atmosfera, in questo capitolo si vogliono analizzare delle soluzioni d'uso del suolo, oltre a quella attuale agricola, a cui potrebbe, in futuro, essere destinato il bacino Zennare o altre aree torbose caratterizzate da fenomeni di emissione e subsidenza simili a quelle descritte per il bacino di studio.

Gli scenari che si analizzeranno di seguito sono:

1. Continuare a coltivare il territorio fino a che lo spessore di torba non sarà esaurito a causa della subsidenza
2. Trasformare il bacino in area umida e quindi azzerare totalmente le emissioni di anidride carbonica uscenti dal terreno torboso
3. Convertire il territorio da agricolo a forestale ottenendo così una conseguente diminuzione di flussi di anidride carbonica

Per fare una analisi economica degli scenari futuri si considerano il valore del terreno, i costi energetici competenti al bacino per mantenerlo drenato, i costi sostenuti dal

Consorzio di Bonifica Adige Euganeo, la produttività agricola del territorio e i prezzi futuri che assumerà il carbonio sequestrato dai terreni.

L'EPRI offre una previsione per i prezzi futuri del carbonio per gli anni 2020, 2030 e 2050 mostrati in Figura 5.3. Per condurre i bilanci degli scenari da esaminare si fa riferimento ai prezzi in € per tonnellata di CO₂eq esposti in Tabella 5.4 che corrispondono alle tre diverse stime eseguite con coefficienti di sconto differenti avendo supposto, accettabilmente, un andamento lineare.

Tabella 5.4: prezzi di anidride carbonica per gli anni futuri usati per condurre i bilanci economici dei vari scenari ipotizzati

Anno	€/ton CO ₂ e Tasso di sconto 2,5%	€/ton CO ₂ e Tasso di sconto 3%	€/ton CO ₂ e Tasso di sconto 5%
2020	54	31	12
2030	62	39	14
2040	70	46	16
2050	77	54	19

5.3.1 Territorio ad uso agricolo

Un importante scenario futuro da considerare nello studio economico dell'area è quello di continuare a destinare il bacino Zennare all'uso agricolo del suolo.

Questa prospettiva implica diverse conseguenze relative al futuro del bacino.

La prima riguarda l'ammontare di contenuto di carbonio presente nelle torbe perso annualmente attraverso flussi di anidride carbonica, che aumentano a causa dell'aratura del suolo. Questo aspetto non è da sottovalutare avendo noto l'attuale cambiamento climatico e le sue conseguenze.

Un'altra conseguenza è il continuo progresso della subsidenza che, come mostrato nel paragrafo 3.2.2 del capitolo 3, porterà all'esaurimento dello strato torboso in circa 60-70 anni dove lo strato di torba è compreso tra gli 80 e i 90 cm.

Terminato lo strato di torba il suolo presenta uno spesso strato di argilla sovra consolidata completamente incoltivabile. Si conclude quindi che circa nel 2070, una

volta consumata tutta la torba, il bacino Zennare sarà perfettamente inutile all'uso agricolo e perderà il suo valore attuale di 132.000.000 €.

Una conseguenza del progredire della subsidenza è l'aumentare del salto idraulico che le pompe dell'idrovora Zennare devono vincere per mantenere drenato l'intero territorio. Ovviamente un aumento del salto comporta un conseguente aumento delle spese energetiche di bonifica e delle spese legate al rinnovo e alla manutenzione di tutte le opere idrauliche connesse alla rete di bonifica come tombini, paratoie, bocche di aspirazione ed altre ancora.

Si considera ora il valore agricolo della terra al netto delle spese, che si assume mantenersi costante nel tempo, che rappresenta il beneficio netto dell'attività agricola; e i prezzi, forniti dall'EPRI con i diversi tassi di sconto, della tonnellata di anidride carbonica uscente dai suoli che va aumentando annualmente.

