UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
Dipartimento di Territorio e Sistemi Agro-Forestali
Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e Ambiente

Corso di laurea magistrale in Scienze Forestali ed Ambientali

Caratterizzazione dei siti riproduttivi di *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) negli habitat costieri della Regione Veneto

Characterization of the breeding sites of *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) in the coastal habitats of the Veneto region

Relatore
Prof.ssa De Fassi Negrelli Rizzi Chiara

Correlatore
Dott. Richard Jacopo, Veneto Agricoltura

Laureanda
Tiozzo Caenazzo Giorgia
Matricola n. 2094623

ANNO ACCADEMICO 2024/2025

INDICE

RIASSUNTO 1
ABSTRACT 2
1. INTRODUZIONE 3
1.1 La specie: tassonomia e distribuzione 3
1.2 La specie: habitat, morfologia e biologia 7
1.3 Minacce per *Pelobates fuscus* 10
1.4 Stato di conservazione della specie in Italia 10
1.5 Tolleranza alla salinità negli anfibi 13
1.5.1 Tolleranza alla salinità nel genere *Pelobates* 19
2. OBIETTIVI DELLA TESI 21
3. MATERIALI E METODI 22
3.1 Inquadramento dell'area di studio 22
3.1.1 Giardino botanico litoraneo di Porto Caleri 22
3.1.2 Riserva Naturale Integrale di Bosco Nordio 27
3.2 Metodologie e strumenti 32
3.2.1 Localizzazione e caratterizzazione degli stagni 32
3.2.2 Rilievo dei parametri chimico-fisici 34
3.2.3 Verifica della riproduzione di *Pelobates fuscus* 36
3.2.4 Dati meteo-climatici e mareografici 37
3.2.5 Elaborazione statistica dei dati 38
4. RISULTATI 39
4.1 Localizzazione e caratterizzazione degli stagni 39
4.2 Rilievo dei parametri chimico-fisici 45
4.3 Verifica della riproduzione di *Pelobates fuscus* 50
4.4 Contesto meteo-climatico del periodo di studio 53
5. DISCUSSIONE 54
6. CONCLUSIONI 66
7. BIBLIOGRAFIA 67
SITOGRAFIA 73
ALLEGATI 74
ALLEGATO 1 74
ALLEGATO 2 75
ALLEGATO 3 76
ALLEGATO 4 77
ALLEGATO 5 78

ALLEGATO 6 79

RIASSUNTO

Il Pelobate fosco (*Pelobates fuscus,* Laurenti, 1768) è tra gli anfibi italiani maggiormente minacciati di estinzione. In Veneto ed Emilia-Romagna la specie è stata rinvenuta in habitat litoranei, alcuni dei quali situati in prossimità della linea di costa e soggetti al fenomeno della salinizzazione che può rendere inutilizzabili i siti riproduttivi.

La tesi ha avuto come oggetto lo studio dei potenziali siti riproduttivi di *Pelobates fuscus* in due aree collocate nel settore costiero del Veneto meridionale: Bosco Nordio (Chioggia, VE), in cui la specie è stata reintrodotta, e Porto Caleri (Rosolina, RO), dove è presente l'unica popolazione naturale della regione attualmente conosciuta.

Le due località presentano una diversa situazione delle raccolte d'acqua, essendo la prima collocata a circa 3 km dal mare, mentre l'area di Porto Caleri è una penisola situata tra il mare e la laguna, quindi maggiormente soggetta alla presenza di alti valori di salinità nell'acqua. In particolare, si è voluto valutare se il fenomeno della salinizzazione di questi ambienti potesse comportare un rischio per la conservazione della popolazione presente in quest'area.

La posizione degli stagni è stata verificata mediante informazioni pregresse e ricerca attiva sul campo. Nel periodo riproduttivo è stata accertata l'eventuale riproduzione della specie mediante l'ascolto dei canti dei maschi, l'osservazione diretta degli individui o delle ovature deposte. Successivamente è stato controllato il regolare svolgimento della fase larvale mediante la verifica della presenza di larve prossime alla metamorfosi. Durante queste fasi sono stati monitorati alcuni parametri chimico-fisici dell'acqua (conducibilità, pH e temperatura). Lo studio si è completato con il rilievo delle dimensioni delle raccolte d'acqua e la situazione ambientale relativa a composizione della vegetazione, copertura arborea e condizioni delle sponde.

I risultati hanno consentito di ottenere informazioni sulla tolleranza della specie alla salinità in natura e di caratterizzare i siti utilizzati con successo per la riproduzione, fornendo utili indicazioni per la conservazione della specie e la gestione di questi habitat.

ABSTRACT

The Common Spadefoot Toad (*Pelobates fuscus* Laurenti, 1768) is among the most endangered amphibians in Italy. In Veneto and Emilia-Romagna, the species has been found in coastal habitats, some of which are located near the shoreline and are subject to salinization, a phenomenon that can render breeding sites unusable.

This thesis focused on studying the potential breeding sites of *Pelobates fuscus* in two areas located along the southern coastal sector of Veneto: Bosco Nordio (Chioggia, VE), where the species has been reintroduced, and Porto Caleri (Rosolina, RO), which hosts the only currently known natural population in the region.

The two sites differ in terms of water ponds conditions: the first is located about 3 km from the sea, while the second, Porto Caleri, is a peninsula situated between the sea and the lagoon, and therefore more exposed to high salinity levels in the water. The study, in particular, aimed to assess whether the salinization of these environments could pose a risk to the conservation of the population in this area.

The location of the ponds was verified using previous information and active field research. During the breeding season, the presence of reproduction was confirmed through listening to male calls, direct observation of individuals or egg clutches. The proper development of the larval phase was later verified by capturing larvae close to metamorphosis. During these phases, several chemical-physical parameters of the water were monitored (conductivity, pH, and temperature). The study was completed with measurements of the water bodies' dimensions and the environmental conditions, including vegetation composition, tree cover, and bank conditions.

The results provided new information about the species' tolerance to salinity in natural conditions and helped characterize the sites successfully used for reproduction, offering valuable indications for the conservation of the species and the management of these habitats.

1. INTRODUZIONE

Gli anfibi sono tra le classi di animali che maggiormente risentono delle attività umane. Tra le cause principali della rarefazione di molte specie ci sono la distruzione o trasformazione degli habitat, l'introduzione di specie aliene, i cambiamenti climatici e l'inquinamento (Collins & Storfer, 2003). In Italia, la pianura padana è tra le aree che maggiormente hanno risentito degli effetti delle attività antropiche: gran parte delle superfici degli habitat originari sono state trasformate per l'agricoltura o dall'urbanizzazione, relegando ambienti naturali e specie a piccole superfici relitte, spesso isolate tra di loro e talvolta senza continuità storica. Alcune specie sono state particolarmente impattate da queste trasformazioni, perché poco mobili (e quindi non in grado di ricolonizzare autonomamente gli habitat eventualmente riformatisi) o perché particolarmente sensibili alle modifiche delle caratteristiche fisiche o microclimatiche dell'habitat. In alcuni casi, alcune specie si sono quasi estinte perché il loro areale originario è stato tutto interessato dagli impatti antropici.
Questo è il caso del Pelobate fosco (*Pelobates fuscus*), la cui distribuzione originaria, in Italia, ricadeva quasi esclusivamente nella Pianura Padana.

1.1 La specie: tassonomia e distribuzione

Il Pelobate fosco (*Pelobates fuscus*, Laurenti, 1768) è un anfibio anuro appartenente alla famiglia Pelobatidae, diffusa in Europa, Africa nord-occidentale e Asia occidentale. La classificazione del genere *Pelobates* è sempre stata molto dibattuta. Un recente studio di Dufresnes *et al*. (2019) fornisce una panoramica aggiornata della tassonomia e della distribuzione di tutti i taxa esistenti. Il genere *Pelobates* comprende quindi 6 specie (figura 1): *P. cultripes* (Cuvier, 1829), presente nel sud della Francia e nella penisola Iberica, *P. syriacus* (Boettger, 1889) presente con due sottospecie (*P. s. syriacus* e *P. s. boettgeri)* in Asia sud-occidentale, *P. balcanicus* presente con due sottospecie (*P. b. balcanicus* e *P. b. chloeae)* nell'Europa sud-orientale, *P. varaldii* (Pasteur & Bons, 1959) presente in Marocco, *P. fuscus* dell'Europa centrale e il *P. vespertinus* dell'Europa orientale.

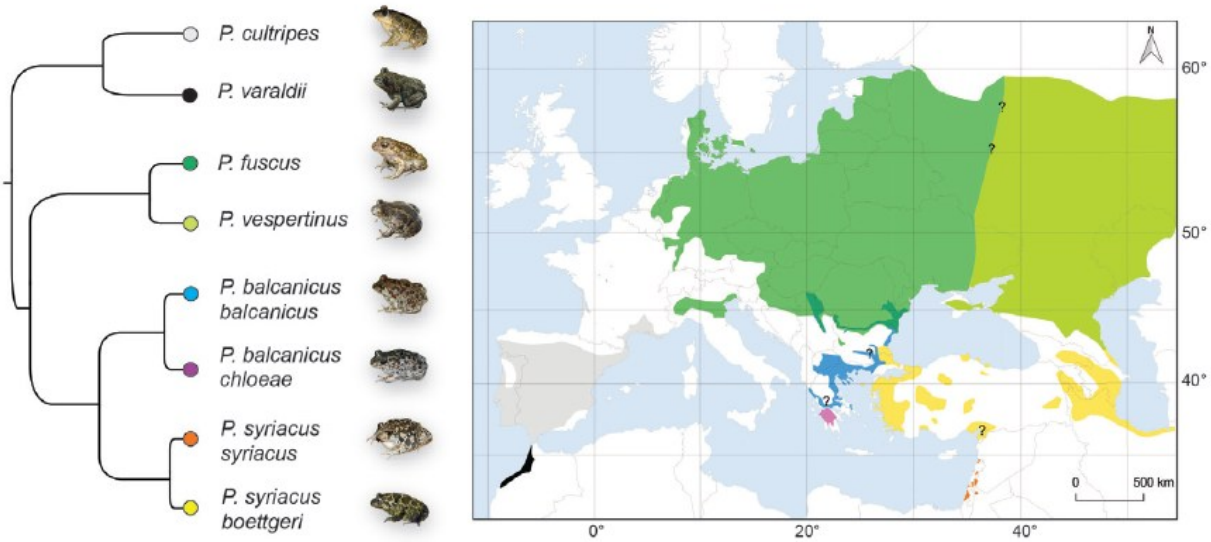


Fig.1. Areale di distribuzione del taxon *Pelobates* (Dufresnes *et al*., 2019)

Tradizionalmente le popolazioni diffuse nel continente eurasiatico erano attribuite alla sottospecie *Pelobates fuscus fuscus,* ad eccezione di quelle presenti nella Pianura Padana che venivano invece ascritte alla sottospecie *Pelobates fuscus insubricus* (Cornalia, 1873). I caratteri distintivi della sottospecie *insubricus* sarebbero stati una più vivace colorazione, pelle più sottile, minor sviluppo delle ghiandole omerali e differenze nelle vocalizzazioni. I risultati di uno studio di Crottini *et al*. (2007), pur sollevando dubbi sulla validità sottospecifica di *P. fuscus insubricus*, hanno evidenziato come le popolazioni italiane detengano la maggiore variabilità genetica e custodiscano un patrimonio genetico ancestrale unico. Attualmente *Pelobates fuscus* viene considerato taxon monotipico (Dufresnes *et al*., 2019). In Italia l'areale storico comprende la parte settentrionale (figura 2), soprattutto quella relativa alle regioni in cui si incontrano estese aree planiziali (Piemonte, Lombardia, Veneto, Friuli-Venezia Giulia ed Emilia-Romagna). Se si comparano le segnalazioni storiche (Andreone *et al*., 1993, 2004a) con quelle attuali, è evidente come gli ambienti dove la specie era un tempo presente si siano significativamente modificati nel tempo. La maggior parte delle popolazioni attualmente note (circa 10 stazioni) è localizzata lungo la fascia morenica piemontese e lombarda e nella bassa pianura, mentre molte delle popolazioni non più segnalate erano localizzate in aree a ridosso di centri urbani, come Vanchiglia (Torino), Mirasole e Porta Vicentina (Milano), Bologna, Bergamo e Brescia (tutti siti ormai assorbiti dal tessuto urbano). L'abbondanza nel settore nord-occidentale è da imputare ad una più attenta attività di ricerca. A tal proposito vale la pena di ricordare un lavoro di Andreone *et*

al. (2004), dove è stata analizzata la situazione distributiva di tre macroaree geografiche del Nord-Italia: (1) Piemonte, (2) Svizzera (Canton Ticino), Lombardia ed Emilia-Romagna, (3) Veneto e Friuli – Venezia Giulia. Considerando i siti non confermati come alterati o distrutti, l'area (1), riferibile all'Italia nord-occidentale, ha mostrato una perdita del 40%, la parte centrale della Pianura Padana (area 2) del 50%, mentre la parte orientale (area 3) una perdita del 66.7%.

Per quanto riguarda le restanti regioni italiane il Pelobate è presente in pochissime stazioni dislocate in aree planiziali e soprattutto costiere. Nel Friuli-Venezia-Giulia la specie, nota solo per 4 località in epoche storiche, non è più stata confermata dal 1992 (Lapini *et al.*, 1993); in Emilia-Romagna il Pelobate è attualmente noto unicamente in due stazioni nel sistema dei biotopi costieri delle pinete del ravennate (Mazzotti *et al.*, 2002) e presso il bosco della Mesola, nel delta del Po ferrarese (Mazzotti & Rizzati, 2001).

Fig. 2. Areale storico del Pelobate fosco in Italia (da Bernini *et al.*, 2006)

In Veneto attualmente si conosce un'unica popolazione di Pelobate fosco, localizzata presso Porto Caleri, sul litorale adriatico nelle vicinanze di Rosolina, in provincia di Rovigo (Boschetti *et al*., 2006). La presenza di questa popolazione è stata documentata per la prima volta nel 2005 in seguito al rinvenimento di alcuni individui adulti in attività notturna e nel 2006 ne è stata accertata la riproduzione. Considerando che la stazione più vicina si trova presso il Bosco della Mesola, in territorio emiliano, circa 20 km più a sud, si tratta di una popolazione isolata autoctona. Successivamente, nel 2009, con il rinvenimento di un individuo neo metamorfosato, è stata accertata la presenza della specie anche a Porto Fossone, vicino alla foce dell'Adige (Boschetti *et al*., 2011). Uno studio di Bedin e Richard (2016), condotto tra il 2006 e il 2014, riporta i risultati di indagini mirate ad ottenere informazioni sulla distribuzione di Pelobate nell'intero sistema dunale di Rosolina Mare; complessivamente sono state effettuate 141 osservazioni, ripartite in 71 (63 adulti/subadulti e 8 neometamorfosati) nel comprensorio dunale di Porto Caleri e 70 nelle vicinanze della foce dell'Adige (2 adulti/subadulti e 68 neometamorfosati, figura 3). Successivamente a tale data, a Porto Fossone non sono state effettuate ulteriori osservazioni della specie, e quindi la sopravvivenza di questa popolazione non è certa.

Nell'ultimo secolo per il Veneto si è registrata una drastica diminuzione della specie che era presente, almeno fino alla fine del XIX secolo, nella bassa pianura veronese presso Calcinaro, Sorgà, Engazzà e Isola della Scala e nella metà del XX secolo in alcune località della pianura padovana e veneziana, in particolare presso Chirignago. Esistono alcune segnalazioni, non provate da reperti museali e letteratura storica come le precedenti, in alcune località nei dintorni di Mestre. Sulla base di ricerche recenti, sembra che la specie non sia più presente in queste località a causa dell'inquinamento dei siti riproduttivi, l'alterazione dei suoli, cambiamento nelle tecniche di lavorazione agricole ed una diffusa e intensa urbanizzazione (Richard, 2007).

Dal 2008 la specie è presente anche presso la Riserva Naturale Integrale di Bosco Nordio, (Chioggia (VE), situata a pochi chilometri dalle località di Porto Caleri e Porto Fossone, a seguito di un progetto di reintroduzione gestito dall'Agenzia regionale Veneto Agricoltura.

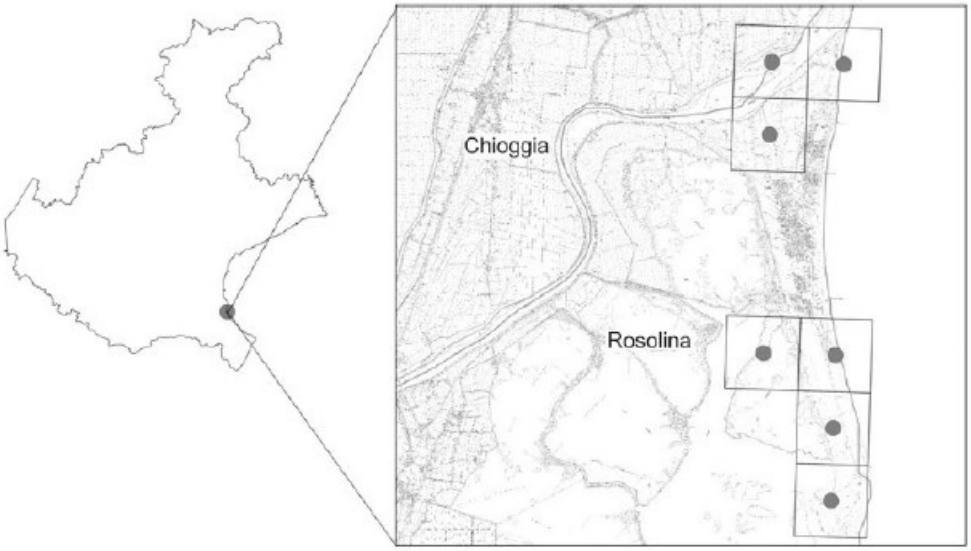


Fig. 3. Distribuzione del Pelobate Fosco lungo il litorale di Rosolina mare (Bedin & Richard, 2016)

1.2 La specie: habitat, morfologia e biologia

Il Pelobate fosco è un anuro fossorio che raggiunge una lunghezza massima di 60-90 mm. Presenta cranio osseo “corazzato” e corpo globulare con arti non molto sviluppati. Gli arti posteriori sono invece caratterizzati da speroni metatarsali particolarmente sviluppati, denominati “vanghe”, che gli consentono di scavare nel terreno. Gli occhi sono prominenti e globosi, con pupilla verticale. Negli adulti la parte superiore della testa presenta una modesta gibbosità trasversale nella regione occipitale. I maschi sono privi di sacco vocale ed hanno la parte superiore del braccio quasi completamente occupata da una grossa formazione ghiandolare ovale e liscia, che si sviluppa nella stagione riproduttiva, accompagnata da alcune escrescenze perliformi, incolori, sparse sulla superficie dell'avambraccio e delle dita delle mani (Lanza, 1983). Essi, inoltre, presentano una colorazione giallastra della cute, mentre quella delle femmine tende al grigiastro con presenza di piccoli punti rossi (assenti o sporadici nei maschi) (Andreone *et al*., 2007). Sono riconosciute due varietà cromatiche (prive di validità tassonomica): *maculata*, nella quale su un fondo grigio perla biancastro si distinguono macchie scure più o meno isolate le une dalle altre, ed *albo-vittata* (figura 4), in cui le macchie del dorso si fondono per formare due linee scure più o meno parallele all'asse longitudinale del corpo.

Fig. 4. Esemplare maschio, varietà cromatica albo-vittata; evidente formazione ghiandolare sulla parte superiore del braccio (foto di Giorgia Tiozzo)

Il Pelobate è generalmente presente in aree con terreno sabbioso o comunque tale da consentirgli un agevole interramento. Non manifesta una particolare selettività degli habitat frequentati, essendo spesso rinvenibile in ambienti aperti (pianure alluvionali o moreniche) o all'interno di boschi e non richiede particolari condizioni di umidità; predilige però siti acquatici temporanei durante la riproduzione, comportandosi da specie colonizzatrice. Si distribuisce da 1 a 370 m s.l.m. Mentre le larve hanno un regime alimentare prevalentemente erbivoro e detritivoro, gli adulti sembrano essere più specializzati (Chiminello & Generani,1992): il 72,3% si nutre di coleotteri.

Conduce vita fossoria e notturna per buona parte dell'anno; è solo in occasione delle piogge primaverili da fine marzo a fine aprile, quando le temperature medie notturne raggiungono circa i 10°C, che gli adulti escono dai quartieri di svernamento per recarsi in massa verso i siti riproduttivi. L'andamento meteorologico può però anticipare la deposizione delle uova a fine febbraio o ritardarla fino a maggio. I maschi raggiungono i siti per primi, mentre le femmine giungono in un secondo momento, attirate dai loro canti. L'amplesso è inguinale, accompagnato da vocalizzazioni emesse sott'acqua da entrambi i sessi. Le uova (figura 5), da 1200 a 3400 (Lanza, 1983), sono deposte in cordoni gelatinosi, lunghi alcune decine di centimetri e ancorati a piante acquatiche e ad altri oggetti sommersi. Le larve (figura 5), in 2-3 mesi, possono raggiungere la dimensione di 120 mm. La colorazione caratteristica appare subito nei neometamorfosati (figura 6). La riproduzione avviene nell'arco di una settimana, trascorsa la quale entrambi i sessi ritornano alla vita terrestre (Andreone *et al*., 1993).

Fig. 5. Ovature e larve di Pelobate fosco (foto di Giorgia Tiozzo)

Fig. 6. Esemplare neometamorfosato (foto di Giorgia Tiozzo)

1.3 Minacce per *Pelobates fuscus*

Da decenni il Pelobate fosco è considerato in via di estinzione in Europa e le cause della rarefazione di questa specie, un tempo abbondante anche in Italia nella pianura padana, sono imputabili alla distruzione degli ambienti agrari tradizionali con il conseguente sviluppo dell'urbanizzazione, alla diversa gestione delle colture, all'inquinamento dei siti idonei alla riproduzione, alla scarsa variabilità genetica e all'introduzione di specie alloctone.
Nyström *et al*. (2002) hanno analizzato i fattori ambientali che influenzano la presenza del pelobate nei siti di riproduzione nel sud della Svezia (diminuita del 99% dal 1959 al 1997), con l'obiettivo di comprendere le cause del suo declino e proporre misure di conservazione. Gli autori hanno evidenziato come i maschi in canto prediligano stagni grandi e permanenti, con alte concentrazioni di ossigeno ed elevate temperature primaverili; la presenza di pesci predatori e gamberi di fiume esotici è associata all'assenza della specie, alimentata anche dalla scarsa mobilità della stessa.
La struttura genetica del Pelobate fosco è stata analizzata in uno studio di Eggert *et al*. (2006), che ha evidenziato come le popolazioni dell'Europa sud-orientale e dei Balcani abbiano un'alta variabilità genetica rispetto a quelle dell'Europa nord-occidentale, dove il declino è più marcato per perdita di habitat, cambiamenti climatici, scarsa dispersione della specie e, appunto, bassa variabilità genetica.

Uno studio spagnolo (Rodriguez *et al*., 2005) evidenzia come l'introduzione di specie esotiche, ed in particolare del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*, Girard, 1852), possa influire negativamente sulla biodiversità delle zone umide alterando profondamente la catena trofica: ad esempio non è più stata osservata alcuna evidenza di riproduzione del *Pelobates cultripes* ove presente il crostaceo decapode alloctono.

1.4 Stato di conservazione della specie in Italia

Come conseguenza del suo esteso areale, *Pelobates fuscus* è tra le specie inserite dall' Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) nelle Liste Rosse come "a basso rischio" (LC, least concern) (Krasa *et al.* 2024). Le popolazioni italiane, visto il forte declino, vengono invece considerate "in pericolo" (EN, endangered) e quelle venete "in pericolo critico" (CR, critically endangered) (Bonato *et al.*, 2007).
Pelobates fuscus è inoltre classificato come prioritario tra quelli di interesse comunitario nell'ambito dell'Unione Europea (allegato II della Direttiva Habitat 92/43/CEE).

Tale criticità ha indotto il WWF (World Wide Fund for Nature) a condurre programmi di sensibilizzazione, ma è stato l'inserimento tra i taxa prioritari che ha permesso di beneficiare dei finanziamenti comunitari per realizzare due progetti LIFE Natura. Il primo progetto (intitolato LIFE IT1110035, *Azioni urgenti per la conservazione del Pelobates f. insubricus*), in cui sono stati sperimentati alcuni tentativi di allevamento in cattività, reintroduzioni e miglioramenti ambientali, ha favorito la redazione di un "Action Plan" contenente le linee guida da seguire nei progetti di conservazione e ricerca riguardanti questa specie (Andreone, 2000; Jesu *et al*., 2002). Il secondo progetto LIFE ("LIFE00NAT/IT/007233 - *Progetto Pelobates nel Parco Naturale della Valle del Ticino Piemontese*) comprende attività di monitoraggio e indagini sullo stato di salute delle popolazioni (Crottini & Andreone, 2007). Questi progetti hanno evidenziato una scarsa efficacia per l'impegno limitato ad un arco temporale ridotto e mancata continuità, non consentendo di sviluppare un'adeguata attività di salvaguardia.

Un progetto LIFE Natura più recente (2020–2026) è stato sviluppato in Piemonte e Lombardia, denominato "LIFE19-NAT/IT/000883 *Insubricus*" e sostenuto dalla European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency (CINEA), nell'ambito del programma di finanziamento europeo LIFE 2014-2020 Natura e Biodiversità. Il progetto prevede interventi finalizzati a migliorare le azioni di conservazione dell'habitat e della specie al fine di favorire la crescita delle popolazioni in futuro (https://www.lifeinsubricus.eu/).

Le cause principali di questo declino sembrano essere, come più sopra indicato, la distruzione, frammentazione e alterazione dei siti riproduttivi acquatici e degli habitat terrestri circostanti, in seguito all'urbanizzazione ed alle pratiche dell'agricoltura intensiva (Andreone *et al*., 2004; Richard, 2007). Anche la presenza di fauna alloctona, fra cui la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) ed il gambero rosso della Lousiana (*Procambarus clarkii*), può essere un fattore negativo per la specie (Andreone *et al*., 2007), a cui bisogna inoltre aggiungere l'isolamento geografico e riproduttivo fra le poche popolazioni relitte (Richard, 2007). L'apparente rarità della specie è però anche legata alla sua intrinseca elusività, alla mancanza di ricerche sufficienti e alla complessità di monitoraggio, che deve essere notturno e con l'utilizzo di barriere, trappole a caduta e di idrofono per identificare individui in canto (Andreone *et al*., 2004; Crottini & Andreone, 2007).

La sopravvivenza della popolazione di Porto Caleri, oggetto di questa tesi, si deve probabilmente alle favorevoli condizioni di integrità degli habitat e al relativo isolamento da agenti inquinanti e da specie antagoniste e predatrici. Una possibile minaccia può essere

rappresentata dall'alterazione della salinità all'interno delle pozze di riproduzione a causa di eventuali ingressi di acqua salmastra dal mare o dalla laguna circostanti (Richard, 2010). Rispetto ad altre popolazioni note, quella di Porto Caleri sembra essere particolarmente consistente ed esistono discrete garanzie per la sua tutela: l'area è inclusa nel Sito di Importanza Comunitaria "Delta del Po" che si trova nel Parco Regionale Veneto del Delta del Po. Inoltre, alcune delle raccolte d'acqua utilizzate per la riproduzione sono all'interno del Giardino Botanico Litoraneo di Porto Caleri, gestito da Veneto Agricoltura e dal Servizio Forestale Regionale di Padova e Rovigo. Per il mantenimento di questa popolazione sono comunque necessari programmi di ricerca e monitoraggio, di conservazione e sensibilizzazione.

Dopo la scoperta della popolazione relitta di Porto Caleri, grazie alla Delibera del Consiglio Regionale n. 69 del 13 dicembre 2006, è stato attivato un progetto dell'Agenzia regionale Veneto Agricoltura per la reintroduzione di *Pelobates fuscus* all'interno della Riserva Naturale Integrale di Bosco Nordio (Chioggia, VE), a partire da due ovature fatte schiudere in condizioni controllate, le cui attività sono attualmente ancora in corso (figura 7). La Riserva è stata considerata particolarmente adatta alla reintroduzione per diverse ragioni. In primo luogo, per la sua posizione geografica, poiché si trova vicino (circa 6 chilometri) sia a Porto Caleri che a Porto Fossone; inoltre, è in prossimità del fiume Adige, che può fungere da corridoio ecologico per la specie. In secondo luogo, il tipo di ambiente è stato ritenuto particolarmente idoneo, trattandosi di un sistema dunale con suolo sabbioso e foresta termofila, con habitat paragonabili a quelli presenti nel sito di provenienza delle ovature.

Fig. 7. Apparati di allevamento della specie presso uno stagno di Bosco Nordio (foto di Giorgia Tiozzo)

1.5 Tolleranza alla salinità negli anfibi

La quantità di sali presenti ha un impatto notevole sugli anfibi, che sono specie estremamente sensibili alle variazioni dell'ambiente acquatico. Molti anfibi, soprattutto nelle fasi larvali, sono in grado di tollerare livelli di salinità dell'acqua piuttosto elevati, ma la tolleranza varia a seconda della specie e dello stadio di sviluppo. In generale, le specie che vivono in ambienti costieri o lagunari sono più adattate a tollerare salinità moderate o elevate rispetto a quelle che vivono esclusivamente in ambienti d'acqua dolce (Stanescu *et al*., 2013).

La salinità può influire negativamente nello sviluppo dell'animale portando ad aumento nella mortalità, malformazioni, stress fisiologico per modifiche nell'osmoregolazione e alterazioni della crescita (Stanescu *et al*., 2016).

Nonostante questa sensibilità, gli anfibi si sono dimostrati più adattabili di quello che si riteneva in passato. Nel 1958 Neill, nella sua opera "*The occurrence of amphibians and reptiles in saltwater areas, and a bibliography*", raccolse gli aneddoti riportati da molti biologi e naturalisti fin dai tempi di Darwin, descrivendo le particolarità di 44 specie di anfibi presenti in ambienti influenzati dall'acqua salata. Negli anni '60 e '70, alcuni autori tra cui Malcolm S. Gordon, Uri Katz e Ronald H. Alvarado, condussero studi fondamentali sulla fisiologia

osmoregolatoria degli anfibi e sulla loro capacità di regolare i sali: le loro scoperte sui meccanismi di ritenzione dell'urea e sull'assorbimento di Na^+ e Cl^- sono oggi considerate opere classiche nella fisiologia degli anfibi (si veda, ad esempio: Gordon *et al*., 1961; Katz, 1973; Alvarado & Moody, 1970).

Hopkins *et al*. (2015) forniscono una revisione della letteratura sugli anfibi in acque salmastre e saline, analizzando studi scientifici basati su misurazione della salinità, osservazioni sul campo, test di tolleranza e studi fisiologici svolti in habitat costieri naturali ed antropizzati. Gli anfibi tolleranti al sale, per un totale di 144 specie, sono stati segnalati in tutti i continenti eccetto l'Antartide, con la maggior parte delle specie provenienti dal Nord America. La maggior parte degli studi sono stati svolti tra il 2000 e il 2014.

Gli autori concordano sull'ipotesi che la tolleranza alla salinità possa essere genetica e possa derivare dall'adattamento alle condizioni aride: l'efficiente osmoregolazione e ritenzione dell'urea potrebbero inoltre spiegare la velocità di adattamento di alcune specie nei confronti dei cambiamenti ambientali; gli adulti risultano comunque più tolleranti rispetto alle fasi larvali.

Gli anfibi sono spesso messi in difficoltà anche dai cambiamenti climatici, che causano inondazioni marine negli habitat costieri durante gli eventi estremi, aumentandone così la salinità (Gornitz ,1995; Nicholls *et al*., 1999; Purcell *et al*., 2008; Rìos-López, 2008). Gli autori concordano sull'affermare che gli animali siano "forzati" ad evolvere in risposta agli eventi intermittenti e che gli anfibi "abituati" alla salinità reagiscano più velocemente. Inoltre, eventi di salinizzazione secondaria (Williams, 2001; Christy & Dickman, 2002; Chinathamby *et al*., 2006; Kearney *et al*., 2012) causate da attività umane, come l'agricoltura, l'irrigazione o la distribuzione del sale per disgelo stradale (Environment Canada, 2001; Thunqvist, 2004; Kaushal *et al*., 2005; Canedo-Argulles *et al*., 2013), possono mettere in difficoltà le fasi di sviluppo degli anfibi.

Uno studio condotto nel sud-est dell'Australia (Smith *et al*., 2007), ha analizzato la relazione tra la salinità (misurata tramite conducibilità elettrica) e la presenza/diversità di 6 taxa di girini (*Litoria ewingii, Neobatrachus sudelli, Limnodynastes dumerilii, Limnodynastes tasmaniensis, Limnodynastes peronii, Crinia signifera*) in 56 zone umide. La presenza diminuisce significativamente con l'aumento della salinità e la soglia critica si colloca tra 3000 µS/cm a 25°C e 6000 µS/cm a 25°C: oltre questa soglia, i girini sono praticamente assenti. Alcune specie mostrano una maggiore tolleranza alla salinità rispetto ad altre e questa variazione suggerisce che la salinità può agire come filtro ecologico, determinando l'erpetofauna presente in ambienti con differenti quantità di sali disciolti in acqua. Oltre a

questo, gli anfibi potrebbero essere utilizzati come indicatori biologici per monitorare i cambiamenti nella salinità delle zone umide.

In un ulteriore studio condotto in Florida (Brown & Walls, 2013), dove le zone umide costiere di acqua dolce sono periodicamente esposte ad aumenti acuti della salinità, a causa di eventi di inondazione legati agli uragani o a esposizioni croniche dovute all'innalzamento del livello del mare, si è dimostrato come una specie invasiva (*Osteopilus septentrionalis*) sia più tollerante di 6 specie native (*Hyla cinerea*, *Hyla squirella*, *Lithobates catesbeianus*, *Lithobates sphenocephalus*, *Anaxyrus terrestris*, *Gastrophryne carolinensis)*, suggerendo che l'intrusione di acqua salata potrebbe influenzare la composizione di questi ecosistemi, aggravando gli effetti dell'introduzione di questa specie alloctona.

Insieme ai cambiamenti ambientali e indotti dall'uomo, forze trainanti nell'evoluzione della tolleranza al sale possono essere anche i cambiamenti nella composizione e nella struttura della comunità o, più in generale, nuove opportunità di interazioni biotiche. Sono state ad esempio osservate alcune specie di anuri in sud-America che si nutrono di invertebrati marini (Sazima, 1971; Brasileiro *et al*., 2010; Ferreira & Tonini, 2010) e altre che si sono adattate alla salinità per sfuggire ai predatori (Moreira *et al*., 2015).

Nella pianura padana, l'anuro che dimostra la maggiore tolleranza alla salinità è il rospo smeraldino (*Bufo viridis*, Laurenti, 1768), definito anfibio eurialino (Lanza *et al*., 2007). Già nel 1962, in "*Osmotic Regulation in the Green Toad (Bufo viridis)"*, Malcolm S. Gordon analizza i meccanismi fisiologici che permettono a questa specie di sopravvivere in ambienti salini, confrontando popolazioni provenienti da diverse regioni (ex Jugoslavia e Italia): le variazioni di peso corporeo e muscolo, la composizione delle urine e l'attività delle pelle dimostrano l'elevata capacità di regolazione osmotica anche in popolazioni distanti da ambienti salini, suggerendo un'antica adattabilità evolutiva. Nel più recente studio, pubblicato nel 2014, Joy Hoffman suggerisce che la tolleranza alla disidratazione e alla salinità si sia evoluta precocemente nella storia evolutiva della specie, probabilmente come adattamento a variazioni di salinità in ambienti d'acqua dolce instabili: la tolleranza alla salinità potrebbe aver agito come preadattamento che ha successivamente permesso la colonizzazione di ambienti aridi.

Il numero noto di specie tolleranti o adattate agli ambienti salini continua a crescere rapidamente man mano che si studia l'adattamento degli anfibi a fonti di sale sia naturali che antropiche. Nonostante questi progressi, la maggioranza delle specie e delle famiglie non è ancora stata esaminata in profondità, e sappiamo molto poco sulla tolleranza al sale, sulla sua evoluzione, sulla sua natura genetica, sugli adattamenti fisiologici delle popolazioni

e sulle pressioni selettive. Sono necessarie ulteriori ricerche, in particolare su gruppi poco studiati e sui diversi stadi di vita: in ogni caso, con oltre 7200 specie di anfibi, il numero di specie note tolleranti al sale (144) rimane relativamente piccolo (Hopkins *et al*., 2015).
La tabella seguente (tabella 1) riassume la revisione di Hopkins *et al*. (2015), riportando i valori di salinità in cui alcune specie sono state rinvenute in ambiente e la tolleranza delle stesse a seguito di sperimentazioni.

Tabella 1. Tolleranza alla salinità in diverse specie di anfibi

TABLE 3.—Maximum salinity concentrations (ppt Cl^-) measured in the field where amphibians were observed, and maximum salt tolerance limits measured in the lab for amphibian species where these were measured (see Methods text for full definition of tolerance). The references given are for those maximum values listed here and do not represent the range of values in which species have been found or have been experimentally found to be tolerant.

Species	Life stage	Environmental salinity (ppt)	Experimental tolerance (ppt)	Reference
Caudata				
Ambystomatidae				
Ambystoma maculatum	Eggs, larvae	1.56	0.145	Karraker et al. 2008
Ambystoma talpoideum	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Ambystoma taylori	Larvae	8.3		Taylor 1943
Ambystoma tigrinum	Larvae		10.29	Gasser and Miller 1986
	Larvae	15		Duerr and Ness 1970
Dicamptodon tenebrosus	Larvae	1		Hopkins and Hopkins in press
Amphiumidae				
Amphiuma means	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Salamandridae				
Lissotriton helveticus	Larvae	21.95		Spurway 1943
Lissotriton vulgaris	Adults	17		Decksbach 1922
Notophthalmus viridescens	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Salamandra salamandra	Adults		12.9	Degani 1981
Taricha granulosa	Adults	1.4		Hopkins and Hopkins in press
Triturus dobrogicus	Neotenic adult	1.72		Mester et al. 2013
Triturus marmoratus	Adults	1		Thirion 2014
Plethodontidae				
Batrachoseps gavilanensis	Adult		17	Licht et al. 1975
Eurycea quadridigitata	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Sirenidae				
Siren lacertina	Adults	4		Boss and Chesnes 2014
Anura				
Alytidae				
Discoglossus pictus	Larvae	6.08	10	Knoepffler 1962
Discoglossus sardus	Larvae	9	13	Knoepffler 1962
Bombinatoridae				
Bombina variegata	Adults, larvae	13		Florentin 1899
Bufonidae				
Anaxyrus americanus	Adults	2		Ouellet et al. 2009
	Larvae		3.9	Collins and Russell 2009
Anaxyrus boreas	Adults, larvae	4.5		Brues 1932
Anaxyrus quercicus	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Anaxyrus terrestris	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
	Larvae		10	Brown and Walls 2013
Bufo bufo	Larvae		4.8	Bernabò et al. 2013
	Larvae	8		Florentin 1899
Bufotes balearicus	Larvae	0.11	6.4	Bernabò et al. 2013
Bufotes boulengeri	Larvae	0.21		El Hamoumi et al. 2007
Bufotes viridis	Adults	20		Gislén and Kauri 1959
	Adults		25	Tercafs and Schoffeniels 1962
Duttaphrynus melanostictus	Adults	12.87		Annandale 1907
			11.2	Chakko 1968
Epidalea calamita	Eggs, larvae	22	10	Gomez-Mestre and Tejedo 2003
Incilius nebulifer	Eggs, larvae		4	Alexander et al. 2012
Peltophryne lemur	Adults, eggs	2.16		Matos-Torres 2006
Rhinella arenarum	Adults, larvae	4	10	Ruibal 1962
Rhinella crucifer	Larvae	18		Guix and Lopes 1989
Rhinella marina	Adults, larvae	20.5		Rios-López 2008
	Adults		16	Liggins and Grigg 1985
Ceratophryidae				
Lepidobatrachus asper	Adults, larvae	4	10	Ruibal 1962
Dicroglossidae				
Euphlyctis cyanophlyctis	Adults	12.87		Annandale 1907
			8	Chakko 1968
Fejervarya cancrivora	Adults, larvae	35	39	Gordon et al. 1961
Fejervarya limnocharis	Larvae	12		Wu and Kam 2009
	Larvae		9.6	Gordon and Tucker 1965
Hoplobatrachus rugulosus	Adults	5	10.2	Davenport and Huat 1997
Hoplobatrachus tigerinus	Adults	12.87		Annandale 1907
	Adults		9	Gordon et al. 1961
Eleutherodactylidae				
Eleutherodactylus coqui	Adults	20.5		Rios-López 2008
Hylidae				
Acris gryllus	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Hyla cinerea	Adults	15		Hardy 1953

Species	Life stage	Environmental salinity (ppt)	Experimental tolerance (ppt)	Reference
	larvae		10	Brown and Walls 2013
Hyla femoralis	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Hyla gratiosa	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Hyla meridionalis	Adult, larvae	9		Thirion 2014
Hypsiboas geographicus	Larvae	4.5		Guix and Lopes 1989
Hypsiboas pulchellus	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Litoria aurea	Larvae	7.3		Pyke et al. 2002
	Larvae		5.6	Kearney et al. 2012
Litoria caerulea	Adult, larvae	6		Pyke et al. 2002
Litoria cyclorhyncha	Adults, larvae	37.4		Janicke and Roberts 2010
Litoria dentata	Adult, larvae	6		Pyke et al. 2002
Litoria peronii	Adult, larvae	6		Pyke et al. 2002
Litoria tyleri	Adult, larvae	6		Pyke et al. 2002
Osteopilus septentrionalis	Larvae		12	Brown and Walls 2013
Pseudacris crucifer	Adults, larvae	0.59	2.9	Collins and Russell 2009
Pseudacris maculata	Adults	2		Ouellet et al. 2009
Pseudacris nigrita	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Pseudacris ocularis	Adults, larvae	4.9		Gunzburger et al. 2010
Pseudacris regilla	Adults, larvae	7.2		Smith and Reis 1997
	Adults, larvae		9.5	Roberts 1970
Scinax squalirostris	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Leptodactylidae				
Leptodactylus albilabris	Adults, larvae	20.5	4	Rios-López 2008
Leptodactylus gracilis	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Leptodactylus latrans	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Leptodactylus macrosternum	Adults	6.4		Andrade et al. 2012
Physalaemus biligonigerus	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Physalaemus gracilis	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Physalaemus henselii	Adults	2.5		Moreira et al. 2015
Pleurodema nebulosum	Adults	8	10	Ruibal 1962
Limnodynastidae				
Limnodynastes dumerili	Larvae	4		Smith et al. 2007
Limnodynastes peronii	Adults, larvae	6		Pyke et al. 2002
Limnodynastes tasmaniensis	Larvae	3.9		Smith et al. 2007
Neobatrachus sudelli	Larvae	2.64		Smith et al. 2007
Microhylidae				
Gastrophryne carolinensis	Adults, eggs	15		Hardy 1953
	Larvae		5	Brown and Walls 2013
Myobatrachidae				
Crinia riparia	Adults	1.75		Odendaal and Bull 1982
Crinia signifera	Adults	0.85		Odendaal and Bull 1982
Odontophrynidae				
Odontophrynus maisuma	Adults, eggs	2.5		Moreira et al. 2015
Pelobatidae				
Pelobates cultripes	Adult	35		Thirion 2014
	Egg		6	Thirion 2014
Pelobates fuscus	Larvae, eggs	0.6	4	Stanescu et al. 2013
Pelodytidae				
Pelodytes punctatus	Larvae	9		Thirion 2014
Pipidae				
Xenopus laevis	Juveniles		14	Munsey 1972
Ranidae				
Lithobates berlandieri	Adults	39		McCoid 2005
Lithobates catesbeianus	Larvae		10	Brown and Walls 2013
Lithobates clamitans	Adults, eggs, larvae	0.59	3.1	Collins and Russell 2009
Lithobates grylio	Adults	20.5		Rios-López 2008
Lithobates pipiens	Adults	15		Young 1924
Lithobates sphenocephalus	Adults	12.4	10.8	Christman 1974
Lithobates sylvaticus	Adults	2		Ouellet et al. 2009
	Larvae		7.5	Harless et al. 2011
Lithobates yavapaiensis	Adults, eggs	9	5	Ruibal 1959
Pelophylax perezi	Adults, larvae	28		Sillero and Ribeiro 2010
	Eggs		1	Ortiz-Santaliestra et al. 2010
Pelophylax ridibundus	Adults	4		Beadle 1943
	Adults		8.8	Katz 1975
Pelophylax saharicus	Adults, larvae, eggs	11		Florentin 1899
Rana draytonii	Adults, larvae	7.2		Smith and Reis 1997

Species	Life stage	Environmental salinity (ppt)	Experimental tolerance (ppt)	Reference
Rana pretiosa	Adults	7.6		Brues 1932
Rana temporaria	Eggs	4		Florentin 1899
			4.5	Viertel 1999
Rhacophoridae				
Buergeria japonica	Adults, eggs	2		Haramura 2004, 2011
	Eggs		1	Haramura 2007a
Polypedates megacephalus	Larvae		6.6	Karraker et al. 2010
Scaphiopodidae				
Spea hammondii	Adults	7.4		Brues 1932

1.5.1 Tolleranza alla salinità nel genere *Pelobates*

Gli unici studi disponibili su *Pelobates fuscus* sono stati condotti in laboratorio in Romania (Stanescu *et al*., 2013; Stanescu *et al*., 2016). Tali sperimentazioni si sono concentrate sull'importanza della tolleranza alla salinità nelle prime fasi dello sviluppo degli anfibi e su come questa influenzi la dimensione, la salute e la dispersione delle popolazioni in aree costiere. Il primo ha esaminato l'effetto della salinità sullo sviluppo larvale e sul tasso di sopravvivenza fino alla metamorfosi in *P. fuscus*. I girini sono stati esposti a tre diversi trattamenti di salinità (2, 4 e 8 ‰) per valutare la loro risposta allo stadio Grosner[1] 27. I risultati hanno mostrato che la sopravvivenza dei girini variava tra i trattamenti, raggiungendo, con il trattamento a salinità 8 ‰, il 100% di mortalità. I livelli di salinità di 2 e 4 ‰ non hanno influenzato significativamente il tempo medio per la metamorfosi, la massa corporea e la lunghezza rostro-cloacale[2] alla metamorfosi. Il secondo studio, condotto nel delta del Danubio, ha considerato due specie di pelobate che condividono la nicchia ecologica: *Pelobates fuscus* e *Pelobates syriacus.* Le uova di entrambe le specie sono state esposte a livelli di salinità variabili dal 0 ‰ al 9 ‰ e sono state quantificate la sopravvivenza, la presenza di malformazioni e la dimensione corporea allo stadio Gosner 25. L'esposizione a livelli crescenti di salinità ha causato malformazioni di vario grado e ha influenzato la sopravvivenza e la dimensione in entrambe le specie. Tuttavia, *P. syriacus* ha mostrato una maggiore tolleranza rispetto a *P. fuscus* quando esposto a concentrazioni saline di 6‰; gli embrioni di entrambe le specie non sono sopravvissuti alla concentrazione di salinità del 9‰.

I risultati suggeriscono che un aumento della salinità potrebbe ridurre l'areale di distribuzione di *P. fuscus*, già in declino in Europa.

Per quanto riguarda invece studi in ambiente naturale si possono citare quelli di Jean-Marc Thirion, condotti su *Pelobates cultripes* lungo la costa atlantica francese. Nel primo studio (Thirion, 2002), l'autore analizza l'impatto di una marea eccezionale che nel 1999 aveva sommerso il 90% di una riserva naturale (dal 1997 era in corso un'analisi ecologica sulla popolazione di *P. cultripes*). I risultati hanno dimostrato come tale marea sia stata devastante per l'anfibio: la popolazione è diminuita del 50% e l'anno successivo non è stata osservata alcuna attività riproduttiva, dimostrando come l'aumento di salinità nei siti di deposizione possa influire negativamente sulla sopravvivenza e distribuzione di questa specie. Nel

[1] The Grosner (1960) Staging System for Anurans, sistema di misurazione degli stadi di sviluppo embrionale e larvale

[2] Snout-vent-lenght (SVL), misurazione più comune per gli anfibi, dalla punta del muso alla fessura cloacale

secondo studio (Thirion, 2014), sono stati campionati 138 habitat acquatici (stagni, lagune, depressioni dunali, fossati e vecchie saline), nei quali è stata misurata la salinità, registrata la flora e altre specie di anfibi presenti (*Hyla meridionalis*, *Pelodytes punctatus*, *Pelophylax perezi*, *Bufo calamita*, *Triturus marmoratus*); la presenza di larve del *P. cultripes* è stata registrata in 50 siti. La salinità degli habitat riproduttivi variava *da <1‰ a 10‰,* valore oltre il quale non sono state trovate larve. *P. cultripes* ha dimostrato di potersi riprodurre in acque salmastre, ma è assente in acque con salinità elevata. Inoltre, eventi estremi (come il ciclone Martin del 1999) hanno temporaneamente aumentato la salinità a livelli critici e attività umane, come l'acquacoltura e l'ostricoltura, hanno favorito l'aumento della salinità degli ambienti costieri, dove tali attività vengono svolte, riducendo gli habitat idonei. Le pressioni antropiche e i cambiamenti climatici rappresentano, quindi, una minaccia crescente anche per *P. cultripes*.

2. OBIETTIVI DELLA TESI

Questa tesi ha avuto come oggetto una delle poche popolazioni italiane di *Pelobates fuscus* che ancora sopravvivono, in un'area costiera, a Porto Caleri (Rosolina, RO). L'obiettivo è lo studio dei potenziali siti riproduttivi presenti in quest'area che, considerata la sua particolare collocazione, può essere soggetta agli effetti della progressiva salinizzazione delle raccolte d'acqua, luoghi dove la specie si dovrebbe localizzare durante la fase riproduttiva.

Lo scopo principale di questo lavoro è stato quindi quello di verificare l'idoneità ambientale degli ambienti acquatici presenti nella penisola di Rosolina mare - Porto Caleri a fungere da siti riproduttivi per la specie, attraverso il loro censimento, il rilievo delle loro principali caratteristiche chimico-fisiche e vegetazionali e l'effettivo utilizzo da parte della specie.