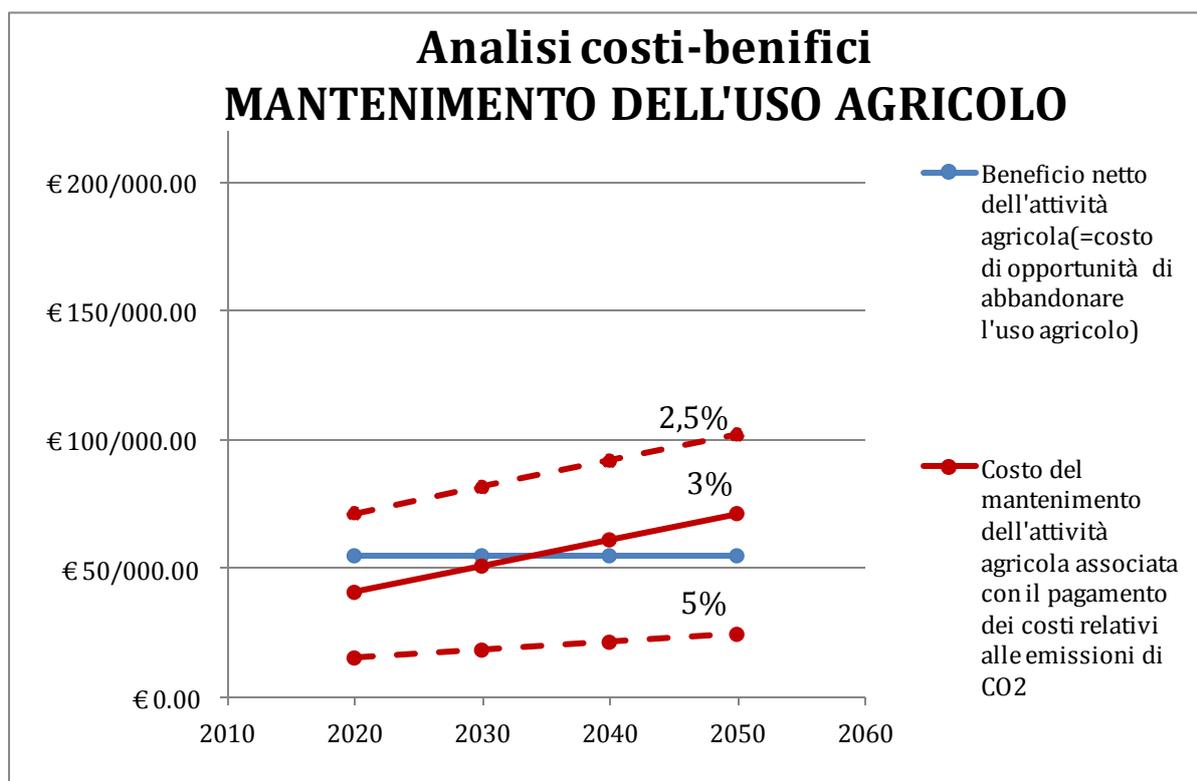


Figura 5.4: analisi costi-ricavi dell'area ipotizzando che continui ad essere sfruttato come suolo agricolo

Si ipotizza che i flussi di CO₂ uscenti dal suolo vengano compensati con un pagamento dei costi e queste remunerazioni vengono considerate insieme al valore della terra in un'analisi costi-benefici, mostrata nella Figura 5.4. Le emissioni di anidride carbonica che sono state considerate nell'analisi sono state ottenute dal calcolo di subsidenza annuale stimata con il modello di Stephens, a partire da dei dati di pioggia generati dal modello di Bartlett-Lewis. Per il calcolo delle emissioni si può ipotizzare che tutto lo strato di torba perso corrisponda interamente a carbonio liberato e combinato con l'ossigeno, ottenendo così anidride carbonica. In particolare i punti nelle linee del grafico rappresentano la cumulata decennale di anidride carbonica emessa dai terreni torbosi. Queste emissioni economicamente rappresentano i costi da affrontare per il mantenimento dell'uso agricolo dell'area associati con il pagamento dei costi legati alle emissioni.

Dall'osservazione del grafico si evince che annualmente questi pagamenti sono sempre crescenti. Se si osserva la linea corrispondente ad un tasso di sconto medio si osserva che il mantenimento dell'uso agricolo del suolo non risulta più conveniente poco prima del 2035 dove si osserva che i costi superano i benefici. Se invece ci si riferisce ad un tasso di sconto più elevato che quindi dà meno peso al danno che queste emissioni provocheranno in futuro, la soluzione di uso agricolo sarà sempre conveniente nell'arco di tempo considerato. Esattamente l'opposto accade per tassi di sconto minori che suggeriscono già a partire dal 2020 di evitare di dedicare il bacino all'uso agricolo.

5.3.2 Area umida

Un secondo scenario di studio è rappresentato dalla conversione dell'intero bacino in area umida, dunque con lo scopo principale di azzerare completamente le emissioni di anidride carbonica uscenti dal terreno e di preservare tutto il carbonio attualmente contenuto nello strato di torba presente nel bacino. Uno scopo secondario a quello della conservazione del carbonio potrebbe essere rappresentato dalla creazione di un'area di invaso per la laminazione delle acque durante gli eventi di piena più

importanti al fine di difendere le zone limitrofe da potenziali allagamenti. Una proposta alternativa è rappresentata dalla possibilità di intraprendere una attività di produzione di Salicornia, detto asparago di mare, o di altre specie vegetali che crescono in condizioni di completa saturazione del suolo.