I risultati di questo studio saranno utili per la sua futura gestione e conservazione.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Inquadramento dell'area di studio

3.1.1 Giardino botanico litoraneo di Porto Caleri

Lo studio è stato condotto in un'area del litorale adriatico veneto, all'estremità meridionale della penisola di Porto Caleri, all'interno del Giardino Botanico Litoraneo del Veneto, gestito dal Servizio Forestale Regionale di Padova e Rovigo. La zona è inclusa nel Sito di Importanza Comunitaria (SIC) IT3270017 denominato "Delta del Po: tratto terminale e Delta Veneto" e nella Zona di Protezione Speciale (ZPS) IT3270023 denominata "Delta del Po", compresa nel Parco Regionale Veneto del Delta del Po.
La penisola di Porto Caleri è delimitata a nord dal fiume Adige, che sfocia nel mare Adriatico, ad ovest dalle valli da pesca Boccavecchia e Passarella e dalla Laguna di Caleri, il cui collegamento con il mare divide a sud il margine della penisola dall'isola di Albarella. Ad est la penisola è bagnata dal mare Adriatico (figura 8).
L'area di studio appartiene quindi alla parte più settentrionale del delta del Po.

Fig. 8. Localizzazione della penisola di Porto Caleri (fonte: Google Earth)

Il tratto terminale della penisola risulta uno degli ambienti litoranei meglio conservati nella regione Veneto, presentando la successione vegetazionale tipica dei cordoni dunali litoranei dell'Alto Adriatico.

A partire dalla battigia, verso l'entroterra, si trovano le associazioni vegetali psammofile, condizionate cioè dalla primitività del substrato e dalla vicinanza del mare. Le prime basse dune ospitano una formazione a vegetazione erbacea pioniera, il cakileto (*Salsolo-Cakiletum aegypticae* Costa et Manz. 1981 subass. *xanthietosum* (Pign. 1953) Gehu et Scopp. 1984), che prende il nome da una pianta erbacea dai fiori rosa (*Cakile maritima*), accompagnata da pochissime altre specie annuali. Seguono le dune embrionali dell'agropireto (*Sporobolo arenarii-Agropyretum juncei* [Br.-Bl. 1933] Gehu, Riv.-Mart., R.Tx. 1972), composto da specie che riescono a consolidare superficialmente la sabbia, grazie al fitto intreccio degli stoloni e delle radici, e le prime dune mobili dell'ammofileto (*Echinophoro spinosae-Ammophiletum arenariae* [Br.-Bl. 1931] Gehu, Riv.-Mart., R.Tx. 1972), con *l'Ammophila littoralis* che è la causa principale della formazione delle dune. In posizione più arretrata e consolidata si trovano le cosiddette "dune grigie" (figura 9), dove si sviluppa il tortulo-scabioseto (*Tortulo-Scabiosetum* Pign. 1953), caratterizzato dalle briofite del genere *Tortula* e dalla perenne *Scabiosa argentea* L., e la "macchia" con vegetazione arbustiva (Gehu et Scopp.1984) dominata da ginepro comune (*Juniperus communis* L.) e olivello spinoso (*Hippophae rhamnoides* L.). Questi due habitat rivestono un particolare valore conservazionistico, a causa della loro rarità e fragilità, e vengono considerati prioritari nell'Allegato I della Direttiva Habitat 92/43/CEE.

Fig. 9. Dune grigie, penisola di Porto Caleri (foto di Giorgia Tiozzo)

Gran parte del sistema retrodunale è rappresentato da una pineta di origine antropica di pino domestico (*Pinus pinea* L.) e pino marittimo (*Pinus pinaster* Aiton) (figura 10), frutto di consueti impianti messi a dimora tra la fine degli anni ’30 e gli anni ’50 del secolo scorso dal Corpo Forestale dello Stato (Piva & Scortegagna,1993), che si sovrappone alla vegetazione spontanea in evoluzione: infatti il bosco che originariamente dovrebbe instaurarsi nella sommità delle elevazioni dunose è quello litoraneo a leccio (*Quercion ilicis*, Br.-Bl., 1931), ricco di elementi termofili.

Fig. 10. Passerella sulla pineta di Porto Caleri (foto di Giorgia Tiozzo)

All’interno della pineta sono inoltre presenti diverse bassure o depressioni interdunali (figura 11), occupate più o meno stabilmente da acqua, che ospitano una vegetazione igrofila costituita prevalentemente da giunco acuto (*Juncus acutus* L.), giunco litorale (*Juncus litoralis* C. A. Meyer), la robusta ciperacea *Schoenus nigricans* L. e il falasco (*Cladium mariscus* (L.) Pohl). Più rara è la canna di Ravenna (*Erianthus ravennae* (L.) Beauv.).

In alcuni casi le formazioni più evolute posso ospitare anche boschetti composti da pioppi (*Populus* spp.), salici (*Salix* spp.), ontani (*Alnus* sp.), olmi campestri (*Ulmus minor*) e frassini (*Fraxinus* spp.)

Fig. 11. Bassura infradunale, giardino botanico di Porto Caleri
(foto di Giorgia Tiozzo)

Il margine sud della penisola è bagnato dalla laguna di Caleri (figura 12) e può essere soggetto a periodiche inondazioni. Le associazioni alofile di questa zona rappresentano la tipica vegetazione delle zone umide salmastre, rappresentate principalmente dalla *Salicornia veneta* (Pignatti & Lausi, 1969) e dal *Limonium serotinum* (Rchb.) Pign. nelle "barene", isole quasi costantemente inumidite, e dalla fanerogama acquatica *Zostera noltii* (Hornem. 1832) nelle "velme", porzione di fondale lagunare poco profondo.

Fig. 12. Barena di Porto Caleri, immagine di repertorio, Regione Veneto

A Porto Caleri sono presenti i seguenti habitat Rete Natura 2000 (riconosciuti nella Direttiva Habitat 92/43/CEE) (figura 13):

- 1150: Lagune costiere
- 1210: Vegetazione annua delle linee di deposito marine
- 1310: Vegetazione annua pioniera a Salicornia e altre specie delle zone fangose e sabbiose
- 1320: Prati di Spartina (*Spartinion maritimae*)
- 1410: Pascoli inondati mediterranei (*Juncetalia maritimi*)
- 1420: Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (*Sarcocornietea fruticos*i)
- 2120: Dune mobili del cordone litorale con presenza di *Ammophila arenaria* (dune bianche)
- 2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea (dune grigie)
- 2160: Dune con presenza di *Hippophae rhamnoides*
- 2230: Dune con prati dei Malcolmietalia
- 2250: Dune costiere con *Juniperus spp.*
- 2270: Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
- 6420: Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*
- 7210: Paludi calcaree con *Cladium mariscus* e specie del *Caricion davallianae*

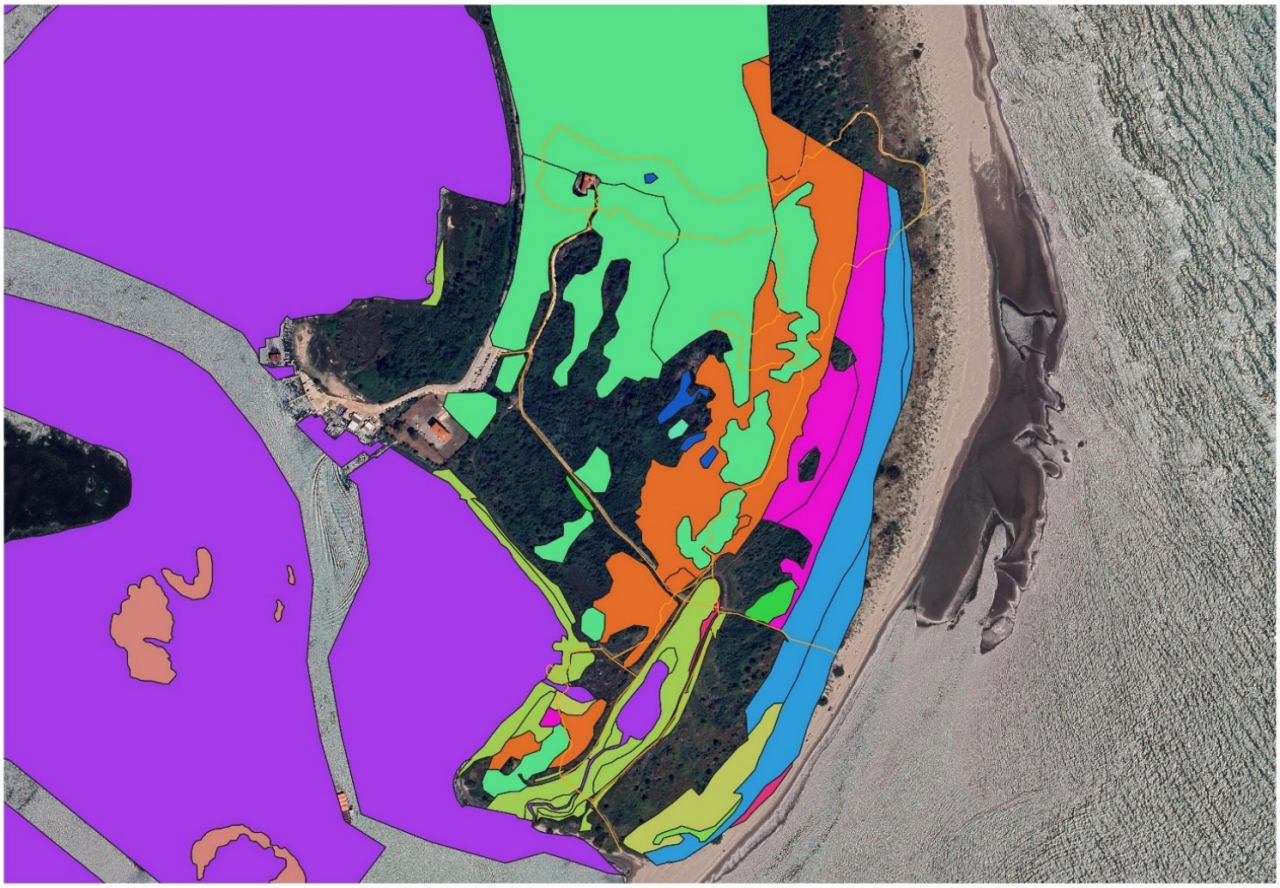


Fig. 13. Carta degli Habitat Rete Natura 2000. Legenda:

	1150: Lagune costiere
	1210: Vegetazione annua delle linee di deposito marine
	1310: Vegetazione annua pioniera a Salicornia e altre specie delle zone fangose e sabbiose
	1320: Prati di Spartina (*Spartinion maritimae*)
	1410: Pascoli inondati mediterranei (*Juncetalia maritimi*)
	1420: Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (*Sarcocornietea fruticosi*)
	2120: Dune mobili del cordone litorale con presenza di *Ammophila arenaria* (dune bianche)
	2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea (dune grigie)
	2160: Dune con presenza di *Hippophae rhamnoides*
	2230: Dune con prati dei Malcolmietalia
	2250: Dune costiere con *Juniperus spp.*
	2270: Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
	6420: Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*
	7210: Paludi calcaree con *Cladium mariscus* e specie del *Caricion davallianae*

3.1.2 Riserva Naturale Integrale di Bosco Nordio

Bosco Nordio è situato sul sistema di dune più antico del nord Adriatico che probabilmente risale ad almeno due millenni fa. L'elevato valore naturalistico è legato al carattere relittuale di questo ambiente costiero, in quanto rappresenta una porzione residuale di quella fascia boscata che caratterizzava in passato gran parte del litorale veneto.

La Riserva si trova nel territorio comunale di Chioggia (Ve), presso la frazione di Sant'Anna, nelle vicinanze del corso del fiume Adige (figura 14).

Fig. 14. Localizzazione della Riserva Naturale Integrale di Bosco Nordio (fonte: Google Earth)

La vegetazione che si osserva oggi è molto diversa da quella originaria, essendo stata più volte modificata dall'uomo che ha favorito spesso la pineta a pino domestico. Nel 1959 una porzione di bosco di 113 ettari fu acquistata dall'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali e nel 1971 fu istituita la Riserva Naturale Integrale. Nel 1997 la Riserva è passata in proprietà alla Regione Veneto ed è gestita da Veneto Agricoltura.

La contemporanea presenza di aspetti naturalistici, morfologici, faunistici ed ambientali ha consentito l'inserimento di Bosco Nordio nell'elenco dei siti di importanza comunitaria (SIC), tra le zone di protezione speciale (ZPS) (codice IT3250032) e tra le zone speciali di conservazione (ZSC).

La morfologia del terreno, caratterizzata da una serie di cordoni dunali paralleli alla linea di costa e la falda acquifera relativamente elevata, influiscono molto sull'articolazione della vegetazione, favorendo il bosco di leccio (*Quercus ilex*) sulle parti più alte e aride delle dune (figura 15) ed il querceto a farnia (*Quercus robur*) nelle depressioni infradunali più umide. Il passaggio tra lecceta e querceto non è tuttavia sempre molto netto e i due tipi di vegetazione spesso si compenetrano e si sovrappongono, con la partecipazione anche di altre specie arboree, come l'orniello (*Fraxinus ornus*), il pioppo nero e bianco (*Populus nigra, Populus*

alba). Della pineta artificiale, originariamente molto diffusa, si osservano ormai solo pochi gruppi di grandi esemplari (*Pinus domestica, Pinus pinaster*).

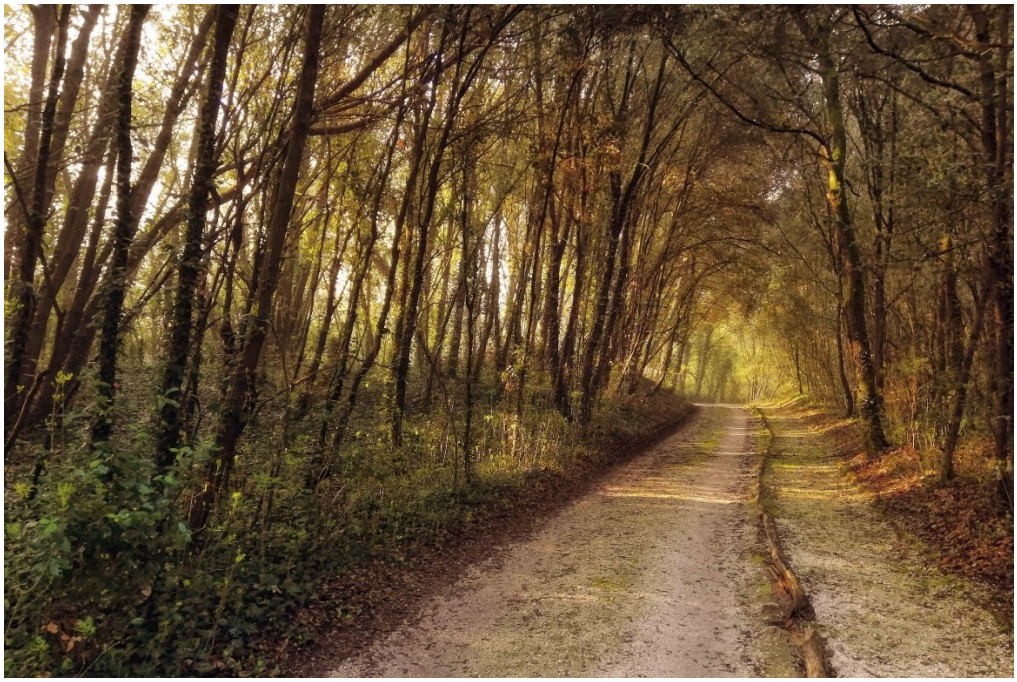


Fig. 15. Sentiero all'interno della Riserva, immagine di repertorio, Veneto Agricoltura

Molto importante per la ricchezza di biodiversità della Riserva è la presenza di spazi aperti non coperti dal bosco, dove si possono ancora osservare le specie erbacee ed arbustive tipiche del litorale sabbioso (figura 16). Questi ambienti costituiscono un habitat chiamato "duna grigia" caratterizzato da una serie di specie erbacee capaci di sopravvivere su terreni sabbiosi, aridi e molto caldi. Nelle zone di passaggio tra l'habitat di duna grigia ed il bosco si osserva un altro habitat denominato "dune costiere con ginepro", caratterizzato dalla presenza di specie tipiche della macchia mediterranea, come il ginepro (*Juniperus communis*) e l'asparago pungente (*Asparagus acutifolius*).

Fig. 16. Duna grigia all'interno della Riserva, immagine di repertorio, Veneto Agricoltura

Con successivi interventi di ricomposizione ambientale, sono stati realizzati all'interno di Bosco Nordio più di una quindicina di stagni che si alimentano grazie alla falda idrica che in questa zona, vicina al fiume Adige, è situata ad una profondità inferiore ad un metro (figura 17); lungo le sponde crescono salici e pioppi e numerose specie erbacee palustri.

Fig. 17. Stagno all'interno della Riserva, immagini di repertorio, Veneto Agricoltura

Bosco Nordio è un importante sito di ricerca naturalistica e, data la sua particolare posizione e la sua storia evolutiva, ospita al suo interno diversi habitat oggetto di progetti a finanziamento europeo.

All'interno dell'area sono presenti i seguenti habitat NATURA 2000 di interesse comunitario, (classificati in base alla direttiva 92/43 "Habitat"), in figura 18:

- 9340: Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*
- 2270: Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
- 2250: Dune costiere con *Juniperus spp.*
- 6420: Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del Molinio-Holoschoenion
- 2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie")
- 91F0: Foreste miste riparie di grandi fiumi a *Quercus robur, Ulmus laevis* e *Ulmus minor, Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia* (Ulmenion minoris*)*

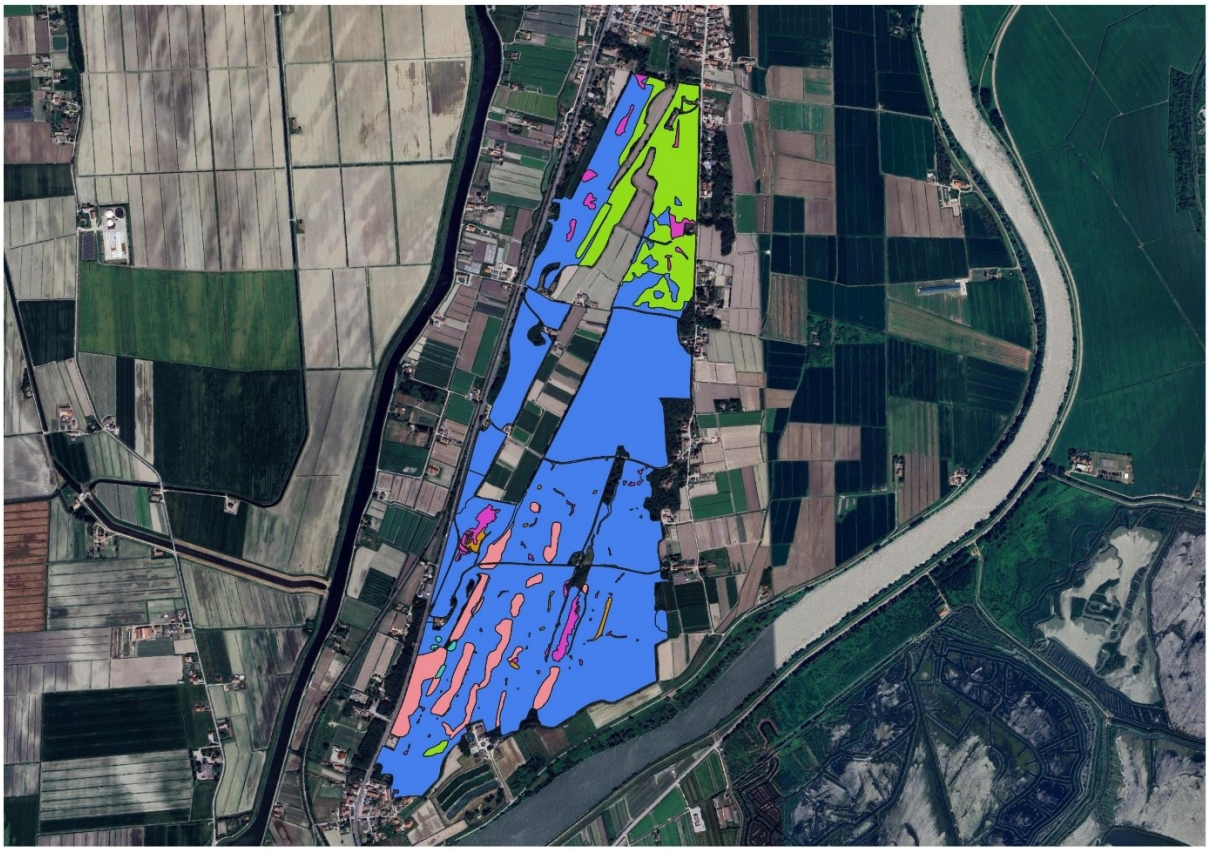


Fig. 18. Carta degli Habitat Natura 2000. Legenda:

	2130: Dune fisse a vegetazione erbacea (dune grigie)
	2270: Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
	9340: Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*
	6420: Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del Molinio-Holoschoenion
	91F0: Foreste miste riparie di grandi fiumi a *Quercus robur, Ulmus laevis* e *Ulmus minor, Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia* (Ulmenion minoris)
	2250: Dune costiere con Juniperus spp.

3.2 Metodologie e strumenti

3.2.1 Localizzazione e caratterizzazione degli stagni

La localizzazione degli stagni presenti all'interno del Giardino Botanico di Porto Caleri, nella pineta e nella zona palustre adiacenti, è stata effettuata tramite conoscenze pregresse, osservazioni ed esplorazioni sul campo, anche grazie all'apporto degli operatori delle Sistemazioni Idraulico-Forestali (SIF) di Veneto Agricoltura, e l'utilizzo di un drone nelle zone meno accessibili.

Ciascuno stagno è stato denominato con una sigla. La posizione di ciascuna raccolta d'acqua è stata registrata, rilevandone le coordinate, con l'ausilio di strumentazione GPS (GPS Tracks per IPhone), riportata nel software QGIS 3.40.4. ed elaborata, anche mediante sovrapposizione con la cartografia regionale degli habitat Natura 2000 (www.regione.veneto.it/web/agricoltura-e-foreste/i-siti-del-veneto).

Per quanto riguarda i siti riproduttivi della specie della Riserva Naturale Integrale di Bosco Nordio, le coordinate erano già note, ma sono comunque state elaborate in QGIS, assieme alla cartografia degli habitat di questa ZSC.

Successivamente, gli stagni raggiungibili di Porto Caleri e quelli di Bosco Nordio sono stati caratterizzati dal punto di vista ambientale, descrivendo la situazione vegetazionale delle sponde e circostante, determinando la copertura delle chiome tramite *Canopy Cover Percentage*[3], e assegnato l'habitat di riferimento.

Per gli stagni raggiungibili sono state, poi, misurate, dove possibile, le dimensioni (lunghezza, larghezza e stima della profondità) e stimata la superficie con la formula

$$\pi * ab/2,$$

[3] Canopy Cover Percentage: grado di copertura delle chiome stimato a vista impiegando classi percentuali più o meno ampie

dove:

π=3,14

a=larghezza massima

b=lunghezza massima

ascrivendo ogni raccolta d'acqua, a seconda della sua forma, a una figura ellittica o rotonda. I dati sono stati riportati su un'apposita scheda (figura 19).

Rilievi caratteristiche stagni

		dimensioni (segnare se misurate - M o stimate - S)								
Sigla	Data rilievo	lunghezza max (m)	larghezza max (m)	superficie (m)	profondità max (cm)	copertura chiome (%)	situazione sponde*	vegetazione igrofila (dettagliare specie o genere)	habitat circostante**	Note

*= libere, coperte da rovi, v **= bosco igrofilo, pineta, lecceta, ginepreto, vegetazione dunale erbacea

Fig. 19. Scheda da campo utilizzata per i rilievi delle caratteristiche degli stagni

Per misurare le dimensioni di ciascuno stagno è stato utilizzato lo strumento laser Mileseey S7 (Laser Distance Measure with Camera) (figura 20).

Fig. 20. Mileseey S7 Laser

3.2.2 Rilievo dei parametri chimico-fisici

Dal 10 marzo al 30 giugno 2025 sono state effettuate ogni 15 giorni circa uscite in campo in entrambe le aree per rilevare i parametri chimico-fisici (conducibilità, pH e temperatura) di ciascuna raccolta d'acqua, registrando i dati su apposite schede (figura 21).

Rilievi dei parametri delle raccolte acqua disponibili per *Pelobates fuscus*

Anno		Data		Rilevatore			
Stagno		**ph**	**t°C**	**µS**	**mS**		**NOTE**
codice	**descrizione**						

Fig. 21. Scheda da campo utilizzata per i rilievi dei parametri chimico-fisici degli stagni

I parametri chimico-fisici delle raccolte d'acqua sono stati misurati con il pH-metro PCE-PHD 1, un analizzatore ad alta precisione munito di tre sonde: del pH, della conducibilità e della temperatura (figura 22).

Fig. 22. Strumento e misure di pH e conducibilità

Al fine di ottenere la registrazione di dati di temperatura e conducibilità a frequenza di 30 minuti, dal 14 marzo al 30 giugno 2025, in due stagni di Porto Caleri (PC_02 e PC_04) e in tre stagni di Bosco Nordio (BN_11, BN_14 e BN_17), sono stati posizionati dei data logger di temperatura Hobo Pendant MX Temp (figura 23). Inoltre, nello stagno PC_04 di Porto Caleri dal 19 aprile al 30 giugno 2025 è stato inserito un data logger di monitoraggio della conducibilità Hobo Conductivity Logger Onset (figura 23).

Fig. 23. Data logger di conducibilità (a sinistra) e temperatura

3.2.3 Verifica della riproduzione di *Pelobates fuscus*

Lo studio è stato completato con uscite notturne presso l'area di Porto Caleri, con lo scopo di individuare esemplari adulti in canto [4] o ovature nel periodo primaverile e neometamorfosati in quello estivo.

Sono stati scelti 9 stagni di Porto Caleri per verificare il successo riproduttivo della specie, in base alla loro raggiungibilità da parte degli operatori.

L'eventuale successo riproduttivo è stato verificato posizionando, dove possibile, delle nasse per la cattura delle larve (figura 24), tra il 28 maggio e il 13 giugno 2025. Il posizionamento dello strumento è stato effettuato in maniera tale da consentire agli animali

[4] La verifica della presenza di animali in canto è stata effettuata tramite ascolto diretto delle vocalizzazioni, poiché le condizioni ambientali non rendevano necessario l'utilizzo di attrezzature quali gli idrofoni, fondamentali nel caso di raccolte d'acqua più profonde.

catturati di avere una sufficiente quantità d'acqua per sopravvivere, e una riserva di aria, all'interno della nassa, per evitare l'annegamento di anfibi metamorfosati e rettili. I controlli sono stati effettuati ad intervalli di 24 ore, mantenendo la nassa attiva per un massimo di 72 ore di campionamento o interrompendo prima in caso di esito positivo. Gli stagni scelti sono stati quelli in cui era stato possibile udire maschi adulti in canto o comunque quelli con profondità tale da consentire un corretto posizionamento.

Per quanto riguarda gli stagni di Bosco Nordio non è stata necessaria l'installazione degli strumenti di cattura, data la possibilità di poter disporre di una diretta osservazione delle larve durante l'intero periodo di sviluppo.

Fig. 24. Nassa e modalità di posizionamento nello stagno PC_12

3.2.4 Dati meteo-climatici e mareografici

I dati meteo-climatici relativi alle precipitazioni sono stati reperiti dal sito Arpa Veneto: www.arpa.veneto.it/dati-ambientali/dati-storici/meteo-idro-nivo/meteo60giorni?codseqst=300000056, e sono relativi alla stazione di Rosolina – Po di Tramontana, posta a circa 6 km a sud-ovest rispetto all'area di studio.

I dati mareografici sono stati invece concessi dall' ISPRA (www.venezia.isprambiente.it/index.php?folder_id=20&stazione_id=126&tipo_dati_id=1&view=year) e sono relativi alla stazione di Porto Caleri, collocata in prossimità dell'area di studio.

I dati meteo-climatici e mareografici raccolti si riferiscono al periodo dall' 01/01/2025 al 31/06/2025.

3.2.5 Elaborazione statistica dei dati

I dati relativi a temperatura, pH e conducibilità delle raccolte d'acqua ottenuti nel corso del periodo di osservazione, sono stati sottoposti ad elaborazione statistica per ottenere valori medi, e ad ANOVA, al fine di individuare possibili differenze statisticamente significative tra gli stagni.

4. RISULTATI

Per la raccolta dei dati ed informazioni sono state effettuate complessivamente 19 uscite, nel periodo compreso tra il 10 marzo e il 30 giugno 2025, di cui tre durante le ore notturne per verificare la presenza dei maschi della specie in canto.

4.1 Localizzazione e caratterizzazione degli stagni

A Porto Caleri sono state localizzate 28 raccolte d'acqua, di cui 16 risultate accessibili per la raccolta di dati relativi alla caratterizzazione ambientale e ai parametri chimico-fisici dell'ambiente idrico. Per le altre, la loro collocazione rispetto ai sentieri e la copertura della vegetazione (costituita, in gran parte, da ampie distese di cespugli di rovo) non hanno consentito l'accesso. Ciascuno stagno individuato è stato nominato con una sigla, da PC_01 a PC_28, e georeferito tramite GPS. La figura 25 è il risultato del trasferimento di tali dati in QGIS:

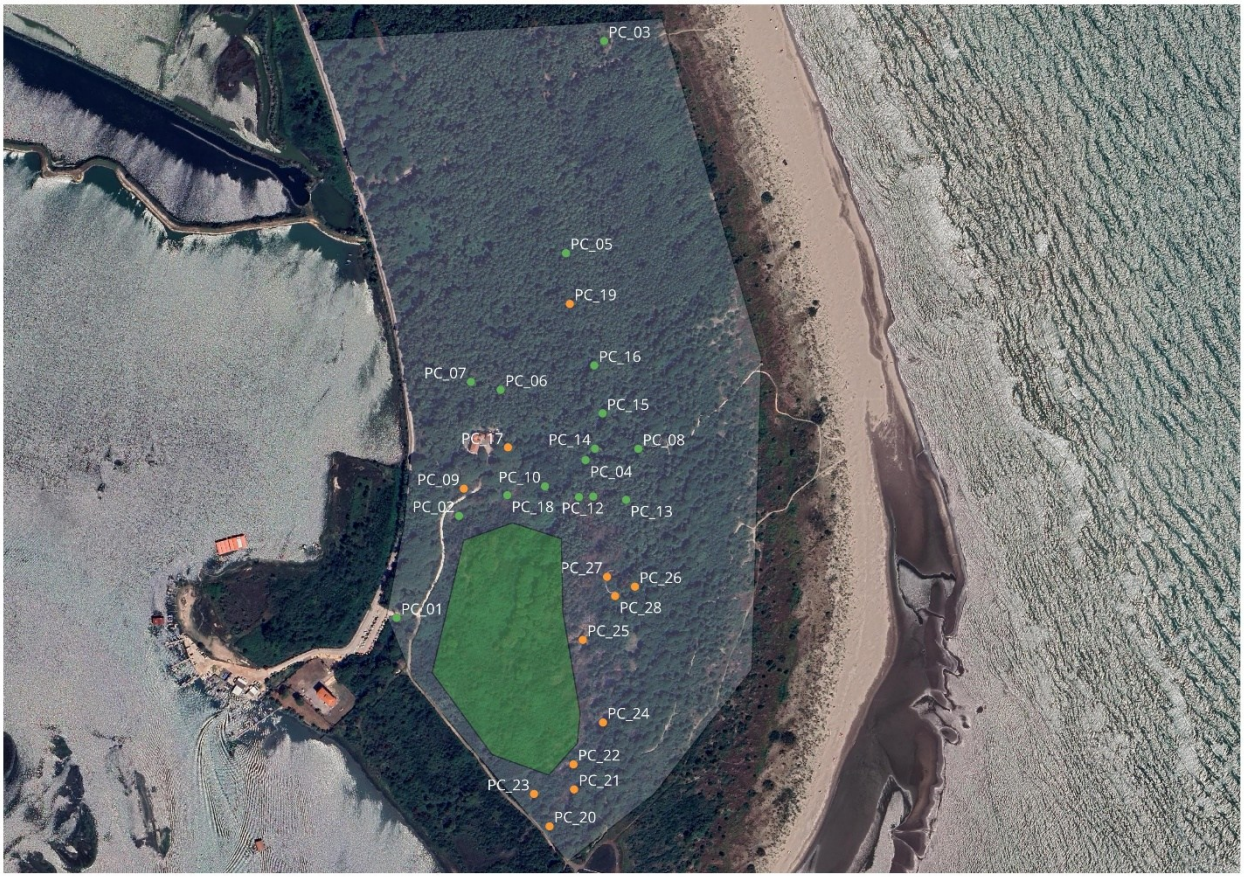


Fig. 25. Localizzazione dei 16 stagni di Porto Caleri, in verde gli stagni raggiungibili e in arancione quelli non raggiungibili; l'area chiara corrisponde alla zona esplorata, mentre il poligono verde descrive una zona al momento non accessibile

Gli stagni con sigla da PC_20 a PC_25, più vicini alla zona lagunare, sono risultati non raggiungibili per un'eccessiva copertura vegetazionale; gli stagni PC_26, PC_27 e PC_28 per l'impraticabilità dei sentieri. La medesima situazione è stata riscontrata per PC_09 e PC_17, più vicini al centro visite, e PC_19 all'interno della pineta, irraggiungibili per la copertura totale di rovo (*Rubus ulmifolius*).
I dati relativi agli stagni raggiungibili, per i quali è stato possibile eseguire le varie misurazioni e rilievi, sono riportati nelle tabelle 2 e 3.

Tabella 2. Dimensioni e coordinate degli stagni di Porto Caleri

Sigla stagno	*Lunghezza max (m)*	*Larghezza max (m)*	*Superficie (m^2)*	*Profondità max stimata (cm)*	*Coordinate Latitudine (NORD)*	*Coordinate Longitudine (EST)*
PC_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	45.09650	12.32801
PC_2	12	7,4	70	80	45.09759	12.32905
PC_3	25	9	177	50	45.10279	12.33163
PC_4	40	10	400	100	45.09816	12.33106
PC_5	10	10	78,5	80	45.10045	12.33089
PC_6	8	3,5	22	80	45.09897	12.32978
PC_7	13	4	41	70	45.09907	12.32933
PC_8	11	4	34,5	30	45.09826	12.33190
PC_10	13	5	51	50	45.09788	12.33041
PC_11	7,5	7,5	44	80	45.09775	12.33094
PC_12	8,7	8,7	59,5	80	45.09770	12.33116
PC_13	6,7	6,7	35	30	45.09776	12.33135
PC_14	8	8	50	n.r.	45.09828	12.33122
PC_15	10	4	31,5	n.r.	45.09866	12.33136
PC_16	27	8,4	178	70	45.09920	12.33126
PC_18	40	5	157	n.r.	45.09780	12.32981

Gli stagni hanno dimensioni molto variabili con superfici che variano da 22 a 400 m^2. Le profondità sono state, dove possibile, stimate, nel mese di marzo, e sono state comprese in un range, circa, da 30 cm a un metro.

Tabella 3. Caratterizzazione ambientale degli stagni di Porto Caleri

Sigla stagno	*Copertura chiome (%)*	*Situazione sponde*	*Vegetazione igrofila (dettagliare specie o genere)*	*Habitat circostante*	*Habitat NATURA 2000*
PC_1	20	coperte	*Phragmites australis, Salix* sp.	non-habitat parcheggio	nessuno
PC_2	<5	coperte	*Phragmites australis, Typha latifolia*	boscaglia igrofila	nessuno
PC_3	<5	libere	*Juncus acutus* , copre oltre il 90% della superficie	transizione boscaglia pino-leccio, habitat dunale	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_4	40	<5 *Juncus acutus*	*Ulmus minor*	bosco igrofilo, pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_5	80	coperte (*Rubus ulmifolius*)	nessuna	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_6	70	coperte (*Rubus ulmifolius*)	*Lemna Minor* , copre circa l'80% della superficie dell'acqua	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_7	60	coperte al 30% da *Rubus ulmifolius*	nessuna	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_8	50	coperte al 70% da *Rubus ulmifolius*	bosco igrofilo	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_10	100	coperte	bosco igrofilo	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_11	70, chiome secche pino	coperte (*Rubus ulmifolius*)	nessuna	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_12	70, chiome secche pino	coperte (*Rubus ulmifolius*)	nessuna	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_13	70, chiome secche pino	coperte (*Rubus ulmifolius*)	nessuna	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_14	<5	coperte (*Rubus ulmifolius*)	*Typha latifolia*	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_15	20	coperte (*Rubus ulmifolius*)	nessuna	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_16	50	coperte (*Rubus ulmifolius*)	*Lemna minor*	pineta	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*
PC_18	0	coperte	*Phragmites australis*	boscaglia igrofila	2270, Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*

Come si può notare, tranne PC_1 e PC_2, tutti gli stagni sono all'interno della pineta di *Pinus pinea* e *Pinus pinaster* con sponde coperte da *Rubus ulmifolius* e ombreggiatura piuttosto diffusa. La vegetazione igrofila è rappresentata da *Phragmites australis, Juncus acutus, Typha latifolia, Lemna minor* (che copre completamente il PC_6) e specie tipiche del bosco igrofilo, come *Ulmus minor* (come in PC_4, PC_8 e PC_10).

Lo stagno PC_1 è in realtà un fossato artificiale posizionato presso il parcheggio del Giardino Botanico e inserito in un'area classificata come non-habitat, ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat".

Particolare risulta essere il PC_3 (figura 26), stagno recintato all'interno della pineta e vicino alla spiaggia, completamente ricoperto di *Juncus acutus*, le cui acque sono caratterizzate da elevata trasparenza e permettono la visione completa del fondale, della vegetazione e dell'eventuale fauna presente, rispetto alle altre raccolte d'acqua dove la presenza di sostanza organica riduce notevolmente la trasparenza.

Fig. 26. Stagno PC_3 con *Juncus acutus* e stagno PC_4 con bosco igrofilo

Lo stesso procedimento realizzato per l'individuazione e caratterizzazione dei bacini d'acqua di Porto Caleri è stato applicato per sette stagni già noti e monitorati in precedenza a Bosco Nordio, che rappresentano le condizioni ideali per la riproduzione della specie. Di seguito, nella figura 27, la mappa della loro localizzazione (con la sigla BN_ seguita da numero):

Fig. 27. Localizzazione degli stagni di Bosco Nordio, in arancione gli stagni considerati

I dati raccolti per i sette stagni sono riportati nelle tabelle 4 e 5:

Tabella 4. Dimensioni e coordinate degli stagni di Bosco Nordio

Sigla stagno	*Lunghezza max (m)*	*Larghezza max (m)*	*Superficie (m^2)*	*Profondità max stimata (cm)*	*Coordinate Latitudine (NORD)*	*Coordinate Longitudine (EST)*
BN_4	10	2,3	18	30	45.12099	12.25671
BN_5	50	22	863,5	200	45.12088	12.25647
BN_11	7	3,7	20,5	70	45.12153	12.26245
BN_12	12	5	47	70	45.12007	12.26164
BN_14	26	5,7	116,5	60	45.12176	12.25598
BN_15	66	16	829	80	45.12245	12.25645
BN_17	21	8,6	142	200	45.11989	12.26160

Tabella 5. Caratterizzazione ambientale degli stagni di Bosco Nordio

Sigla stagno	*Copertura chiome (%)*	*Situazione sponde*	*Vegetazione igrofila (dettagliare specie o genere)*	*Habitat circostante*	*Habitat Natura 2000*
BN_4	0	copertura 50% *Phragmites australis*	*Phragmites australis*	duna grigia	9340: Foreste *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*
BN_5	15	copertura 30% *Phragmites australis*	*Phragmites australis, Ninphaea sp.*	duna grigia	9340: Foreste *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*
BN_11	10	coperte 40% *Cladium mariscus*	*Cladium mariscus*	lecceta, duna grigia	9340: Foreste *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*
BN_12	0	libere, sfalciate	recinzione attorno, *Cladium mariscus* e *Phragmites australis*	lecceta, duna grigia	2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie")
BN_14	0	libere	*Phragmites australis*	lecceta, duna grigia	2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie")
BN_15	0	copertura 20% *Juncus acutus*	*Juncus acutus*	lecceta, duna grigia	2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie")
BN_17	0	copertura 40% *Juncus acutus*	*Juncus acutus*	lecceta, duna grigia	2130: Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie")

La situazione delle raccolte d'acqua di Bosco Nordio risulta molto diversa rispetto a quella di Porto Caleri: con interventi di ricomposizione ambientale è stata realizzata più di una quindicina di stagni di diverse dimensioni e con profondità e pendenza delle sponde variabili, in modo da differenziare gli habitat e rendere massima la biodiversità ospitata. Gli stagni si alimentano grazie alla falda idrica che in questa zona, vicina al fiume Adige, è situata ad una profondità inferiore ad un metro. I lavori di ripristino coinvolgono anche la vegetazione e la maggior parte degli stagni si trova nelle posizioni soleggiate delle "dune grigie" (figura 28). La vegetazione igrofila è rappresentata da *Phragmites australis, Juncus acutus, Cladium mariscus* e diverse specie di *Nymphaea*; quando necessario gli stagni vengono sfalciati, quindi non c'è presenza di rovo e specie esotiche o infestanti.

Fig. 28. Stagno BN_12 con sfalci e stagno BN_5

4.2 Rilievo dei parametri chimico-fisici

Per il rilievo dei parametri chimico-fisici, sono state effettuate 16 uscite, dal 10 marzo al 30 giugno 2025. Tutti i valori di temperatura, conducibilità e pH rilevati a Porto Caleri e a Bosco Nordio, sono riportati negli allegati 1, 2 e 3.

Per gli stagni di Porto Caleri PC_10, PC_11, PC_13 e PC_15 sono presenti meno misurazioni per il loro progressivo disseccamento (figura 29), mentre l'accesso a PC_14 e PC_18 è stato interdetto dalla crescita primaverile della vegetazione.

Fig. 29. Progressivo disseccamento dello stagno PC_8, dall'11 al 30 giugno 2025

Per quanto riguarda la conducibilità rilevata nelle acque dei diversi stagni, il grafico in figura 30 riporta i dati registrati a Porto Caleri (allegato 1).

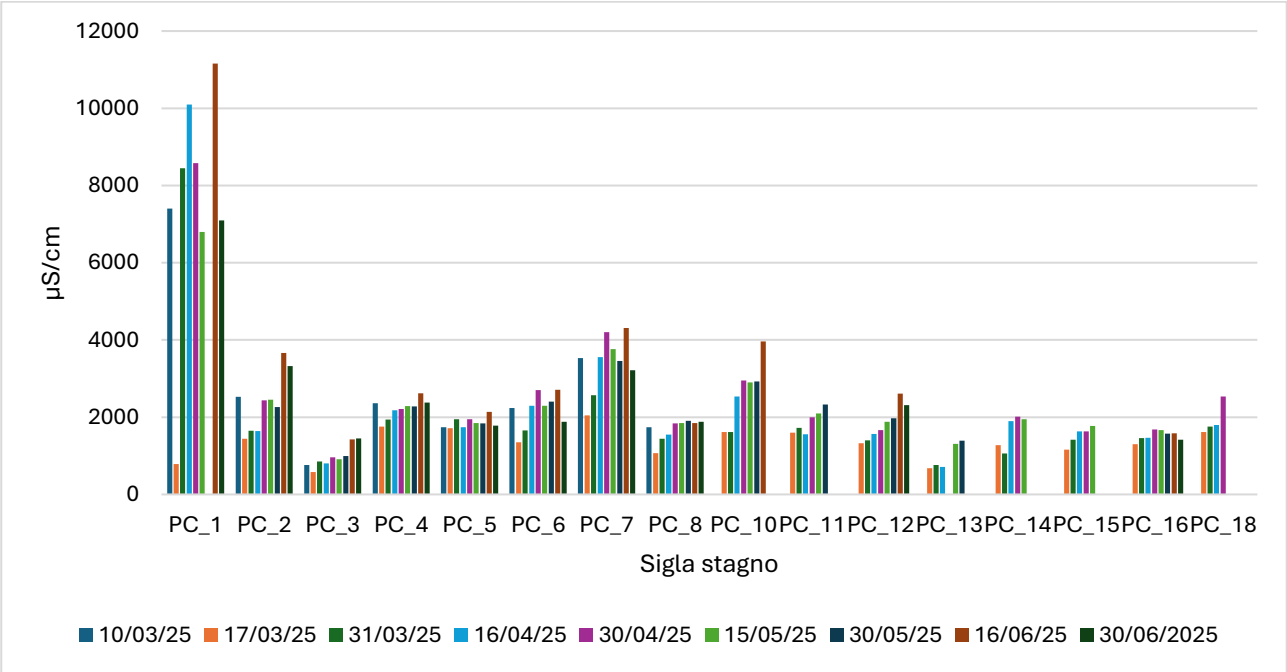


Fig. 30. Dati di conducibilità registrati a Porto Caleri (valori espressi in µS/cm)

L'utilizzo dei data logger ha consentito di integrare i dati raccolti durante i sopralluoghi, nonostante alcune problematicità emerse durante l'utilizzo degli stessi, dovute alle modifiche rilevate del livello idrico, che ha inficiato le misurazioni in alcuni periodi.
I dati raccolti ogni 30 minuti dal data logger di conducibilità posizionato nello stagno PC_4, nel periodo compreso tra il 19 aprile e il 5 maggio, hanno presentato un andamento costante poco sopra i 2000 µS/cm. Oltre quella data i valori rilevati non sono stati più attendibili a causa di ripetute emersioni dello strumento per il calo del livello dell'acqua (figura 31).

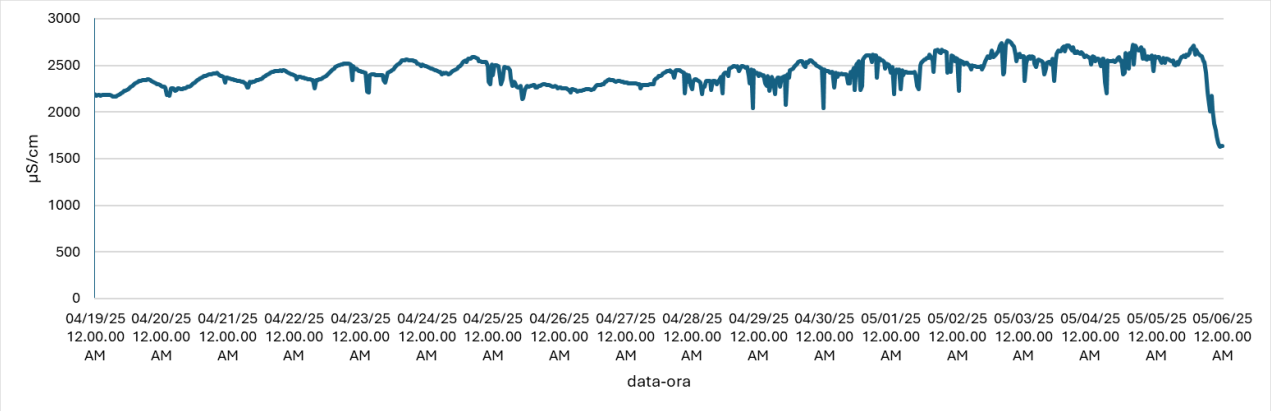


Fig. 31. Dati di conducibilità registrati dal data logger in PC_4

I valori di conducibilità di Bosco Nordio sono risultati più lineari e sono riportati nel grafico in figura 32 (presenti anche in allegato 1):

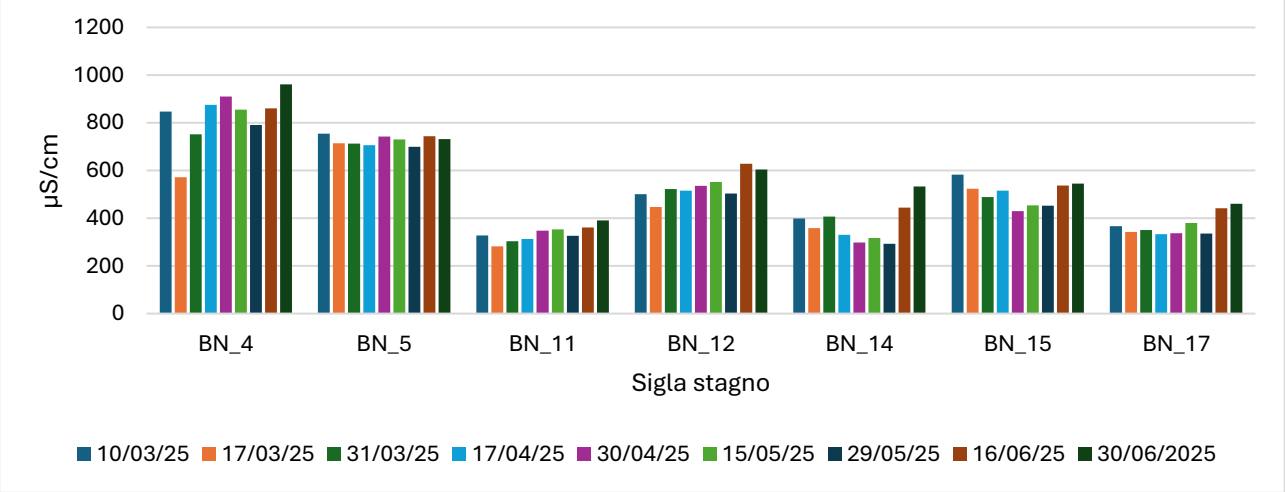


Fig. 32. Dati di conducibilità registrati a Bosco Nordio (valori espressi in µS/cm)

Per quanto riguarda i livelli termici dei bacini, le temperature dell'acqua degli stagni di Porto Caleri e Bosco Nordio sono variate dai 10°C, a marzo, ai 28 °C, a giugno, con gli stagni di

Porto Caleri mediamente più freschi, soprattutto quelli in posizioni ombreggiate all'interno della pineta. I dati relativi sono riportati nei grafici in figura 33 e 34 (allegato 2).