La soluzione di trasformare il bacino in area umida comporta un inevitabile conseguente azzeramento della produttività agricola del suolo e del valore agricolo stesso della terra, è per questo motivo che la conversione potrà essere sensata solo quando verrà attribuito un giusto prezzo al carbonio stoccato in questo tipo di terreni.

Si considera ora il valore dell'area al netto delle spese pari a 55.000 €/ha da cui si ottiene un valore totale del bacino Zennare pari a 132.000.000 €/ha. Inoltre si esamina quale sarebbe il compenso nell'ipotesi in cui si decidesse di convertire in area umida l'intera area, conservando in questo modo l'intero ammontare di carbonio presente nella torba. Come si è potuto apprendere dalla Figura 5.3 il prezzo per tonnellata di CO₂ equivalente subisce un crescente aumento nel tempo. Si conduce perciò una seconda analisi costi-benefici relativa allo scenario di conversione in area umida.

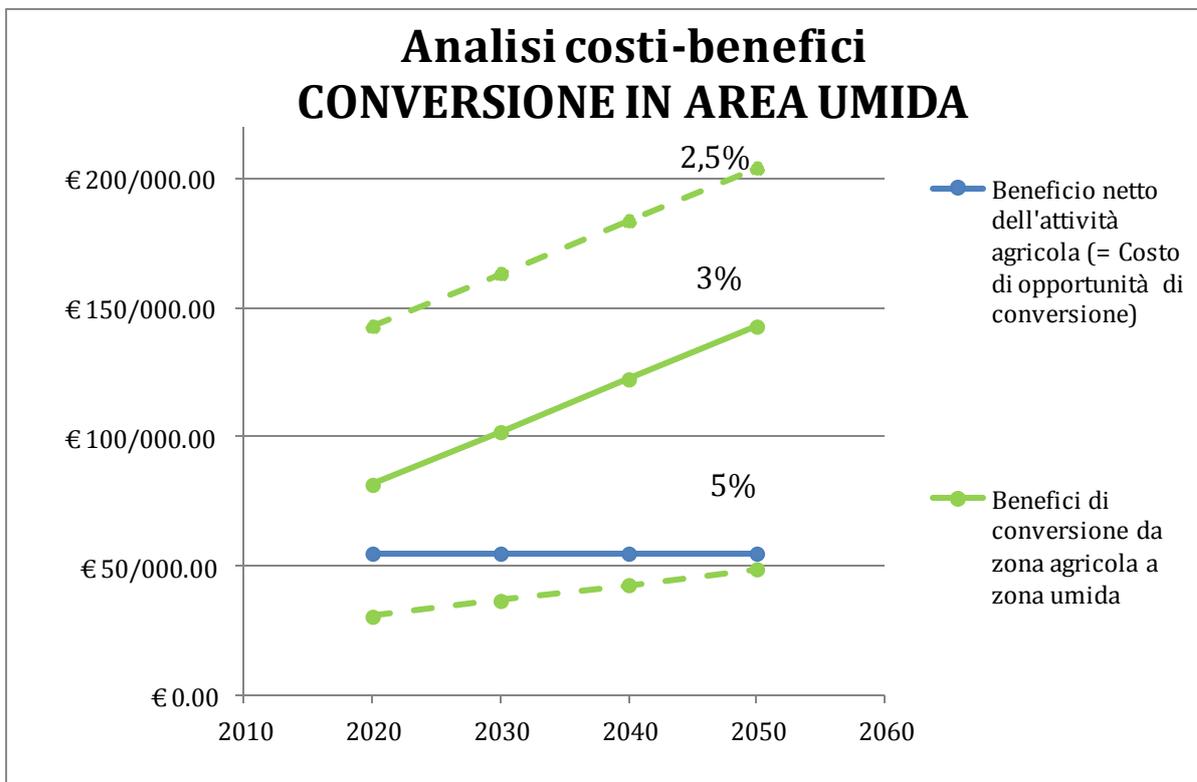


Figura 5.5: bilancio economico dell'area ipotizzando l'immediata conversione del bacino in area umida

Si considera dunque il beneficio netto dato dall'attività agricola, rappresentato dal valore agricolo del bacino, che si può interpretare anche come costo dovuto alla conversione del bacino in area umida, poiché con la trasformazione si perderebbe il beneficio stesso. Inoltre si considerano i benefici legati alla conversione che sono dati dai pagamenti per lo stoccaggio di carbonio e quindi per le mancate emissioni di anidride carbonica. Dalla Figura 5.5 si evince che la conversione risulta conveniente immediatamente, sia se si fa riferimento ai prezzi ottenuti con un tasso di sconto basso che con uno medio. Mentre per un tasso di sconto alto si ha convenienza solo nel 2050.

5.3.3 Territorio ad uso forestale

Precedentemente si sono analizzati due scenari estremi, un primo che presuppone un completo disinteresse nei confronti della torba in qualità di risorsa di carbonio, un

secondo che si concentra sulla conservazione del carbonio al fine di interrompere i flussi di anidride carbonica in atmosfera.

Ora si vuole proporre una soluzione intermedia tra i due scenari già presentati, che prevede di dedicare l'intera area ad uso forestale. Difatti la presenza di una foresta, non azzererebbe i flussi di anidride carbonica, ma sicuramente ne diminuirebbe l'entità.

Anche per questo scenario si conduce una semplice analisi costi-benefici. Si considera perciò sempre costante il valore dell'area, cioè il beneficio netto della attività agricola o costo di opportunità di conversione della stessa in foresta, e si comprendono i benefici che si otterrebbero con la conversione al netto delle emissioni relative all'uso forestale dell'area che sono nettamente inferiori rispetto a quelle relative all'uso agricolo, come descritto nel capitolo 4.

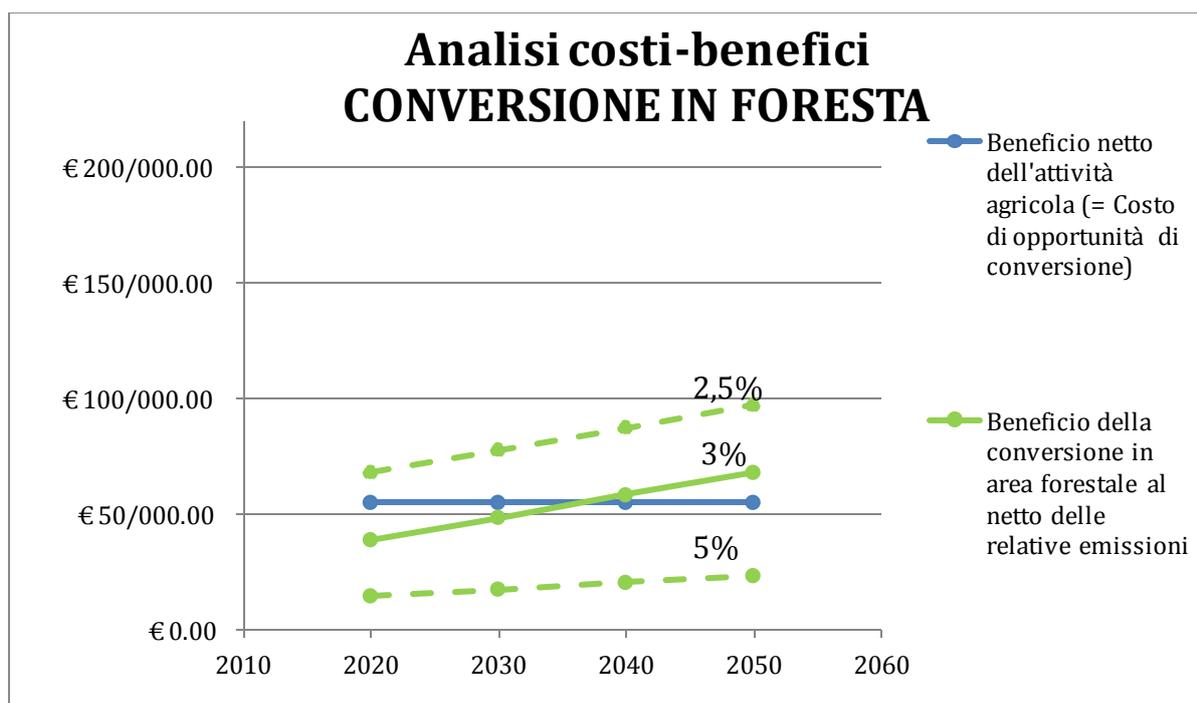


Figura 5.6: bilancio economico nel caso di uso forestale dell'area

Dalla Figura 5.6, se si considera la stima del prezzo di carbonio con un tasso medio, si ha convenienza nella conversione poco dopo il 2035. Per prezzi ottenuti con un tasso di sconto più basso la convenienza nella trasformazione esiste già nel 2020, mentre

non si verifica mai, nell'arco di tempo considerato, per prezzi stimati con un tasso di sconto più alto.