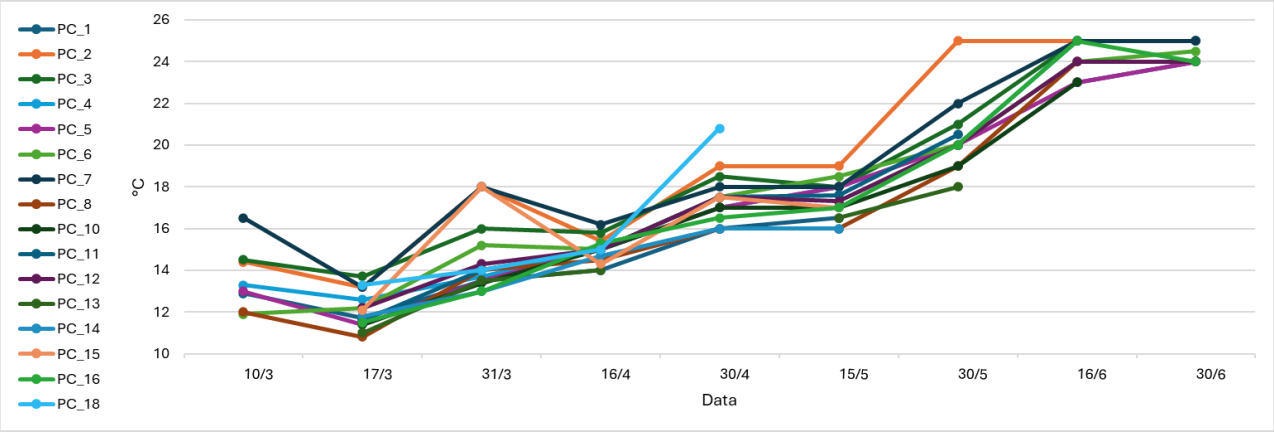


Fig. 33. Dati relativi alle temperature registrare a Porto Caleri (valori espressi in °C)

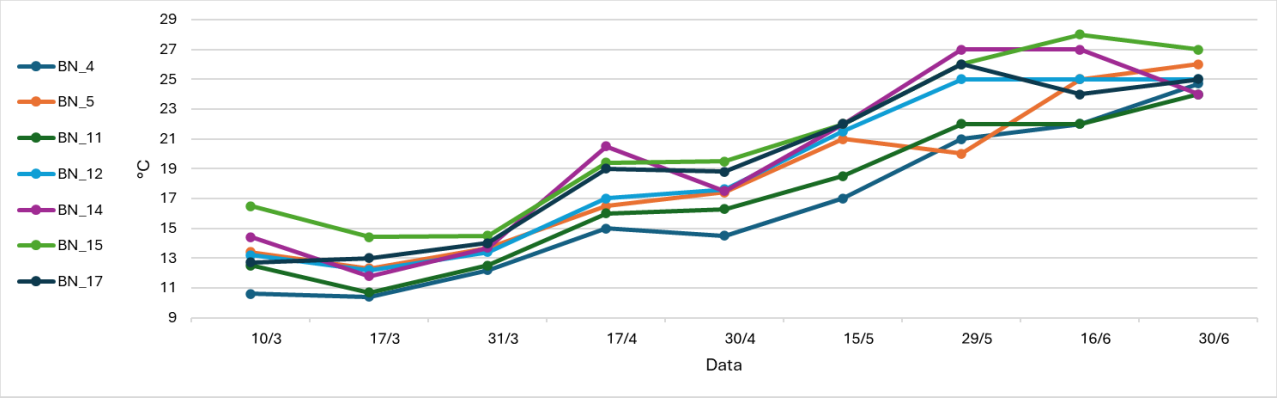


Fig. 34. Dati relativi alle temperature registrate a Bosco Nordio (valori espressi in °C)

Gli esiti del monitoraggio puntuale rilevato dai data logger posizionati in PC_2 e PC_4 (dati rilevati ogni 30 minuti), hanno evidenziato picchi oltre i 35°C per lo stagno PC_2 (figura 35), in relazione alla sua posizione completamente soleggiata.

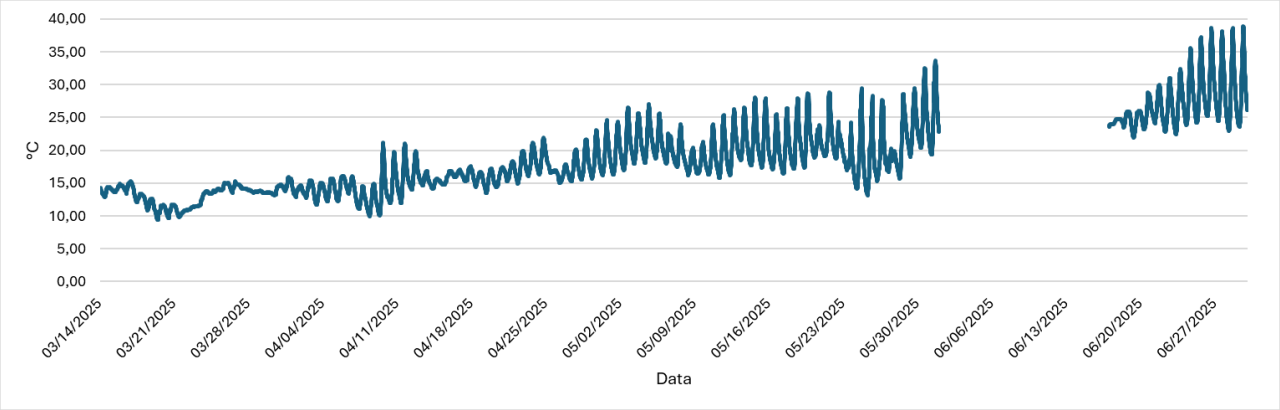


Fig. 35. Dati registrati da data logger in PC_2; l'interruzione è dovuta alla diminuzione della superficie dello stagno; il data logger è stato poi riposizionato in acqua

Anche per la temperatura, i dati di Bosco Nordio risultano più lineari: i data logger di temperatura posizionati in BN_11, BN_14 e BN_17 (figura 36) mostrano un andamento molto simile, con temperature che di rado superano i 30°C nelle ore più calde.

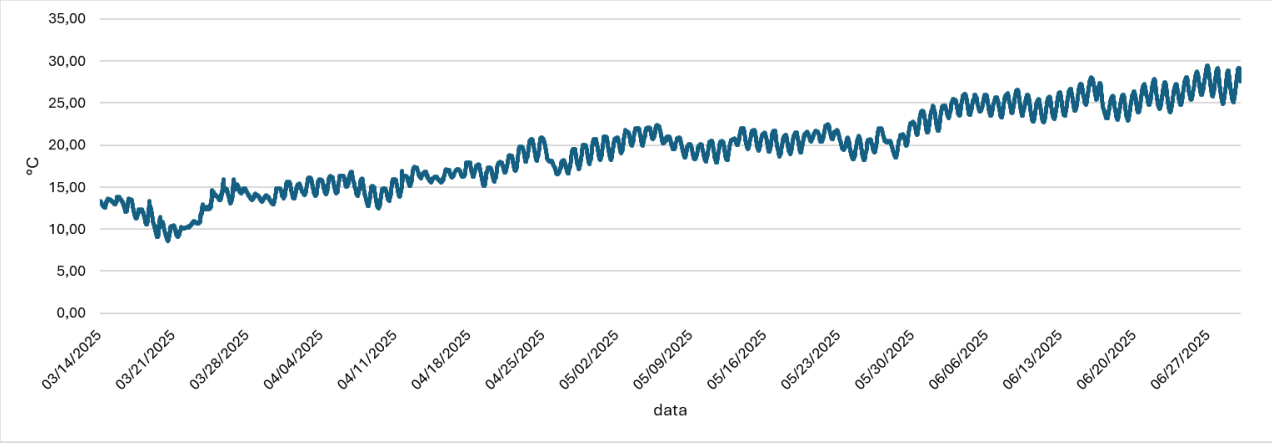


Fig. 36. Dati registrati dal data logger in BN_17

Per quanto attiene i rilievi di pH, i valori rilevati presso gli stagni di Porto Caleri e Bosco Nordio vanno da 6,6 a 9,1 (allegato 3) e sono rimasti essenzialmente costanti in ogni stagno per la totalità del periodo considerato, in entrambe le località. I dati registrati sono riportati nei grafici in figura 37 e 38.

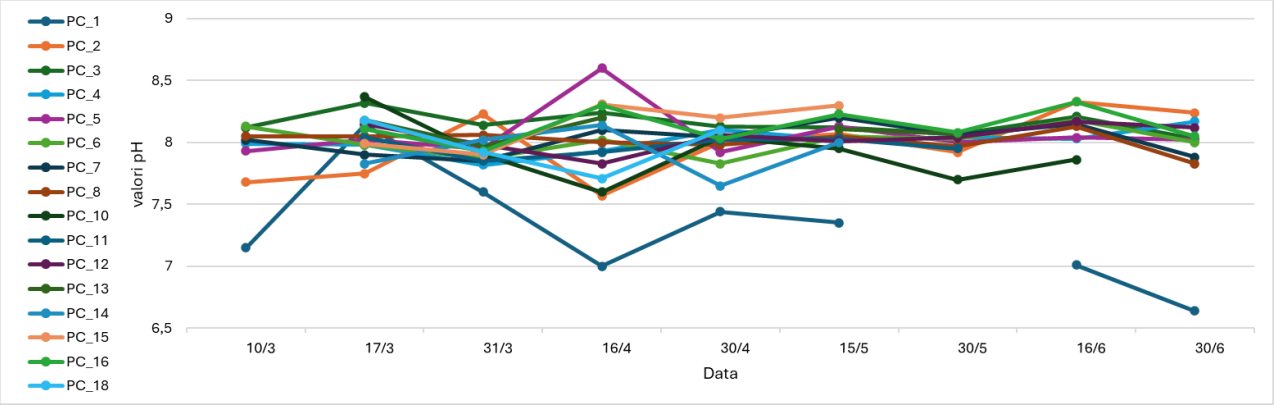


Fig. 37. Dati relativi al pH registrati a Porto Caleri

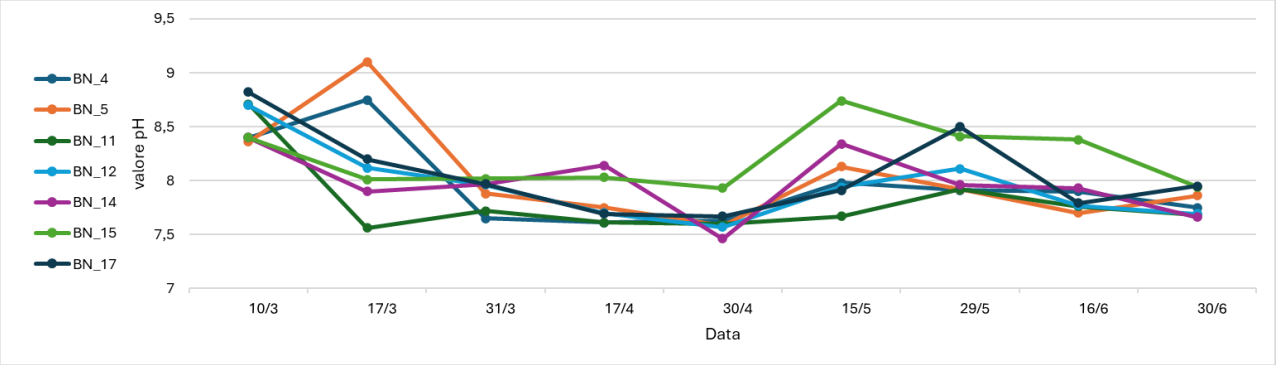


Fig. 38. Dati relativi al pH registrati a Bosco Nordio

4.3 Verifica della riproduzione di *Pelobates fuscus*

Nella seconda e terza settimana di marzo sono state effettuate tre uscite, nelle date del 13, 16 e 21, nel tentativo di ascoltare esemplari di *P.fuscus* in canto; tali uscite sono state svolte nelle ore notturne, generalmente in condizioni metereologiche favorevoli, ovvero dopo intense precipitazioni.

I dati relativi alle osservazioni e al successo riproduttivo sono riportati nella tabella 6.

Tabella 6. Tabella riassuntiva relativa ad osservazioni e successo riproduttivo negli stagni di Porto Caleri

SIGLA STAGNO	CANTO	OSSERVAZIONE DIRETTA	OVATURE	LARVE
PC_1				
PC_2	X			X
PC_3	X	X	X	
PC_4	X			X
PC-5	X	X		X
PC_6				
PC_7	X			
PC_8	X			X
PC_10				
PC_11				
PC_12	X			X
PC_13				
PC_14	X			
PC_15	X			
PC_16				X
PC_18				

Esemplari in canto sono stati sentiti in PC_2, PC_3, PC_4, PC_5, PC_7, PC_8, PC_12, PC_14 e PC_15. Inoltre, in PC_3, grazie anche alla maggiore visibilità, data dalla trasparenza dell'acqua superiore rispetto a quella degli altri stagni, è stato possibile osservare delle ovature in data 21 marzo.

Successivamente, dal 28 maggio al 13 giugno, è stato verificato il successo riproduttivo mediante il posizionamento di nasse per la cattura delle larve. Come già citato, gli stagni idonei sono stati scelti a partire dall'ascolto dei maschi in canto, ma soprattutto considerando la possibilità di accesso e di un corretto posizionamento delle nasse da parte dell'operatore. Gli stagni individuati sono stati PC_2, PC_4, PC_5, PC_6, PC_7, PC_8, PC_10, PC_12 e PC_16.

Nelle immagini più sotto riportate (figura 39), come esempio, figurano le nasse posizionate in PC_12, PC_5 e PC_2.

Fig. 39. Nasse posizionate in PC_12, PC_5 e PC_2

In PC_3 non è stato possibile posizionare le nasse per via della totale copertura di *Juncus acutus* sulla superficie dello stagno.

Gli stagni che hanno dato esito positivo dell'evento riproduttivo sono stati: PC_2, PC_4, PC_5, PC_8, PC_12 e PC_16. La figura 40 riporta documentazione fotografica del risultato delle pescate con le nasse, ovvero le 9 larve rinvenute in PC_12 e le 30-40 larve in PC_5; in quest'ultimo stagno, in parte soleggiato, erano chiaramente visibili anche larve a pelo d'acqua.

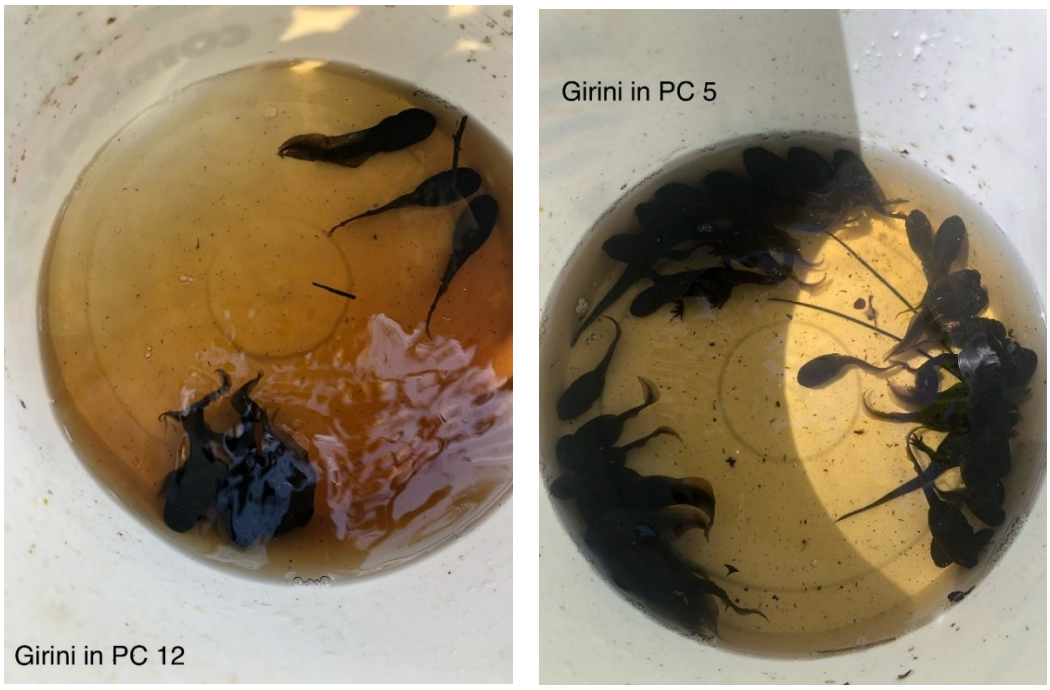


Fig. 40. Larve in PC_12 e in PC_5

4.4 Contesto meteo-climatico del periodo di studio

Di seguito, nel grafico riportato in figura 41, sono riassunti i dati pluviometrici registrati dal 1° gennaio al 30 giugno 2025 dalla stazione meteo ARPAV di Rosolina – Po di Tramontana. Gli eventi di pioggia più consistenti si sono verificati in data 01/02 (12,4mm), 14/02 (31,6 mm), 26/02 (29,4 mm), 12/03, (23,4 mm), 13/03 (10,2 mm), 14/03 (32,6 mm), 24/03 (27,8 mm), 14/04 (21,4 mm), 15/04 (15 mm), 25/04 (20,2 mm), 08/05 (15,2 mm), 16/06 (63,6 mm).

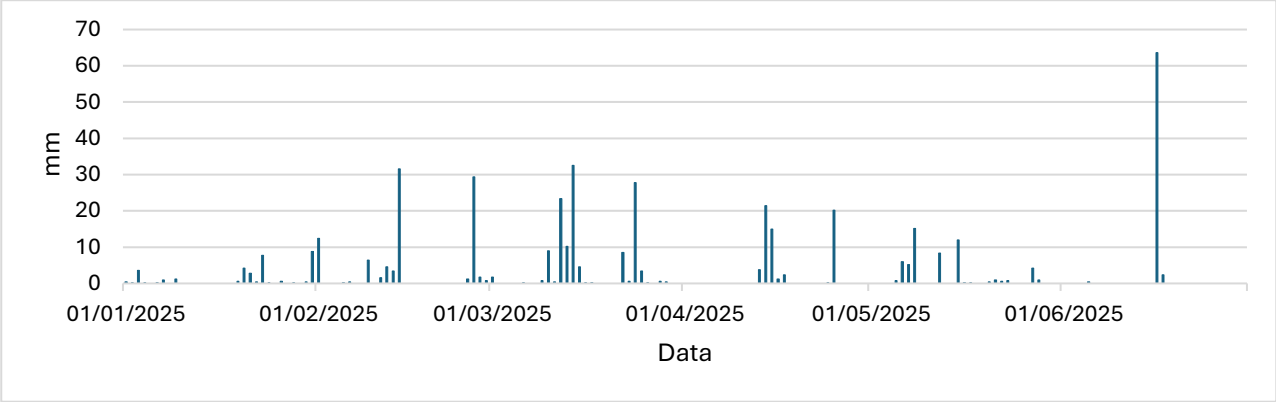


Fig. 41. Valori delle precipitazioni (mm) registrate dalla stazione meteo Rosolina-Po di Tramontana, nel periodo gennaio-giugno 2025

5. DISCUSSIONE

Il presente studio ha consentito di raccogliere dati ed informazioni inedite sulle caratteristiche dei potenziali siti riproduttivi di *Pelobates fuscus* del litorale veneto in un contesto ambientale che risente fortemente della vicinanza dei corpi idrici salmastri.

La salinità dell'acqua può risultare un fattore limitante per il successo riproduttivo della specie, così come la disponibilità stessa di acqua, in questi ambienti con suoli permeabili, collocati su un cordone dunale che si protende tra il mare e la laguna di Caleri.

Lo studio ha consentito di accertare 28 raccolte d'acqua, non tutte presenti maniera continuativa, nel periodo compreso tra marzo e giugno 2025.

Le raccolte d'acqua di Porto Caleri sono generalmente di carattere temporaneo: per quanto a noi conosciuto, sono alimentate dalla falda o da ristagni nelle bassure tra i rilievi delle dune costiere, impermeabilizzate dai sedimenti più sottili e da materia organica che si raccoglie nelle depressioni. Un esempio di questo fenomeno è rappresentato dallo stagno PC_3, assente fino a circa 15 anni fa, e che attualmente rappresenta un ottimo sito riproduttivo per la specie, oltre a presentare una discreta vegetazione igrofila, determinata quest'ultima da una rapida colonizzazione da parte di alcune specie (in particolare *Juncus acutus*).

Lo studio è stato effettuato in un periodo in cui il numero di raccolte d'acqua ed i livelli d'acqua registrati in esse risultavano abbastanza elevati rispetto a quelli normalmente osservati dagli operatori forestali che frequentano l'area. Questa situazione è spiegabile attraverso l'analisi dei dati sulla piovosità della stazione di Rosolina - Po di Tramontana, ricavata dai dati ARPAV: se si considera la media delle precipitazioni totali annuali del periodo 1995-2024, il 2024 risulta essere stato l'anno più piovoso, con 1.196,8 mm, rispetto alla media di 734,5 mm (figura 42).

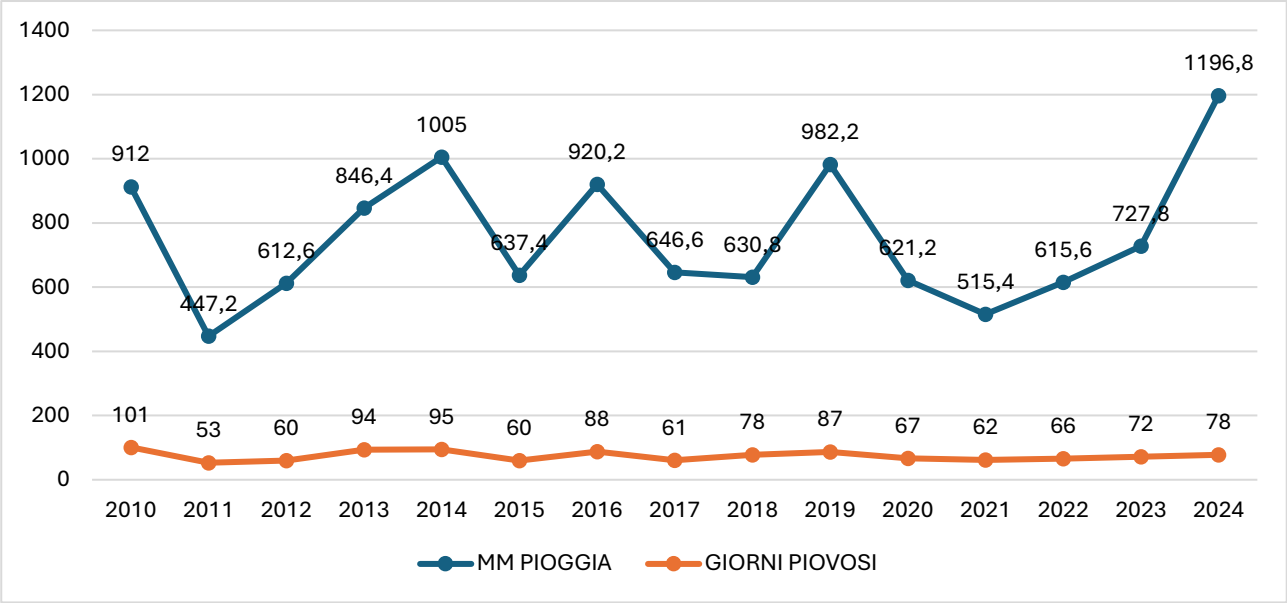


Fig. 42. Dati di piovosità rilevata nel periodo 2010-2024

Considerando in particolare il periodo che va dal 1° gennaio al 30 giugno del 2025, 2024 e 2023 (figura 43), i valori del 2025, come quelli dei due anni precedenti, sono risultati comunque discretamente elevati.

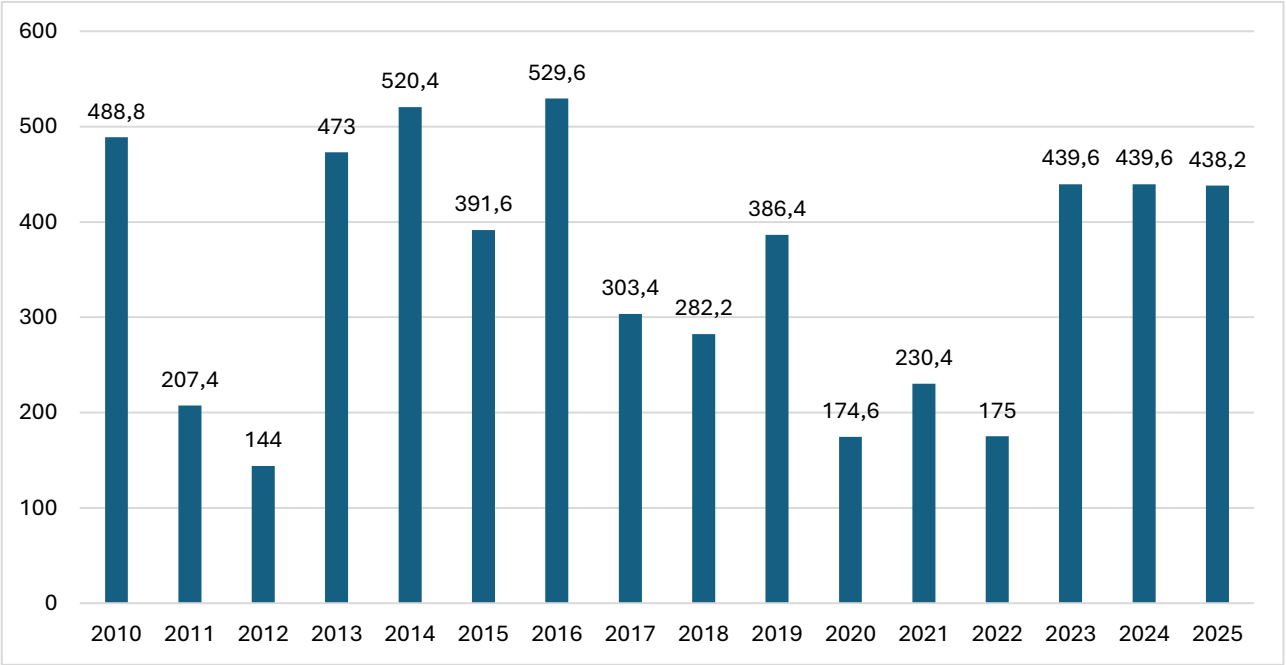


Fig. 43. Dati di piovosità del periodo gennaio-giugno (mm di pioggia), dal 2010 al 2025

La situazione in cui si è svolto lo studio risulta quindi caratterizzata da abbondanza di acqua derivante dalle precipitazioni. La figura 44 evidenzia, in particolare, le anomalie di precipitazioni positive nel nord-est italiano, relativamente al periodo 1° marzo - 31 maggio, ricadente nella durata dello studio.

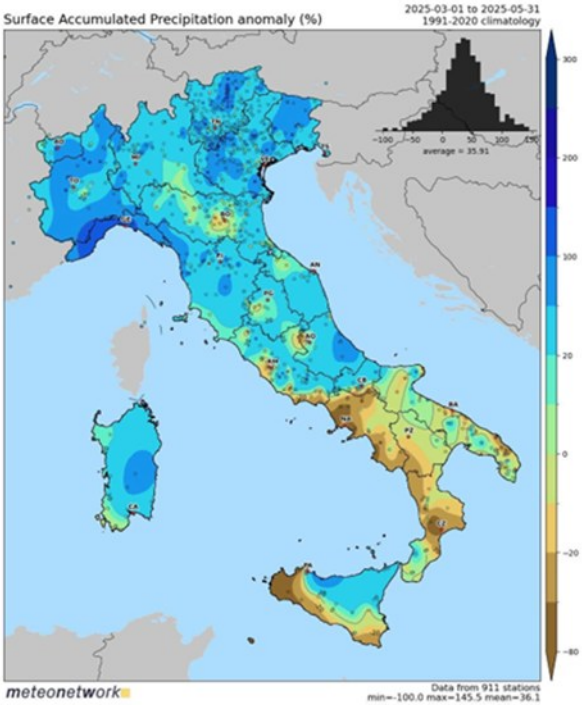


Fig. 44. Anomalia delle precipitazioni nel periodo 1° marzo-31 maggio 2025 (fonte: meteonetwork.it)

Per quanto riguarda i parametri chimico-fisici, i risultati suggeriscono di concentrare la discussione sull'analisi dei dati di conducibilità, in quanto i valori di pH, poco variabili, e le temperature registrate non hanno dimostrato differenze statisticamente significative tra gli stagni (allegato 4). Il già citato studio di Nystrom *et al.* (2002) riporta che i maschi scelgono raccolte d'acqua con valori di pH compresi tra 4.9 e 10.1 e che il successo riproduttivo è compromesso per valori sotto il 4. Nel presente studio i valori registrati negli stagni non sono mai scesi sotto il 6,6 (rilevato a Porto Caleri) e il valore più elevato è stato 9,1 (rilevato a Bosco Nordio). La specie migra verso le raccolte d'acqua con temperature tra i 9 e i 14 °C e la metamorfosi inizia con temperature uguali o superiori a 15°C (Nystrom *et al.*, 2002): i dati termici rilevati a Porto Caleri e a Bosco Nordio sono in linea con questi valori. Inoltre, da uno studio recente (Dalpasso *et al.,* 2023) è emerso che, per specie che scelgono per la riproduzione stagni temporanei, le precipitazioni possono avere un impatto maggiore della temperatura sulla fenologia.

Per quanto invece riguarda la conducibilità dell'acqua, collocando graficamente gli stagni in base ai loro valori medi, in ordine crescente, si ottengono i seguenti dati: a Porto Caleri, lo stagno con conducibilità più bassa, quindi con acque più dolci, risulta essere il PC_3, nonostante la vicinanza alla spiaggia, mentre quello con conducibilità più alta è il PC_1, presso il parcheggio del Giardino Botanico, più vicino alla zona lagunare e potenzialmente soggetto all'escursione di marea. Valori assoluti oltre i 3000 µS/cm si sono registrati in PC_2, PC_7 e PC_10 (figura 45).

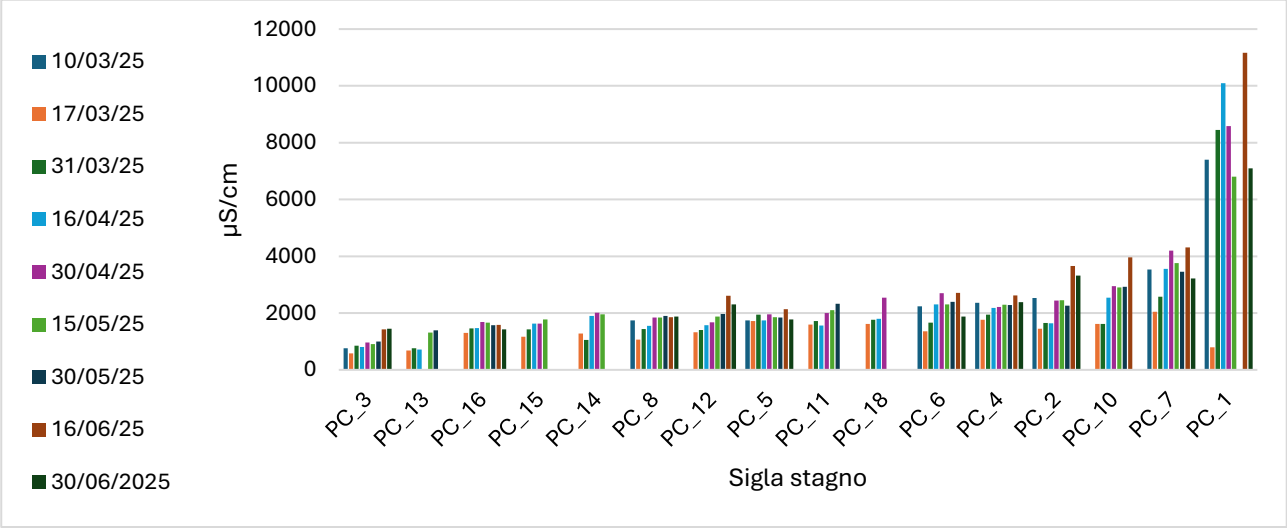


Fig. 45. Stagni di Porto Caleri ordinati per valore medio crescente di conducibilità

La situazione di Bosco Nordio, raffrontata con quella precedente, appare molto diversa (figura 46): i valori registrati vanno da un minimo di 282 a un massimo di 961 µS/cm, mentre quelli di Porto Caleri partono da 577 e arrivano a 11170 µS/cm.

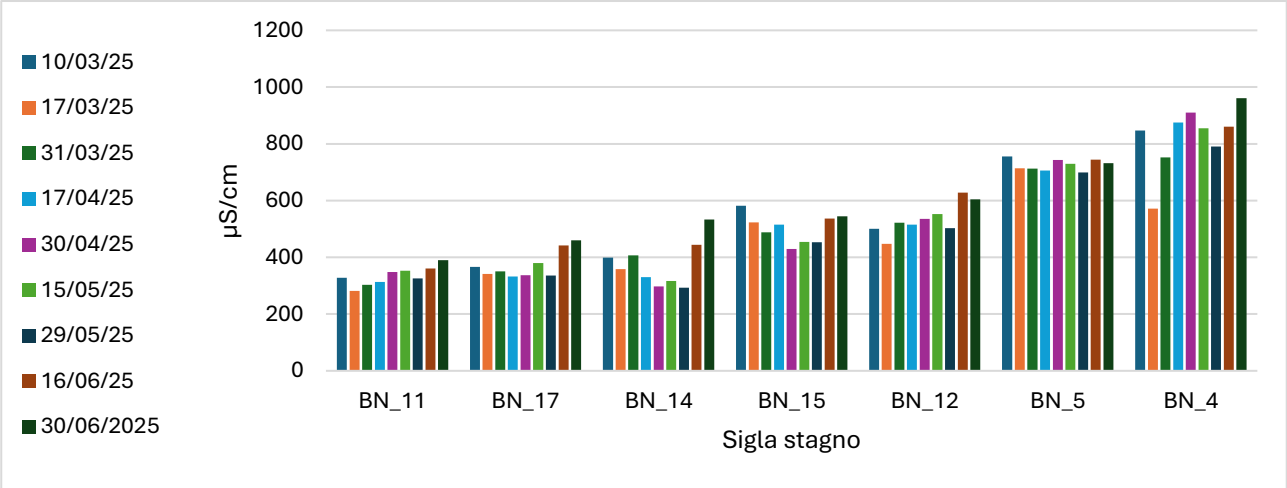


Fig. 46. Stagni di Bosco Nordio ordinati per valore medio crescente di conducibilità

La figura 47 riassume i dati raccolti relativamente al successo riproduttivo (canto dei maschi e avvenuta riproduzione per presenza di larve) in relazione ai dati di conducibilità rilevata nei singoli stagni, e a quelli di salinità, indicati come limite (6‰) e sicuramente letali (8‰) dal lavoro di Stanescu *et al.* (2016)[5].

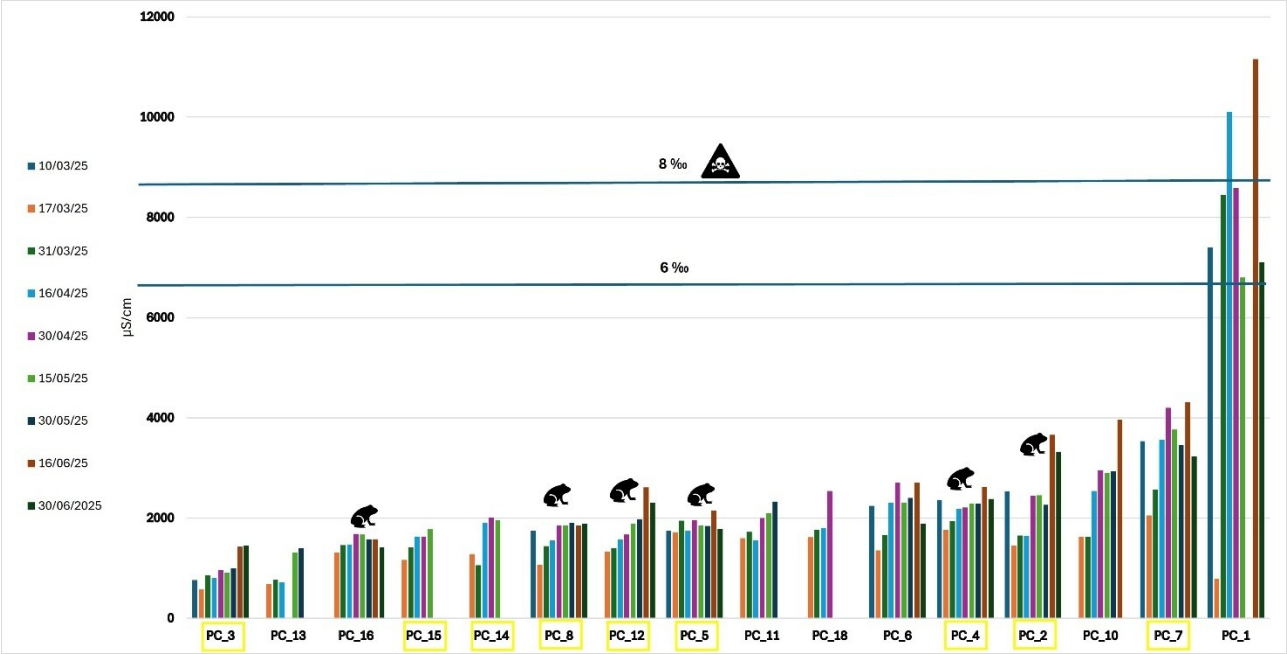


Fig. 47. Successo riproduttivo e conducibilità

[5] Questi valori di salinità sono stati convertiti in valori di conducibilità a seguito di un esperimento appositamente condotto in laboratorio, utilizzando il conduttimetro adoperato per i rilievi in natura, in soluzioni a titolo da 1 a 15 ‰ di sale marino; la curva di conversione ottenuta è riportata in allegato 5.

I 9 stagni contrassegnati con la cornice gialla sono risultati quelli scelti dai maschi per il canto, con un range compreso tra 577 µS/cm e 4310 µS/cm, mentre i 6 stagni contrassegnati dall'icona dell'anfibio rappresentano quelli in cui è stata accertata la presenza delle larve, con valori di conducibilità registrati tra un minimo di 577 µS/cm e un massimo di 3660 µS/cm.

Per progressivo prosciugamento verificatosi nel periodo di studio non è stato possibile valutare l'eventuale ovodeposizione in PC_15. In PC_3 e PC_14 non è stato possibile posizionare la nassa a causa della totale copertura rispettivamente di *Juncus acutus* e il progressivo aumento di *Rubus ulmifolius* nell'altro. Tuttavia, il ritrovamento di ovature in PC_3 risulta un buon indicatore della effettiva riproduzione della specie.

In base a queste informazioni, larve alla fine della metamorfosi non sono state rinvenute negli altri stagni che hanno mantenuto valori di conducibilità comunque compatibili con il successo riproduttivo della specie. L'unico stagno che ha presentato valori superiori alla soglia di letalità è risultato PC_1, nel quale non è effettivamente stata riscontrata alcuna evidenza della riproduzione della specie[6].

In una serie di siti riproduttivi situati nel Parco Regionale del Delta del Po dell'Emilia-Romagna con caratteristiche ambientali simili a quelle presenti nella presente area di studio, la comunità di anfibi è risultata più semplificata quando la conducibilità supera 4000 µS/cm (Mazzotti *et al*., 2007). Questo potrebbe spiegare l'esito negativo dell'evento riproduttivo finale (accertamento di presenza di larve) in PC_7, stagno scelto da alcuni individui maschi nel periodo del canto. Tuttavia, va precisato che la strumentazione utilizzata da Mazzotti *et al.* non ha consentito loro di valutare l'effettivo valore limite della conducibilità per consentire la riproduzione, poiché il valore massimo misurabile dallo strumento non superava i 4000 µS/cm.

La mancanza di animali in riproduzione negli altri stagni potrebbe quindi essere non determinata dalla salinità dell'acqua, ma da altri fattori, come ad esempio le dimensioni delle raccolte d'acqua e la loro persistenza.

Nel grafico che segue (figura 48), il successo riproduttivo è stato valutato in funzione della dimensione e persistenza degli stagni.

[6] Questo stagno era comunque utilizzato da altre specie di anfibi: *Rana clepton esculentus* e, soprattutto, *Hyla intermedia*, presente con numerosissimi individui in canto.

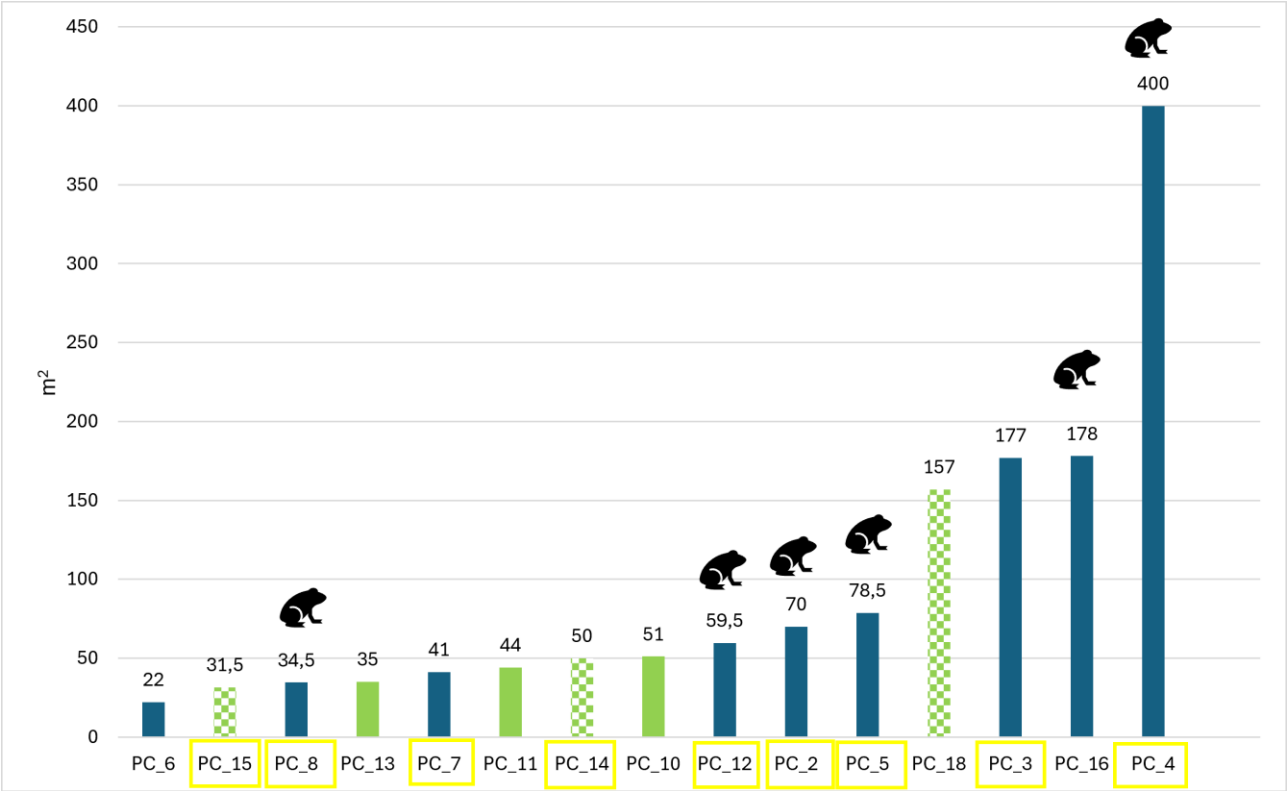


Fig. 48. Successo riproduttivo e dimensione degli stagni (m^2)

Nel grafico, gli stagni sono stati collocati in ordine crescente in funzione della loro dimensione (superficie): le colonne blu rappresentano le raccolte d'acqua più persistenti, le colonne verdi quelle che si sono prosciugate e le colonne quadrettate quelle che si sono rese man mano irraggiungibili. Non è stato possibile calcolare le dimensioni dello stagno PC_1.

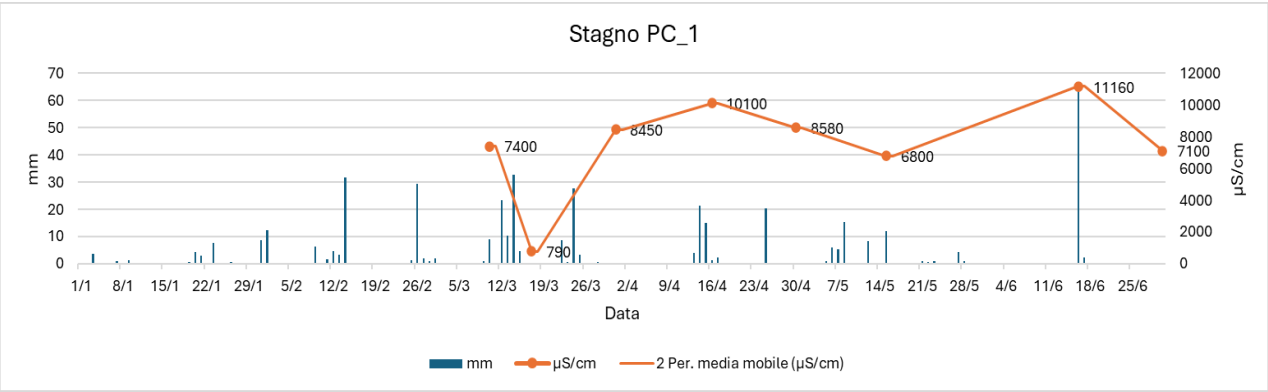
Appare evidente come gli stagni più ampi e persistenti abbiano dato esito positivo per la riproduzione, anche se non è possibile dimostrare la correlazione da un punto di vista statistico a causa dell'insufficiente numero di dati. Nel caso di PC_14 e PC_15, come precedentemente detto, non è stato possibile effettuare il posizionamento delle nasse.

La scelta da parte della specie, quindi, potrebbe risentire anche della disponibilità (presenza di acqua) in termini di frequenza annuale. Un esempio è il successo riproduttivo registrato in PC_12, distante pochi metri dagli stagni PC_11 e PC_13, che si sono infatti asciugati durante il periodo di studio (figura 49).

Fig. 49. Diversa situazione di PC_12 e PC_11 a giugno

I dati delle precipitazioni registrate durante il periodo di studio sono stati inoltre utilizzati per un raffronto con i valori di conducibilità registrati per ciascuno stagno di Porto Caleri, per verificare un eventuale loro effetto (anche temporaneo) su questi ultimi.

I seguenti grafici (figura 50) dimostrano come i valori di conducibilità siano molto variabili solo in PC_1 e si mantengano pressoché costanti negli altri stagni. Come esempi, oltre a PC_1, si inseriscono i dati di PC_2, PC_4 e PC_5 (nell' allegato 6 sono riportati i grafici dei rimanenti stagni).



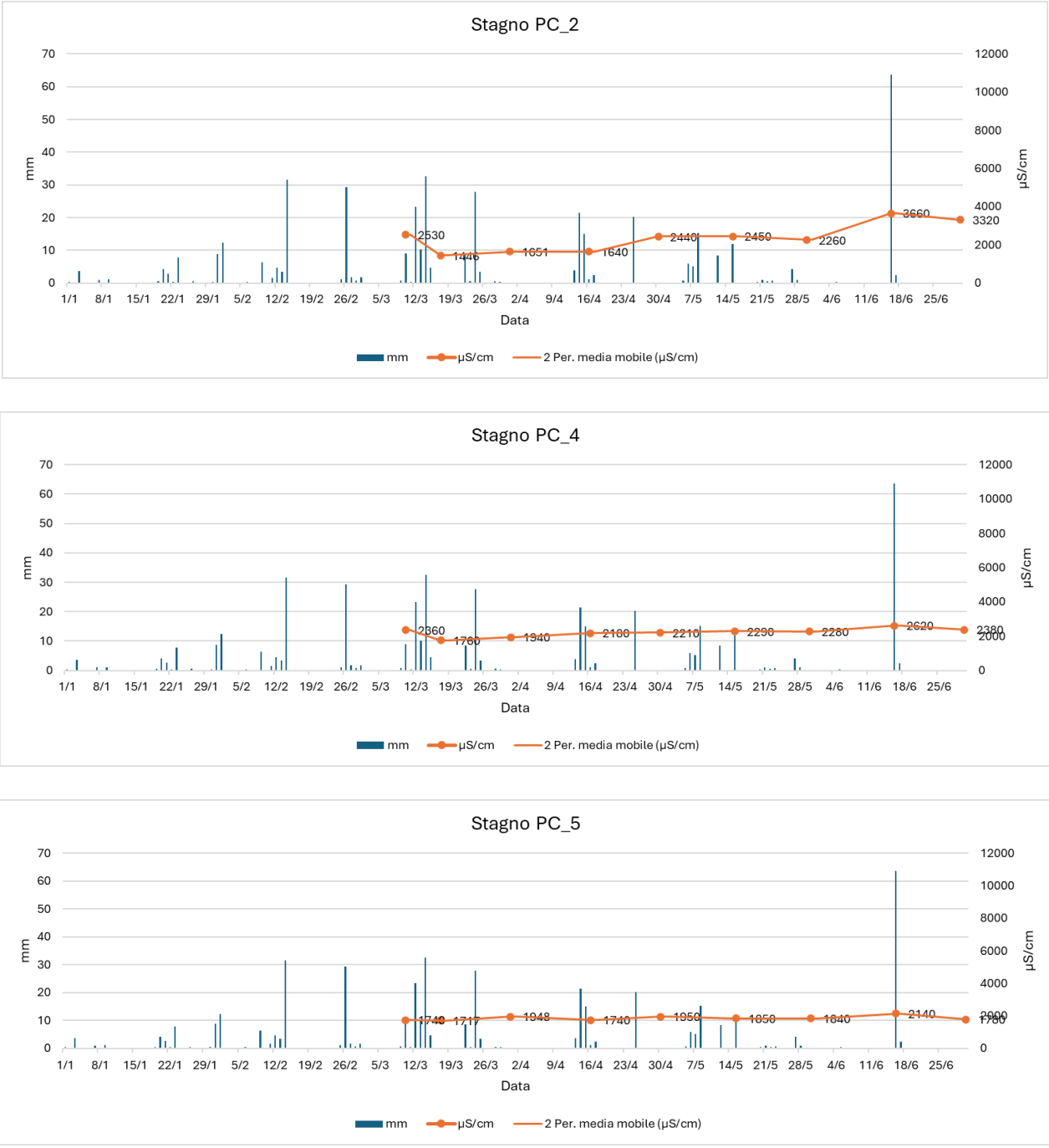


Fig. 50. Rapporto tra piovosità e variazioni di conducibilità in PC_1, PC_2, PC_4 e PC_5

Inoltre, isolando i dati raccolti dal data logger di conducibilità in PC_4 dal 21 al 30 aprile e includendo l'evento di pioggia di 20 mm del 25 aprile, si nota come non ci siano sostanziali differenze nei valori di conducibilità (figura 51), se non minimi cali di breve durata.