Conclusioni

Lo scopo dello studio affrontato è quello di creare dei modelli semplici di valutazione delle emissioni di anidride carbonica da suoli torbosi. In questo modo si rende possibile la conseguente valutazione economica delle emissioni o delle mancate emissioni da torbiere.

Per riuscire a dare una valutazioni sull'entità di questi flussi di CO₂ uscenti dai suoli torbosi si deve prima stimare il fenomeno strettamente collegato ad esso, cioè la subsidenza. Quest'ultima risulta funzione di due parametri, la temperatura e l'umidità del suolo. Per questa sua dipendenza si è quindi realizzato un semplice modello idrologico che lega le precipitazioni con la falda del bacino Zennare.

Il modello idrologico si compone di due fasi, una prima che stima la quasi istantanea risalita della falda a seguito dell'evento piovoso, e la seconda che stima la fase di recessione attraverso una relazione esponenziale. Si è poi eseguita una previsione delle piogge future tramite il modello di Bartlett-Lewis, non considerando il cambiamento climatico che presuppone periodi estivi più caldi e secchi e una concentrazione delle piogge nei periodi primaverili e autunnali.

Successivamente si è stimata la subsidenza futura, inserendo nell'equazione di Stephens et al (1984) sia il modello idrologico che le piogge previste. Si è così ottenuta una stima del tasso medio di subsidenza annua pari a 1,3 cm. In questo modo si calcola che tra il 2050-2070 tutta la torba presente a Zennare sarà esaurita lasciando scoperto lo strato di argilla sottostante.

Infine a partire dal tasso di subsidenza annuale, sotto l'ipotesi accettabile di considerare che tutto il volume perso sia equivalente a volume di carbonio, si ottiene il flusso annuale di anidride carbonica pari mediamente a 14,3 kgCO₂, e si possono condurre delle valutazioni economiche.

Dopo aver creato un modello semplificato per riuscire a stimare le emissioni di anidride carbonica uscenti dai suoli torbosi si sono ipotizzati tre futuri possibili scenari di destinazione d'uso del suolo.

Le tre ipotesi analizzate prevedono:

1. Il proseguimento di uso agricolo del bacino

2. La trasformazioni di area umida

3. La conversione in area forestata

Se si mantiene l'uso agricolo del suolo del bacino Zennare si continua a mantenere il beneficio netto di 55.000 €/ha annuo, ma di conseguenza la manutenzione prevederà costi sempre crescenti associati alle emissioni di anidride carbonica. Nella fattispecie questi costi dovuti ai flussi di CO₂ nel 2035 coincideranno con il beneficio netto ottenuto dall'uso agricolo (se si considera un stima con tasso di sconto al 3% del prezzo della CO₂). Viene che l'ipotesi di mantenimento agricolo dell'area non sarà più conveniente dal 2035 in poi.

Se, invece, si ipotizza di allagare completamente e "istantaneamente" il bacino di conseguenza di azzerano totalmente le emissioni di anidride carbonica in atmosfera. Contemporaneamente si ha la perdita del beneficio netto dato dall'attività agricola. Oltre a questa perdita si hanno, però, i benefici crescenti, legati alle mancate emissioni. In questa ipotesi, considerando sempre una stima del prezzo della CO₂ con tasso di sconto al 3%, si ottiene una immediata convenienza economica di trasformare la zona in area umida.

Infine se si converte il bacino in area dedicata allo sviluppo forestale si ha anche in questo caso la perdita dei benefici dati dall'uso agricolo, ma si riducono nettamente le emissioni di CO₂. Vi è dunque un beneficio legato alle mancate emissioni che è sempre crescente e si trova a coincidere nel 2035 con il costo legato alla perdita del beneficio agricolo (considerando sempre una stima del prezzo della CO₂ con il 3% del tasso di sconto). Si ottiene che la trasformazione in area forestata sarà economicamente conveniente dal 2035 in avanti.

Se si considerasse invece un tasso di sconto minore, quindi una maggiore importanza del danno futuro legato alle emissioni di anidride carbonica in atmosfera, si otterrebbe per l'ipotesi di mantenimento dell'attività agricola una immediata non convenienza economica; per quanto riguarda la conversione in area umida si avrebbe un "rafforzamento" dell'immediata convenienza; e per quanto concerne la trasformazione in area forestata si otterrebbe anche in questo caso una convenienza economica istantanea.

Bibliografia

- Alloisio, I., Barbi, V., D'Aprile, A., and Davide, M., (2014). Flexible mechanisms and developing countries. *International Climate Policy & Carbon Markets N° 31*
- Andriessse, J.P. (1988). Nature and management of tropical peat veils. *Soils Bulletin* 59, FAO.
- Bjima, J., Pörtner, H., Yesson, C., and Rogers, A.D. (2013). Climate change and the oceans – What does the future hold? *Marine Pollution Bulletin. Vol. 74, 495-505.*
- Bozkurt, S., Lucisano, M., Moreno, L., and Neretnieks, I. (2001). Peats as a potential analogue for the long term evolution in landfills. *Earth Sci. Rev., 53, 95-147.*
- Camporese, M., Gambolati, G., Putti, M., Teatini, P., Bonardi, M., Rizzetto, F., Tosi, L., Ferraris, S., Gasparetto Stori, G., Nicoletti, V., Silvestri, S., e Salandin, P. (2005). Monitoring and modeling peat soil subsidence in the Venice Lagoon. In A. Zhang et al., editor, *Land Subsidence (Proc, 7th Int. Symp. On Land Subsidence)*, volume II, pp 543-551. Shangai Scientific & Technical Publ.
- Camporese, M., Ferraris, S., Putti, M., Salandin, P., and Teatini, P., (2006a). Hydrological modeling in swelling/shrinking peat soils. *Water resources research, Vol.42.*
- Camporese, M., Gambolati, G., Putti, M., and Teatini, P., (2006). *Peatland: Evolution and Records of Environmental and Climate Changes, Chapter 23: Peatland subsidence in the Venice watershed.* Elsevier B.V.

Camporese, M., Putti, M., Salandin, P., and P. Teatini, (2004). Spatial and temporal variability of CO₂ flux from a peatland south of Venice. *Wise use of peatland, J. Panvaned ed., Int. Peat Society Publ., Vol.1, 117-123.*

Camporese, M., Putti, M., Salandin, P., and Teatini, P., (2008). Spatial varyability of CO₂ efflux in a drained cropped peatland south of Venice, Italy. *Journal of geophysical research, Vol. 113.*

Carbognin, L., Gambolati, G., Putti, M., Rizzetto, F., Teatini, P., e Tosi, L. (2006). Soil contamination and land subsidence raise concern in the Venice watershed, Italy. In C. A. Brebbia et al, editor, *Management of Natural Resources, Sustainable Development and Ecological Hazards*, pp 691-700. WIT Press

Consorzio di Bonifica AdigeEuganeo

Darby, H.C. (1956). *The draining of the fens*. Cambridge University Press, Oxford.

Davidson, E.A., e Janssens, I.A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedback to climate change. *Nature*, 440, pp. 165-173.

Davis, J.F., e Engeberg, C.A. (1955). A report on investigation of subsidence of organic soils. *Michigan agricultural Experiment Station Quarterly Bulletin*, 37.

Francesco, R., Galgaro, A., Farinatti, A., Putti, M., Teatini, P., Rizzetto, F., e Tosi, L. (2002). Geophysical investigation within in the Zennare Basin (Venice). In P. Campostrini, editor, *Scientific Research and Safeguarding of Venice (CORILA Research Program 2001 Results)*, pp. 229-239. La Garangola, Padova, Italy.

Fornasiero, A., Gambolati, G., Putti, M., Teatini, P., Ferraris, S., Pitacco, A., Rizzetto, F., Tosi, L., Bonardi, M., and Gatti, P., (2002). Subsidence due to peat soil loss in the