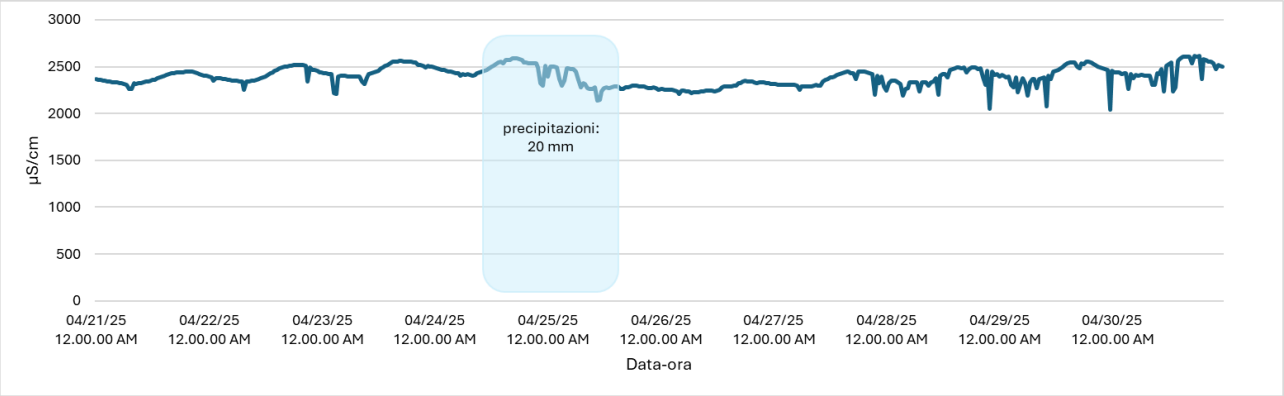


Fig. 51. Dati raccolti dal data logger in PC_4 dal 21 al 30 aprile 2025

Non appare, quindi, esistere una evidente influenza della piovosità nel breve e lungo periodo (riferito alla durata del presente studio) sulla conducibilità degli stagni.
Solo monitoraggi di durata superiore ai 12 mesi potrebbero indicare eventuali influenze delle quantità di precipitazioni sui valori di conducibilità di queste raccolte d'acqua; sembra invece più evidente una relazione positiva sulla presenza e persistenza dell'acqua nelle stesse.

Nelle zone costiere come il Delta del Po, ai cui margini si inserisce Porto Caleri, si assiste ad una progressiva salinizzazione delle acque dolci a causa di fenomeni di subsidenza e sempre maggiore crescita del cuneo salino proveniente dal mare, causato dalla progressiva diminuzione degli apporti di acque dolci. L'azione del riscaldamento globale è una concausa che sta provocando nel Delta del Po la rapida modificazione di ambienti umidi, che divengono inidonei alla riproduzione degli anfibi a causa delle concentrazioni saline delle loro acque e della scarsità delle piogge che riducono drasticamente la presenza di raccolte d'acqua durante i periodi di attività riproduttiva (Mazzotti, 2007).
Un esempio di questo è il Bosco della Mesola, nella provincia di Ferrara, dove è accertata la presenza del Pelobate fosco e dove l'andamento stagionale del parametro della conducibilità varia in base al periodo in cui vengono effettuate le operazioni di regimazione idraulica: la falda freatica è ampiamente influenzata dal regime del sistema di canali che lo circondano e lo percorrono (che sono drenanti nel periodo ottobre – aprile e irrigui nel periodo maggio – settembre). Le raccolte d'acqua che registrano valori di conducibilità più elevati (anche oltre 5000 µS/cm) sono quelle che risentono dell'ingressione salina e quelle più vicine ai canali (dovuto al passaggio di sali). Durante il periodo estivo, in assenza di ricarica dovuta a piogge, nelle zone distanti dalla rete idraulica si osserva una depressione

del livello di falda che alimenta le pozze d'acqua, e ne consegue una marcata diminuzione del loro livello e dell'estensione, talvolta fino al completo prosciugamento (Mazzotti *et al*., 2007).

Porto Caleri non presenta un sistema di regimazione, ma uno dei fattori che può determinare l'aumentare del livello di salinizzazione delle acque sono le alte maree.

Sul sito del CPSM, Centro Previsioni e Segnalazioni Maree della città di Venezia (www.comune.venezia.it/it/content/centro-previsioni-e-segnalazioni-maree), è possibile consultare i dati relativi ai fenomeni di acqua alta a Venezia a partire dal 1872. Storicamente le alte maree che superavano il livello di 110 centimetri erano piuttosto rare, ma si sono intensificate negli ultimi 50-60 anni: tra il 1870 e il 1949 sono stati registrati 30 episodi di alta marea superiore ai 110 centimetri, mentre solo negli ultimi 9 anni ce ne sono state 76. Per quanto riguarda le maree oltre i 140 cm, i dati relativi alla città di Venezia mostrano che fino al 2000 ci sono state solo 9 occorrenze di maree eccezionali in oltre 120 anni, mediamente una ogni 14 anni, mentre dal 2000 ad oggi sono state 11, quasi una l'anno.

Pur non essendo in grado di definire la soglia critica che può determinare effetti sulla quantità di sali disciolti negli stagni di Porto Caleri, per effetti indiretti (sulla falda) o diretti (inondazioni), nella tabella 7 si riporta l'elenco dei fenomeni di acqua alta registrati nel periodo 2015-2024 e nei primi 7 mesi del 2025, nella suddetta stazione.

Tabella 7. Fenomeni di acqua alta a partire da 120 cm dal 2015 al 2025, stazione mareografica ISPRA di Porto Caleri

ANNO	GIORNATE CON EVENTI ≥120 (120-129)	GIORNATE CON EVENTI ≥130 (130-139)	GIORNATE CON EVENTI ≥140
2015	5	2	2
2016	3	0	0
2017	3	1	1
2018	6	3	3
2019	10	7	5
2020	9	4	3
2021	7	2	0
2022	5	4	3
2023	8	7	3
2024	14	3	1
2025*	2	0	0

*fino al 24/07

In questo periodo sono stati registrati 21 eventi di acqua alta superiore a 140 centimetri, con picchi di 185 cm il 12/11/2019 e 198 cm il 22/11/2022.

Durante questi due eventi la marea ha fisicamente raggiunto gli stagni PC_1 presso il parcheggio e PC_2 lungo il sentiero che porta al centro visite (Campagnolo, com. pers.). Se gli effetti della marea in questi casi sono evidenti, con un possibile stravolgimento dei parametri chimici dell'acqua degli stagni, risultano meno evidenti gli effetti sulla falda degli eventi di alta marea di portata inferiore.

6. CONCLUSIONI

Questo studio ha consentito di realizzare un censimento e la descrizione della localizzazione e delle caratteristiche degli stagni potenzialmente utilizzabili per la riproduzione da parte di *Pelobates fuscus* a Porto Caleri.

Lo studio non può essere considerato esaustivo, sia per la stima del numero di siti presenti (molte delle superfici, soprattutto verso l'estremità meridionale della penisola, sono irraggiungibili), sia per la comprensione del fenomeno della salinizzazione delle raccolte d'acqua. Mancano serie storiche che consentano confronti, così da evidenziare quanto il fenomeno sia in evoluzione e possa mettere a rischio, nel breve termine, la sopravvivenza di questa rara specie.

I dati raccolti hanno però consentito di identificare un campione di siti da monitorare in futuro, magari in condizioni meteo climatiche differenti: interessante potrebbe essere verificare annualmente la presenza e la persistenza dell'acqua in questi 16 stagni al momento raggiungibili, così come ripetere le misure della conducibilità dell'acqua in condizioni di pregressa e contemporanea siccità.

Per la gestione dell'area, finalizzata a mantenere la popolazione della specie in uno stato di conservazione soddisfacente, sarebbe utile realizzare interventi destinati a garantirne la riproduzione anche in annate critiche, quando gran parte dei siti attualmente censiti potrebbero non avere condizioni idonee alla riproduzione, per mancanza di acqua o con livelli di salinità troppo elevati, anche considerato il preoccupante trend di aumento dei fenomeni di alte maree eccezionali. Potrebbe, ad esempio, essere utile realizzare un sito riproduttivo di dimensioni adeguate, con fondale impermeabilizzato (mediante telo plastico od altro materiale idoneo), alimentato esclusivamente con acqua piovana o derivante da acquedotto, e magari gestito con prosciugamenti pianificati in estate o autunno.

Anche considerata l'apparente estinzione della specie dal sito di Porto Fossone, poco distante da Porto Caleri, future azioni di monitoraggio e questi interventi gestionali appaiono alquanto urgenti, per scongiurare la scomparsa dell'unica popolazione naturale veneta conosciuta della specie.

7. BIBLIOGRAFIA

Alvarado, R.H. & Moody, A. (1970). Sodium and chloride transport in tadpoles of the bullfrog *Rana catesbeiana*. American Journal of Physiology 218: 1510–1516

Andreone, F. (2006). Pelobate fosco *Pelobates fuscus*. In: Sindaco, R., Doria, G., Razzetti, E. & Bernini, F. (eds.) - Atlante degli anfibi e dei rettili d'Italia / Atlas of Italian Amphibians and Reptiles, pp. 292-297. Societas Herpetologica Italica. Edizioni Polistampa, Firenze.

Andreone, F. (2000). *Pelobates fuscus insubricus*: distribuzione, biologia e conservazione di un taxon minacciato. Piano d'Azione - Action Plan. Progetto LIFE-NATURA 1998 "Azioni urgenti per la conservazione di *Pelobates fuscus insubricus*" n. B43200/98/486. Relazione al WWF Italia ed alla Comunità Europea.

Andreone, F., Gentili A., Scali, S. (2007). *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768). In Lanza B., Andreone F., Bologna M., Corti C. & Razzetti E. (eds.) – Fauna d'Italia, vol. XLII, Amphibia, pp. 352-362. Ed. Calderini, Bologna.

Andreone, F., Eusebio Bergò, P., Bovero, S., Gazzaniga, E. (2004). On the edge of extinction? The spadefoot *Pelobates fuscus insubricus* in the Po Plain, and a glimpse at its conservation biology. Italian Journal of Zoology, 71(sup002), 61–72.

Andreone, F., Fortina, R., Chiminello, A. (1993). Natural history, ecology and conservation of the Italian spadefoot toad, *Pelobates fuscus insubricus* /Storia naturale, ecologia e conservazione del pelobate insubrico, *Pelobates fuscus insubricus*/. Zoological Society "La Torbiera" - Scientific Reports n. 2: 1-96.

Bedin, L., & Richard, J. (2016). Distribuzione di *Pelobates fuscus* Laurenti, 1768 (Anura, Pelobatidae) nei sistemi dunali costieri del comune di Rosolina, delta del Po (Rovigo). Lavori Società Veneziana Di Scienze Naturali, 41, 9–14.

Boschetti, E., Donà, N., Richard, J. (2011). Monitoraggio e studio degli anfibi del parco regionale del delta del Po con particolare riferimento a *Pelobates fuscus insubricus*

Boschetti, E., Richard, J., Bonato, L. (2006). Una popolazione relitta di *Pelobates fuscus insubricus* in un sito litoraneo veneto (Amphibia: Pelobatidae). Gortania. Atti Museo Friul. Di Storia Nat., 27, 339–345.

Brasileiro, C.A., Martins, M., Sazima, I. (2010). Feeding ecology of *Thoropa taophora* (Anura: Cycloramphidae) on a rocky seashore in southeastern Brazil. South American Journal of Herpetology 5: 181–188

Brown, M.E., & Walls S.C. (2013). Variation in salinity tolerance among larval anurans: Implications for community composition and the spread of an invasive, non-native species. Copeia 2013: 543–551.

Canedo-Argulles, M., Kefford, B.J., Piscart, C., Prat, N., Schafer, R.B., Schulz, C.J. (2013). Salinization of rivers: An urgent ecological issue. Environmental Pollution 173: 157–167

Chiminello A. & Generani M. (1992). Hyla arborea L. Pelobates fuscus insubricus C. and Rana esculenta "complex" feeding habits during the breeding period in some ricefields of the Po Plane (Piedmont, North Italy). Proceedings of the 6th S.E.H. Meeting, Budapest 115-120.

Chinathamby, K., Reina, R.D., Bailey, P.C.E., Lees, B.K. (2006). Effects of salinity on the survival, growth and development of tadpoles of the brown tree frog, *Litoria ewingii*. Australian Journal of Zoology 54: 97–105

Christy, M.T. & Dickman, C.R. (2002). Effects of salinity on tadpoles of the green and golden bell frog (*Litoria aurea*). Amphibia-Reptilia 23: 1–11

Collins. J. P. & Storfer. A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. Diversity and distribution, 9:89---98

Crottini, A., & Andreone, F. (2007). Conservazione di un anfibio iconico: Lo status di *Pelobates fuscus* in Italia e linee guida d'azione. Museo Civico di Storia Naturale Ferrara. Quaderni Della Stazione Di Ecologia, 17, 67–76.

Dalpasso, A., Seglie, D., Eusebio Bergò, P. *et al.* (2023). Effects of temperature and precipitation changes on shifts in breeding phenology of an endangered toad. *Sci Rep* 13, 14573. https://doi.org/10.1038/s41598-023-40568-w

Dufresnes, C., Strachinis, I., Tzoras, E., Litvinchuk, S.N., Denoël, M. (2019). Call a spade a spade: taxonomy and distribution of *Pelobates*, with description of a new Balkan endemic. ZooKeys 859: 131–158.

Eggert, C., Cogălniceanu, D., Veith, M., Dzukic, G., Taberlet, P. (2006). The declining Spadefoot toad, *Pelobates fuscus* (Pelobatidae): Paleo and recent environmental changes as a major influence on current population structure and status. Conservation Genetics, 7(2), 185–195.

Environment Canada. (2001). Priority Substances List Assessment Report: Road Salts. Environment Canada, Canada

Eusebio Bergò, P., Seglie, D., Soldato, G. (2019). Linee Guida per la Gestione e Conservazione del Pelobate fosco insubrico. Fondazione Cariplo - Fondazione Lombardia per l'Ambiente - Parco Lombardo della Valle del Ticino - Eleade. 54 pag.

Ferreira, R.B., & Tonini, J.F.R.T. (2010). Living holed: *Leptodactylus latrans* occupying crabs' burrows. Herpetology Notes 3: 237–238

Gordon, M.S. (1962). Osmotic regulation in the green toad (*Bufo viridis*). Journal of Experimental Biology 39: 261–270.

Gordon, M.S., Schmidt-Nielsen, K., Kelly, H.M. (1961). Osmotic regulation in the crab-eating frog (*Rana cancrivora*). Journal of Experimental Biology 38: 659–678

Gornitz, V. (1995). Sea-level rise: A review of recent past and near-future trends. Earth Surface Processes and Landforms 20: 7–20

Hoffman, J. (2014). Physiological response of *Bufo viridis* (Laurenti, 1768) populations across an aridity gradient. Alytes 30: 33–41.

Hopkins, Gareth R., Brodie Edmund, D. JR (2015). Occurrence of Amphibians in saline habitats: a review and evolutionary perspective, 1-27, Article in Herpetological Monographs

Jesu R., Richard J., Mattioli F., Mamone A. (2002). Due diverse strategie di allevamento di *Pelobates fuscus insubricus*. In: Ferri V. (ed.) - Atti del Terzo Convegno Salvaguardia Anfibi, pp. 115-122. Progetto ROSPI e Museo cantonale di Storia Naturale di Lugano, Cogecstre Ediz., Penne.

Katz, U. (1973). Studies on the adaptation of the toad *Bufo viridis* to high salinities: Oxygen consumption, plasma concentration and water content of the tissues. Journal of Experimental Biology 58: 785–796

Kaushal, S.S., Groffman, P.M., Likensc, G.E., Belt, K.T., Stack, W.P., Kelly, V.R., Band, L.E., Gisher, G.T. (2005). Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102: 13517–13520

Kearney, B.D., Byrne, P.G., Reina, R.D. (2012). Larval tolerance to salinity in three species of Australian anuran: An indication of saline specialisation in *Litoria aurea*. PLoS One 7: e43427. DOI: 10.1371/journal.pone.0043427

Krása, A., Avci, A., Tuniyev, B., Cogălniceanu, D., Mizsei, E., Ficetola, F., Crnobrnja-Isailović, J., Wilkinson, J., Üzüm, N., Lymberakis, P., Manenti, R., Schulte, U., Kirschey, T., Poboljšaj, K., Litvinchuk, S., Halpern, B. (2024). *Pelobates fuscus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T196236126A228187875. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T196236126A228187875.en. Accessed on 24 July 2025.

Lanza, B. (1983). Anfibi, Rettili (Amphibia, Reptilia). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 27. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente" Aq/1/205. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Verona.

Lanza, B., Andreone, F., Bologna, M.A., Corti, C., Razzetti, E. (2007). Fauna d'Italia. Vol. XLII. Amphibia. Calderini Editore, Bologna.

Lapini, L., Dall'Asta, A., Richard, J., (1993). *Pelobates fuscus insubricus* Cornalia 1873 (Amphibia, Salientia, Pelobatidae) in north-eastern Italy. Atti. Mus. Civ. Stor. nat. Trieste, 45: 159-162.

Mazzotti, S. & Rizzati, E., (2001). Prima segnalazione di *Pelobates fuscus insubricus* Cornalia, 1873 nel Delta del Po ferrarese (Amphibia Anura Pelobatidae). Ann. Mus. civ. St. nat. Ferrara, 4: 137-142.

Mazzotti, S., Penazzi, R., Lizzio, L., (2002). Nuove segnalazioni di *Pelobates fuscus insubricus* Cornalia, 1873 nel sistema dei biotopi costieri del ravennate (Amphibia Anura Pelobatidae). Quad. St. Nat. Romagna, 17: 91-97.

Mazzotti, S. (2007). Il ruolo delle ricerche erpetologiche per la conservazione della biodiversità nel Parco Regionale del Delta del Po dell'Emilia-Romagna. In: Mazzotti S.(ed.) "Herp - help" Status e strategie di conservazione degli Anfibi e dei Rettili del Parco Regionale del Delta del Po, pp. 19-33. Quaderni della Stazione di Ecologia del Civico Museo di Storia Naturale di Ferrara, 17

Mazzotti, S., Montanari, F., Pellizzari, M., Cavalieri d'Oro, A. (2007). L'area di studio e i siti di campionamento. In: Mazzotti S.(ed.) "Herp - help" Status e strategie di conservazione degli Anfibi e dei Rettili del Parco Regionale del Delta del Po, pp. 19-33. Quaderni della Stazione di Ecologia del Civico Museo di Storia Naturale di Ferrara, 17

Moreira, L.F.B., Knauth, D.S., Maltchik, L. (2015). Intermittently closed estuaries and tadpole communities: Influence of artificial breaching. Estuaries and Coasts 38: 979–987

Nicholls, R.J., Hoozemans, F.M.J., Marchand, M. (1999). Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: Regional and global analyses. Global Environmental Change 9: S69–S87

Nyström, P., Birkedal, L., Dahlberg, C., Brönmark, C. (2002). The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. Ecography, 25(4), 488-498

Piva, E. & Scortegagna, S. (1993). Flora e vegetazione del Delta del Po. Le zone litoranee. Regione del Veneto, Venezia, 115 pp.

Purcell, K.M., Hitch, A.T., Klerks, P.L., Leberg, P.L. (2008). Adaptation as a potential response to sea-level rise: A genetic basis for salinity tolerance in populations of a coastal marsh fish. Evolutionary Applications 1: 155–160

Richard, J. & Tenan, S. (2008). Primi dati su struttura demografica e biologia riproduttiva della popolazione di pelobate fosco, *Pelobates fuscus insubricus*, a Porto Caleri (Rosolina, Ro) (Anura: Pelobatidae). In: M. Bon, L. Bonato & F.Scarton (eds.) - Atti 5° Convegno Faunisti Veneti, pp. 90-98. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 58.

Richard, J. (2007). Pelobate fosco *Pelobates fuscus*. In: Bonato, L., Fracasso, G., Pollo, R., Richard, J. & Semenzato, M. (eds.) - Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto, pp. 78-81. Associazione Faunisti Veneti. Nuovadimensione Ed.

Richard, J., & Vianello, F. (2016). Il progetto di reintroduzione del Pelobate fosco (*Pelobates fuscus*) nella Riserva Naturale Integrale Bosco Nordio (Chioggia, Venezia): attività e risultati del periodo 2007-2014. In Bonato L., Trabucco R., Bon M. (eds.), 2016. Atti 7° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 66, pp.292

Rìos-López, N. (2008). Effects of increased salinity on tadpoles of two anurans from a Caribbean coastal wetland in relation to their natural abundance. Amphibia-Reptilia 29: 7–18

Rodriguez, C.F., Becares, E., Fernandez-Alaez, M., Fernandez-Alaez, C. (2005). Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish, Biological Invasion vol.7, pp.75-85

Sazima, I. (1971). The occurrence of marine invertebrates in the stomach contents of the frog *Thoropa miliaris*. Cieˆncia e Cultura 23: 647–648

Smith, M.J., Schreiber, E.S.G., Scroggie, M.P., Kohout, M., Ough, K., Potts, J., Lennie, R., Turnbull, D., Jin, C., Clancy, T. (2007). Associations between anuran tadpoles and salinity in a landscape mosaic of wetlands impacted by secondary salinisation. Freshwater Biology 52: 75–84.

Spagnol, C., Richard, J., Bedin, L., Golfieri, B., Donà, N., Tiozzo, E., Bonato, L. – Otto anni di monitoraggio del Pelobate Fosco, *Pelobates Fuscus*, a Porto Caleri (Rosolina, Delta del Po): fenologia e successo riproduttivo (Anura: Pelonatidae). In Bonato L., Trabucco R., Bon M. (eds.), (2016). Atti 7° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 66, pp.292

Stănescu, F., Székely, D., Székely, P., Topliceanu, S., Cogălniceanu, D. (2016). The impact of salinity on early developmental stages in two sympatric spadefoot toads and implications for amphibian conservation in coastal areas. Hydrobiologia

Stănescu, F., Iosif, R., Székely, D., Székely, P., Roşioru, D., Cogălniceanu, D. (2013). Salinity Tolerance in *Pelobates Fuscus* (Laurenti, 1768) Tadpoles (Amphibia: Pelobatidae). Traveaux du Musèum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa", Bucaresti; 56 (1): 103-108

Thirion, J.-M. (2002). Impact di raz de marée sur une population de Pélobate ciltripède *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829) (Amphibia, Pelobatidae) dans un espace protégé de Charente-Maritime. Annales de la Société des sciences naturelles de la Charente-Maritime, La Rochelle; 9 (2): 195-202

Thirion, J.-M. (2014). Salinity of the reproductive habitats of the Western Spadefoot Toad *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829), along the Atlantic coast of France (Anura: Pelobatidae). Herpetozoa 27: 13-20

Thunqvist, E. (2004). Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. Science of the Total Environment 325: 29–37

Williams, W.D. (2001). Anthropogenic salinisation of inland waters. Hydrobiologia 466: 329–337

SITOGRAFIA

https://www.iucnredlist.org

https://www.lifeinsubricus.eu

https://amphibiaweb.org/lists/Pelobatidae.shtml

Amphibian Development (https://www.virginiaherpetologicalsociety.com/amphibians/amphibian-development/index.html)

Dati meteo ultimi giorni - Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (https://www.arpa.veneto.it/dati-ambientali/dati-storici/meteo-idro-nivo/meteo60giorni?codseqst=300000056)

ISPRA Servizio Laguna di Venezia - Rete meteo-mareografica (https://www.venezia.isprambiente.it/rete-meteo-mareografica)

Bosco Nordio – Riserva Naturale Integrale (https://bosconordio.venetoagricoltura.org)

Centro Previsioni e Segnalazioni Maree | Comune di Venezia

www.regione.veneto.it/web/agricoltura-e-foreste/i-siti-del-veneto

www.meteonetwork.it

ALLEGATI

ALLEGATO 1

DATI DI CONDUCIBILITA' (espressa in µS/cm)

Porto Caleri

SIGLA STAGNO	10/03/25	17/03/25	31/03/25	16/04/25	30/04/25	15/05/25	30/05/25	16/06/25	30/06/2025
PC_1	7400	790	8450	10100	8580	6800		11160	7100
PC_2	2530	1446	1651	1640	2440	2450	2260	3660	3320
PC_3	761	577	855	800	960	909	995	1423	1450
PC_4	2360	1760	1940	2180	2210	2290	2280	2620	2380
PC_5	1740	1717	1948	1740	1950	1850	1840	2140	1780
PC_6	2240	1353	1660	2300	2700	2300	2400	2710	1880
PC_7	3530	2050	2570	3560	4200	3760	3460	4310	3220
PC_8	1743	1067	1440	1550	1844	1848	1903	1850	1880
PC_10		1620	1620	2540	2950	2900	2930	3960	
PC_11		1596	1723	1560	2000	2100	2330		
PC_12		1324	1402	1570	1670	1880	1970	2610	2310
PC_13		680	764	714		1313	1392		
PC_14		1278	1057	1900	2010	1950			
PC_15		1164	1420	1630	1630	1777			
PC_16		1304	1458	1470	1680	1667	1576	1580	1420
PC_18		1614	1760	1800	2540				

Bosco Nordio

SIGLA STAGNO	10/03/25	17/03/25	31/03/25	17/04/25	30/04/25	15/05/25	29/05/25	16/06/25	30/06/2025
BN_4	847	572	752	875	910	855	791	861	961
BN_5	755	714	713	706	743	730	699	744	732
BN_11	328	282	303	313	348	353	326	361	390
BN_12	501	447	522	515	536	552	503	628	604
BN_14	399	358	407	330	298	317	293	444	533
BN_15	582	523	488	515	429	454	453	537	545
BN_17	366	342	351	333	337	380	336	442	460

ALLEGATO 2

DATI DI TEMPERATURA (espressa in °C)

Porto Caleri

SIGLA STAGNO	10/03/25	17/03/25	31/03/25	16/04/25	30/04/25	15/05/25	30/05/25	16/06/25	30/06/25
PC_1	12,9	11,7	13,5	14	16	16,5		23	24
PC_2	14,4	13,2	18	15,4	19	19	25	25	25
PC_3	14,5	13,7	16	15,8	18,5	18	21	25	25
PC_4	13,3	12,6	13,7	15	17	18	20	25	25
PC_5	13	11,4	13,5	15	17	18	20	23	24
PC_6	11,9	12,2	15,2	15	17,5	18,5	20	24	24,5
PC_7	16,5	13,2	18	16,2	18	18	22	25	25
PC_8	12	10,8	14	14,5	16	16	19	24	24
PC_10		11,4	13,4	15	17	17	19	23	
PC_11		11,6	14	15	17,5	17,6	20,5		
PC_12		12,2	14,3	15	17,5	17,3	20	24	24
PC_13		11	13,5	14		16,5	18		
PC_14		11,8	13	14,7	16	16			
PC_15		12,1	18	14,3	17,5	17			
PC_16		11,5	13	15,3	16,5	17	20	25	24
PC_18		13,3	14	15	20,8				

Bosco Nordio

SIGLA STAGNO	10/03/25	17/03/25	31/03/25	17/04/25	30/04/25	15/05/25	29/05/25	16/06/25	30/06/25
BN_4	10,6	10,4	12,2	15	14,5	17	21	22	24,7
BN_5	13,4	12,3	13,7	16,5	17,4	21	20	25	26
BN_11	12,5	10,7	12,5	16	16,3	18,5	22	22	24
BN_12	13,2	12,2	13,4	17	17,6	21,5	25	25	25
BN_14	14,4	11,8	13,7	20,5	17,5	22	27	27	24
BN_15	16,5	14,4	14,5	19,4	19,5	22	26	28	27
BN_17	12,7	13	14	19	18,8	22	26	24	25

ALLEGATO 3

DATI DI PH

Porto Caleri

SIGLA STAGNO	10/03/25	17/03/25	31/03/25	16/04/25	30/04/25	15/05/25	30/05/25	16/06/25	30/06/25
PC_1	7,15	8,14	7,6	7	7,44	7,35		7,01	6,64
PC_2	7,68	7,75	8,23	7,57	8	8,07	7,92	8,33	8,24
PC_3	8,12	8,32	8,14	8,24	8,13	8,12	8,07	8,21	8,03
PC_4	7,99	7,98	7,82	7,93	8,1	8,02	8,04	8,03	8,17
PC_5	7,93	8,02	7,95	8,6	7,92	8,13	8	8,04	8,02
PC_6	8,13	7,98	7,87	8,02	7,83	8,05	8,03	8,18	8
PC_7	8,02	7,9	7,85	8,1	8,04	8,2	8,06	8,15	7,88
PC_8	8,05	8,05	8,06	8	7,98	8,05	7,97	8,13	7,83
PC_10		8,37	7,9	7,6	8,04	7,95	7,7	7,86	
PC_11		8,04	7,85	7,92	8,02	8,03	7,95		
PC_12		8,15	7,98	7,83	8,06	8,01	8,04	8,17	8,12
PC_13		8,18	7,97	8,2		8,11	8,07		
PC_14		7,83	8,02	8,14	7,65	8			
PC_15		7,99	7,9	8,31	8,2	8,3			
PC_16		8,11	7,93	8,3	8,03	8,23	8,08	8,33	8,05
PC_18		8,18	7,92	7,71	8,1				

Bosco Nordio

SIGLA STAGNO	10/03/25	17/03/25	31/03/25	17/04/25	30/04/25	15/05/25	29/05/25	16/06/25	30/06/25
BN_4	8,4	8,75	7,65	7,61	7,63	7,98	7,91	7,9	7,75
BN_5	8,36	9,1	7,88	7,75	7,58	8,13	7,92	7,7	7,86
BN_11	8,71	7,56	7,72	7,61	7,6	7,67	7,92	7,76	7,68
BN_12	8,7	8,12	7,96	7,7	7,57	7,94	8,11	7,77	7,69
BN_14	8,4	7,9	7,97	8,14	7,46	8,34	7,96	7,93	7,66
BN_15	8,4	8,01	8,02	8,03	7,93	8,74	8,41	8,38	7,94
BN_17	8,82	8,2	7,97	7,69	7,67	7,91	8,5	7,79	7,95

ALLEGATO 4

ANALISI STATISTICA DEI PARAMETRI RILEVATI

Sono state considerate solo le raccolte d'acqua in cui è stato possibile effettuare le misurazioni per l'intero periodo dello studio.