- Zennare Basin (Italy): Design and set-up of the field experiment. *Scientific Research and Safeguarding of Venice (CORILA Research Program 2001-2003 - Vol. I, 2001 Results)*, Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti, P. Campostrini ed., La Garangola, Padova, Italy, 201-215.
- Fornasiero, A., Putti, M., Teatini, P., Ferraris, S., Rizzetto, F., and Tosi, L. (2003), Monitoring of hydrological parameters related to peat oxidation in a subsiding coastal basin south of Venice, Italy, in *Hydrology of the Mediterranean and Semi-arid Regions*, edit by E. Servat et al., IAHS publ., 278, 458-462.
- Galloway, D., Jones, D.R., e Ingebritsen, S.E. (1999). Land subsidence in the United States. Circular 1182, U.S. Geological Survey.
- Gambolati, G., Putti, M., Teatini, P., Camporese, M., Ferraris, G., Gasparetto Stori, G., Nicoletti, V., Rizzetto, F., Sivestri, S., e Tosi, L. (2005). Peatland oxidation enhances subsidence in the Venice watershed. *EOS Trans. AGU*, 86(23), pp. 217-224.
- Gambolati, G., Putti, M., Teatini, P., e Gasparetto Stori, G. (2006). Subsidence due to peat oxidation and impact on drainage infrastructures in farmland catchment south of the Venice Lagoon. *Environ. Geol.*, 49, pp. 814-820.
- Gasparetto-Stori, G., Gambolati, G., Putti, M., Teatini, P., and Tosi, L., (2006). La subsidenza delle aree torbose nella zona sud-orientale del bacino scolante della laguna di Venezia. *Ingegneri del Veneto-Speciale congresso, 51° Congresso Nazionale degli ordini degli ingegneri d'Italia, N° 19, 24-25.*
- Gatti, P., Bonardi, M., Tosi, L., Rizzetto, F., Fornasiero, A., Gambolati, G., Putti, M., and Teatini, P., (2001). The peat deposit of the subsiding Zennare Basin, south of the Venice Lagoon, Italy: Geotechnical classification and preliminary mineralogical characterization. *Scientific Research and Safeguarding of Venice (CORILA Research*

Program 2001-2003 - Vol. I, 2001 Results), Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti, P. Campostrini ed., La Garangola, Padova, Italy, 241-257.

Hendriks, R.F.A. (2004). An analytical equation for describing the shrinkage characteristic of peat soils. In J. Päivänen, editor, *Wise Use of Peatlands, Proceedings of the 12th International Peat Congress*, pp. 1343-1348, Jyväskylä, Finlandia. Int. Peat Society.

Hertel, T.W., Tyner, W.E., and Birur, D.K., (2010). Global Impacts of Biofuels. *Energy Journal*, 31(1), pag. 75-100.

Hobbs, N.B. (1986). Mire morphology and the properties and behavior of some British and foreign peats. *Q.J. Eng. Geol.*, 19, pp. 7-80.

Hutchinson, J.N. (1980). The record of peat wastage in the East Anglian fenlands at Holme Post, 1848-1978 a.d. *J. Ecol.*, 68(1), pp229-249

Intergovernmental Panel on Climate Change (2007), *Climate Change 2007: Synthesis Report*, 73 pp., Geneva, Switzerland. [Available at http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm]

Jongedyk, H.A. et al (1950). Subsidence of muck soils in northern Indiana. Circular 366, Purdue University Agricultural Experiment Station.

Løddesøl, A. (1949). Soil conservation problems in Norway. Experience paper prepared for Section Meetings, Land Resources 1(b) on Methods of Soil Conservation for the United Nations' Economic and Social Council, E 1 Conf. 2/Sec/W.87, 23 March, 1949.

Mapping Carbon Pricing Initiatives (2013). Carbon Finance at the world bank. *Ecofys*

Marani, M. (2004). *Processi e modelli dell'idrometeorologia*.

Mecleod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H., and Silliman, B. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Ecol Environ*, Vol. 9, 552-560.

Melling, L., Hatano, R., e Goh, K.J. (2005). Soil CO₂ flux from three ecosystems in tropical peatland of Sarawak, Malaysia. *Tellus*, 57B, pp. 1-11.

Mount, J., e Twiss, R. (2005). Subsidence, sea level rise, and seismicity in the Sacramento-San Joaquin Delta, San Francisco. *San Francisco Estuary and Watershed Sci*, 3(1).

Murray, B.C., Jenkins, W.A., Sifleet S., Pendleton, L., and Baldera, A. (2010). Payments for Blue Carbon – Potential for Protecting Threatened Coastal Habitats. *Nicholas Institute Report*.

Nellemann, C., Corcoran, E. (2009). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*, United Nations Environment Programme.

Nicoletti, V., Silvestri, S., Rizzetto, F., Tosi, L., Putti, M., e Teatini, P. (2003). Use of remote sensing for the delineation of surface peat deposits south of the Venice Lagoon (Italy). In *IGARSS 2003, International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, volume IV, pp. 2881-2883. Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc.

- Nieuwenhuis, H.S., e Schokking, F. (1997). Land subsidence in drained peat areas of the Province of Friesland, The Netherlands. *Q. J. Eng. Geol.*, 30, pp. 37-48.
- Nieveen, J.P., Campbell, D.I., Schipper, L.A., e Blair, I.J. (2005). Carbon exchange of grazed pasture on drained peat soil. *Glob. Change Biol.*, 11, 607-618.
- Oleszczuk, R., Bohne, K., Szatyłowicz, J., Brandyk, T., e Gnatowski, T. (2003). Influence of load on shrinkage behavior of peat soils. *J. Plant Nutr. Soils Sci.*, 166, pp. 220-224.
- Pitacco A., Maniero, G., Meggio, F., and Tezza, L. (2014). Misure di flussi di CO₂ da suoli torbosi. Unpublished data.
- Price, J.S. (2003). Role and character of seasonal peat soil deformation on the hydrology of undisturbed and cutover peatlands. *Water Resour. Res.*, 39(9), 1241
- Price, J.S. e Schlotzhauer, S.M. (1999). Importance of shrinkage and compression in determining water storage changes in peat: the case of a mined peatland. *Hydrol. Process.*, 13, pp. 2591-2601.
- Pyatt, D.G., e John, A.L. (1989). Modelling volume changes in peat under conifer plantations. *J. Soil Sci.*, 40, pp. 695-706.
- Revesz, R.L., Howard, P.H., Arrow, K., Goulder, L.H., Koop, R.E., Livermore, M.A., Oppenheimer, M., and Sterner, T., (2014). Improve economic models of climate change. *Nature*, Vol.508, 173-175.
- Rizzetto, F., Tosi, L., Bonardi, M., Gatti, P., Fornasiero, A., Gambolati, G., Putti, M., and Teatini, P., (2001). Geomorphological evolution of the southern catchment of the Venice Lagoon (Italy): The Zennare Basin. *Scientific Research and Safeguarding of*

Venice (CORILA Research Program 2001-2003 - Vol. I, 2001 Results), Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti, P. Campostrini ed., La Garangola, Padova, Italy, 217-228.

Roe, H.B. (1936). A study of depth of ground-water level on yields of crops grown on peat lands. Bulletin 330, University on Minnesota Agricultural Experiment Station.

Rose, S.K., Turner, D., Blanford, G., Bistline, J., de la Chesnaye, F., and Wilson, T. *Understanding the Social Cost of Carbon: A Technical Assessment*. EPRI, Palo Alto, CA: 2014.

Rojstaczer, S., e Deverel, S.J. (1995). Land subsidence in drained Histosols and highly organic mineral soils of California. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59(4), pp. 1162-1167.

Schothorst, C.J. (1997). Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherlands. *Geoderma*.

Sifleet, S., Pendleton, L., and Murray, B.C., (2011). State of the Science on Coastal Blue Carbon.

Sivola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H., e Martikainen, P.J. (1996). CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *J. Ecol.*, 84, pp. 219-228.

Skoropanov, S.G. (1962). Drainage norms for peat bog soils. *Gidrotehnika I Melioratsiya*, 1, pp. 3440. Translated from Russian for USDA and NSF in Jerusalem, Israel, 1968. Available from U.S. Department of Commerce Clearing House for Federal Scientific and Technical Information; Springfield, VA 22151.

Stephens, J.C. (1969). Peat and muck drainage problems. *Journal of the irrigation and drainage division*, 95, pp. 285-305.

Stephens, J.C., Allen Jr, L.H., e Chen, E. (1984). Organic soil subsidence. In T.L. Holzer, editor, *Man-induced land subsidence*, volume VI of *Reviews in Engineering Geology*, pp. 107-122. The geological Society of America, boulder, Colorado 80301.

Strack, M., (2008). *Peatland and Climate Change* editor IPS (International Peat Society)

Understanding the social cost of carbon: a technical assessment (2014). Electric Power Research Institute.

Suddeth, R.J., Mount, J., e Lund, J.R. (2010). Levee Decisions and Sustainability for the Sacramento San Joaquin Delta. *San Francisco Estuary and Watershed Sci*, 8(2), pp. 1-23.

Teatini, P., Putti, M., Gambolati, G., et al., 2004. Reversible/irreversible peat surface displacements and hydrological regime in the Zennare basin, Venice. In: Campostrini, P. (Ed.), *Scientific Research and Safeguarding of Venice – Research Programme, 2001-2003*. CORILA, Venice, Italy, Vol. II, pp. 93-106.

Vries, F.T.D. (2003). Practical use of a hydrological model for peatlands in borneo; modeling the sungai sebangau catchment in central Kalimantan, Indonesia. Technical report, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Wösten, J.H.M., Ismal, A.B., e van Wijk, A.L.M. (1997). Peat subsidence and its practical implications: a case study in Malaysia. *Geoderma*, 78, pp. 25-36.

Zanello, F., Teatini, P., Putti, M., and Gambolati, G., (2011). Long term peatland subsidence: Experiment study and modeling scenarios in the Venice coastland. *Journal of geophysical research*, Vol.116.