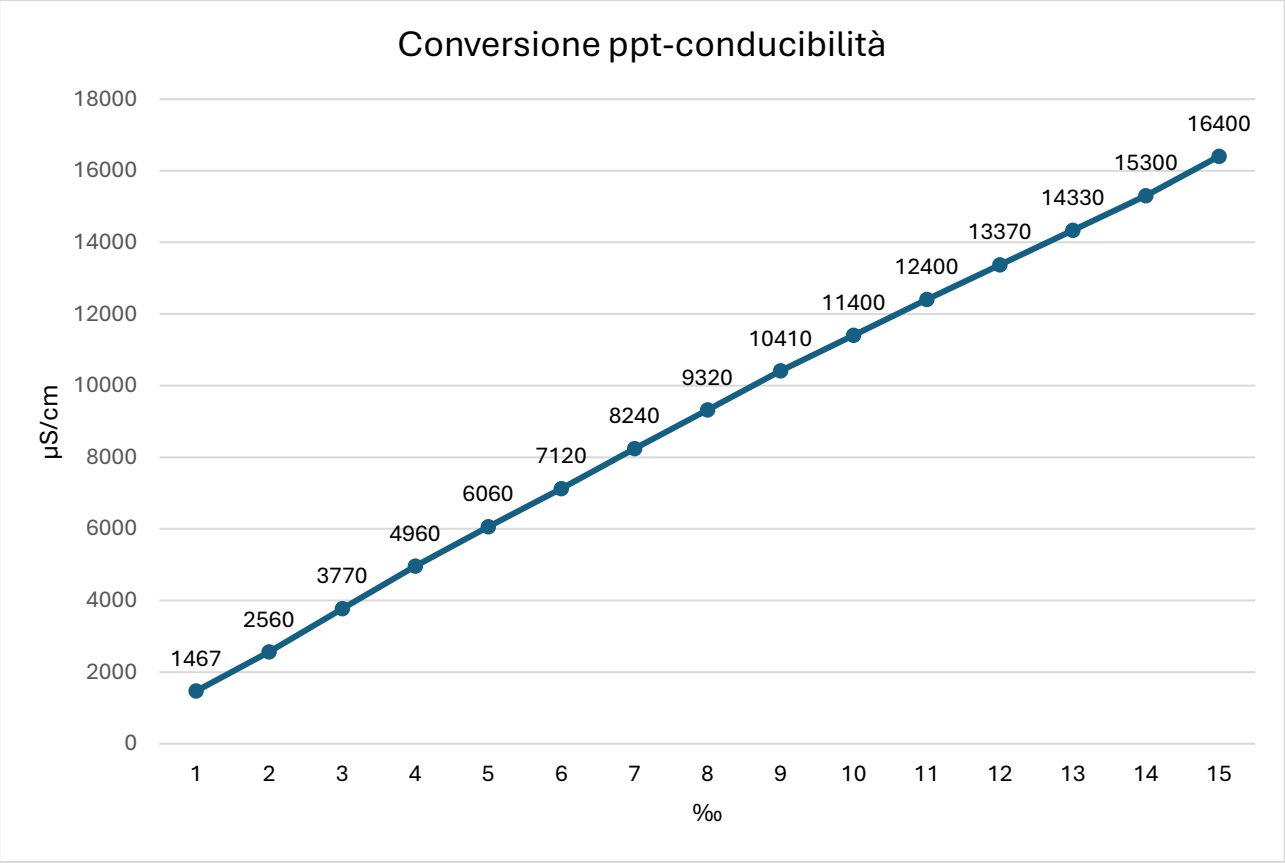
Per ciascun parametro, le lettere diverse indicano differenze significative ($P < 0.05$) tra gli stagni.

	SIGLA STAGNO							
	4	5	11	12	14	15	17	
BOSCO NORDIO								
Conducibilità, µS/cm	825[a]	726[b]	334[d]	534[c]	375[d]	503[c]	372[d]	
pH	7.95	8.03	7.80	7.95	7.97	8.21	8.06	
Temperatura, °C	16.4	18.4	17.2	18.9	19.9	20.8	19.4	
	SIGLA STAGNO							
	1	2	3	4	5	6	7	8
PORTO CALERI								
Conducibilità, µS/cm	7481[a]	2377[b c]	970[c]	2224[b c]	1856[b c]	2171[b c]	3405[b]	1681[c]
pH	7.37[b]	7.98[a]	8.15[a]	8.01[a]	8.07[a]	8.01[a]	8.02[a]	8.01[a]
Temperatura, °C	17.1	19.3	18.6	17.7	17.2	17.6	19.1	16.7

ALLEGATO 5

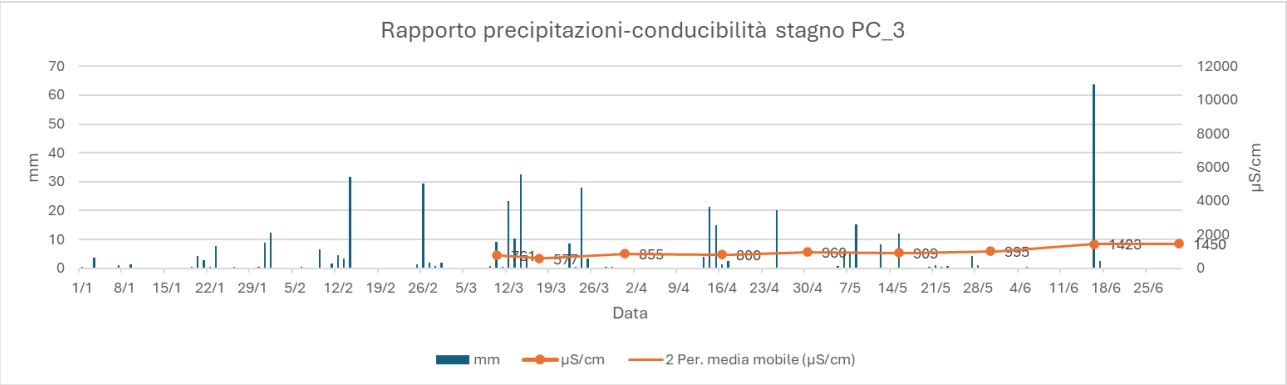
CURVA DI CONVERSIONE ‰ DI SALE/CONDUCIBILITA' (µS/cm)

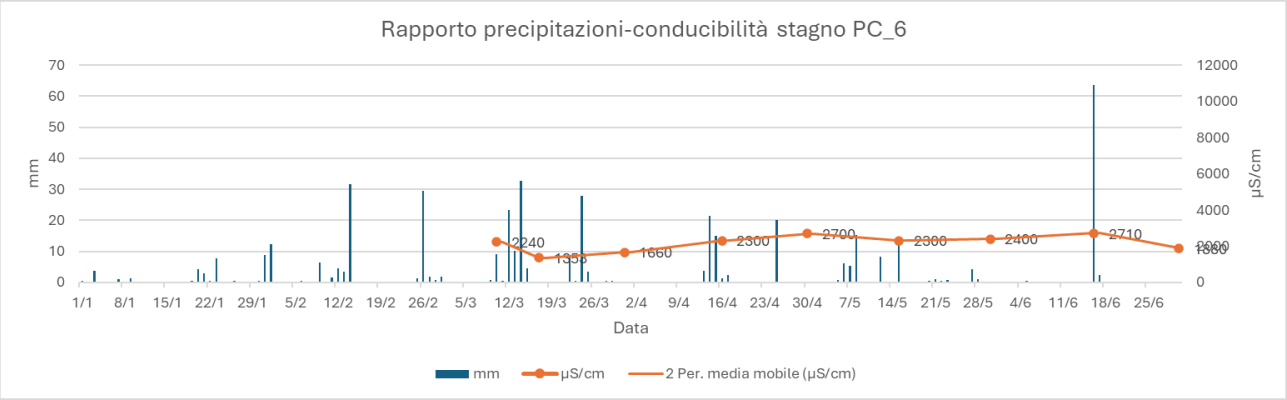
Salinità (‰)	Conducibilità (µS/cm)
1	1467
2	2560
3	3770
4	4960
5	6060
6	7120
7	8240
8	9320
9	10410
10	11400
11	12400
12	13370
13	14330
14	15300
15	16400

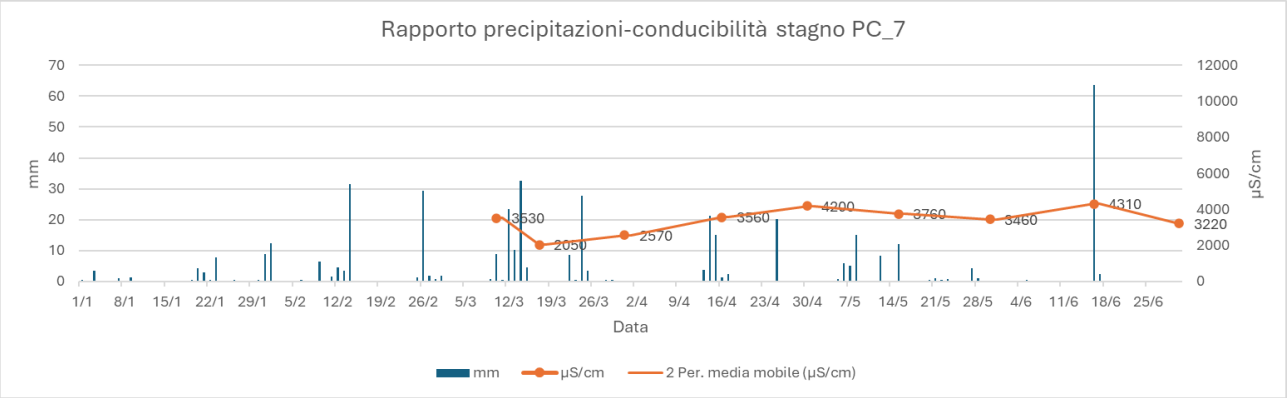


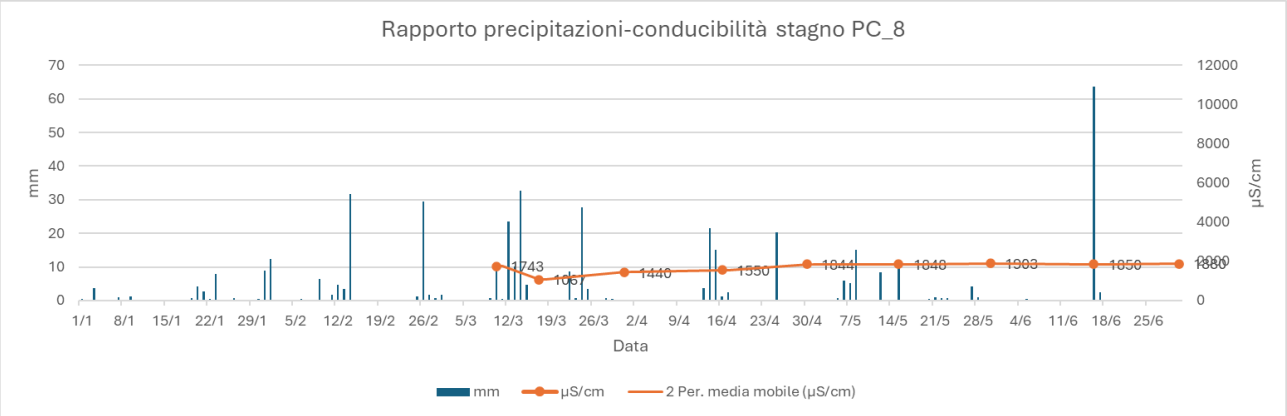
ALLEGATO 6

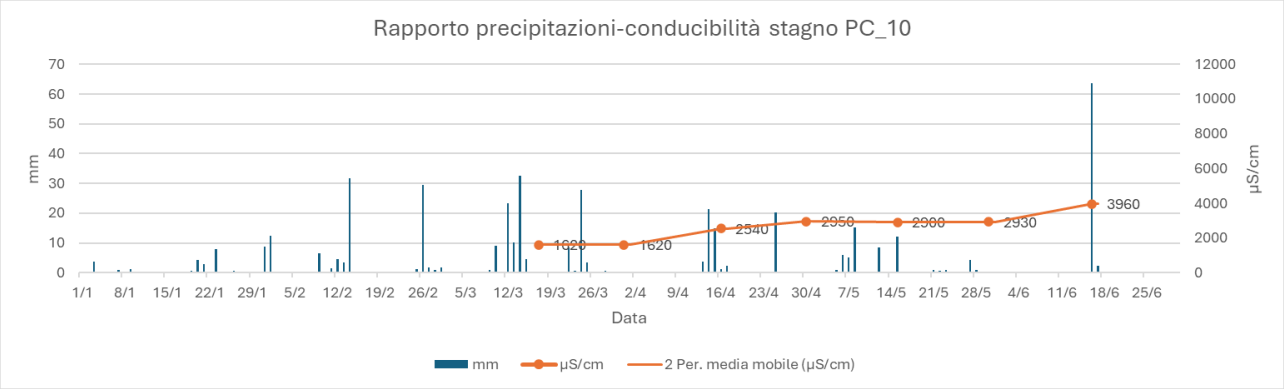
RAPPORTO TRA CONDUCIBILITA' E PRECIPITAZIONI NEGLI STAGNI DI PORTO CALERI

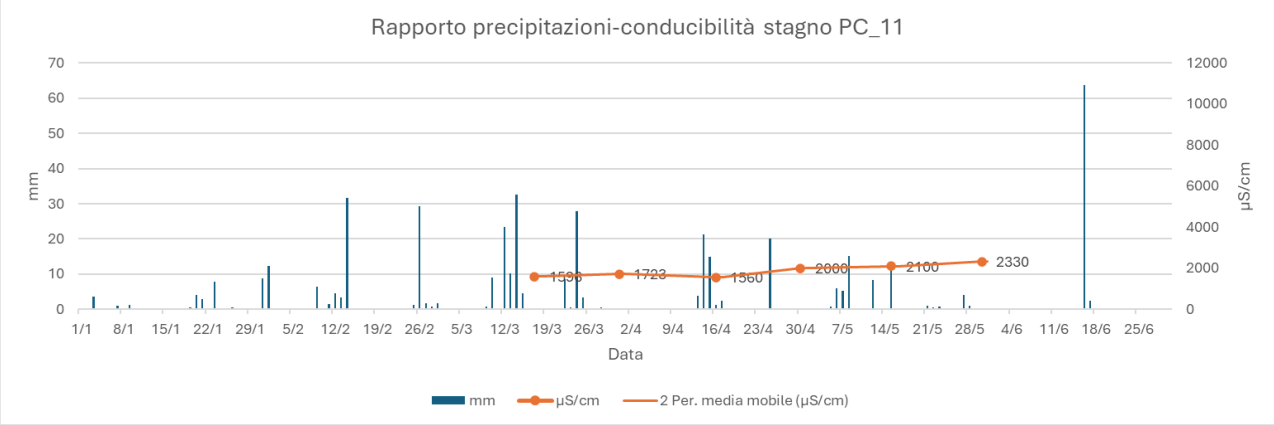


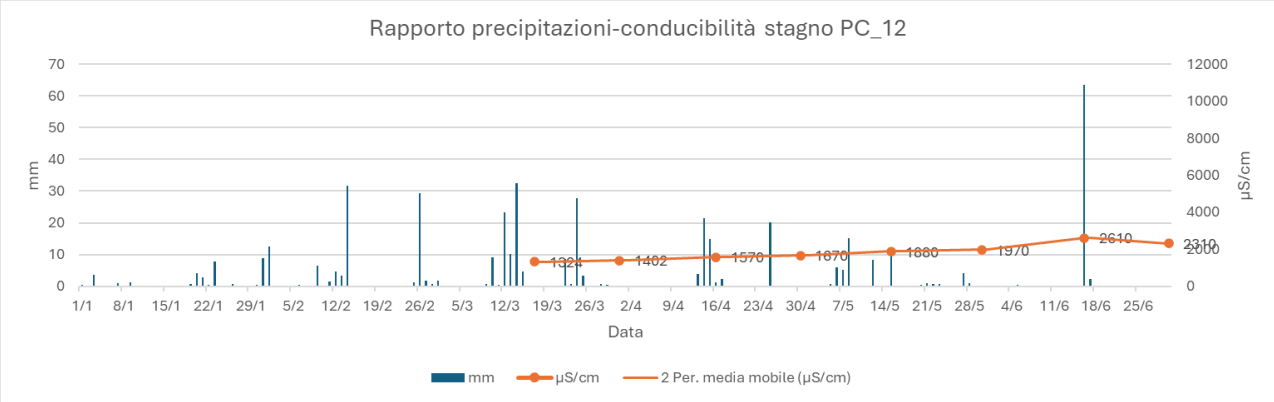


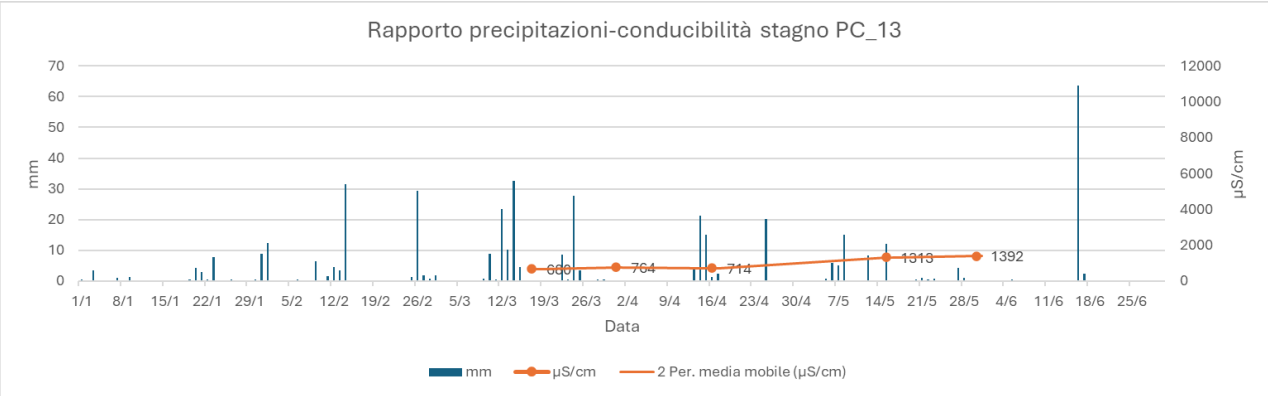


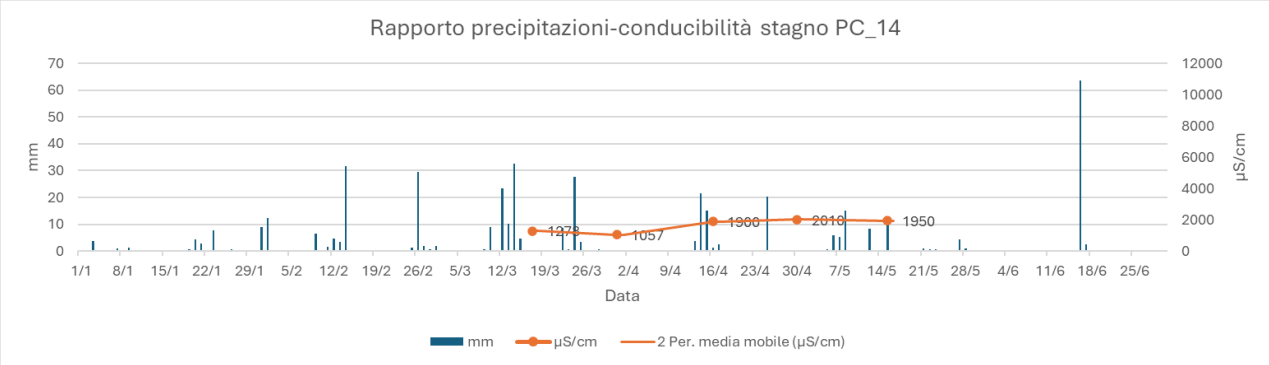


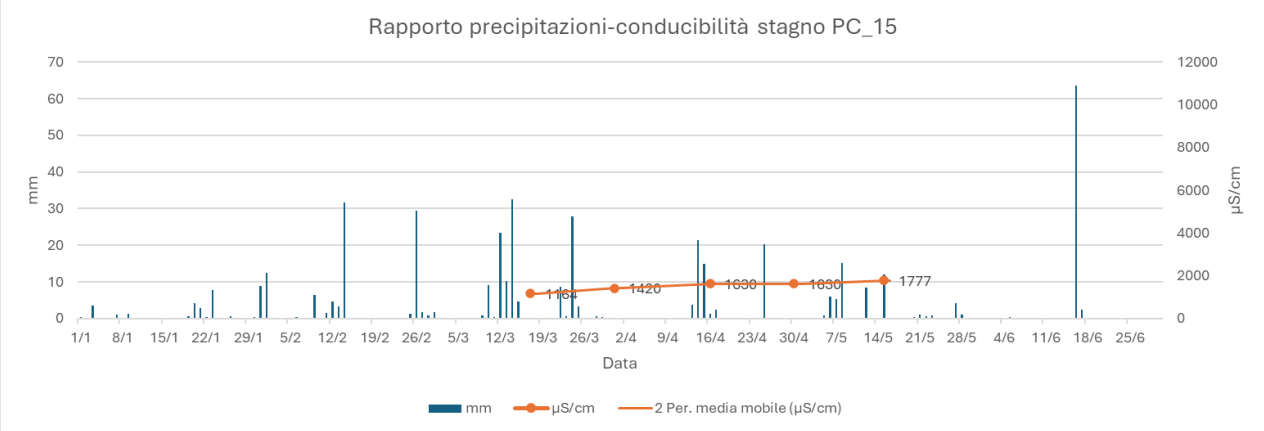

Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_10
mm
µS/cm
Data
1620
1620
2540
2950
2900
2930
3960
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)

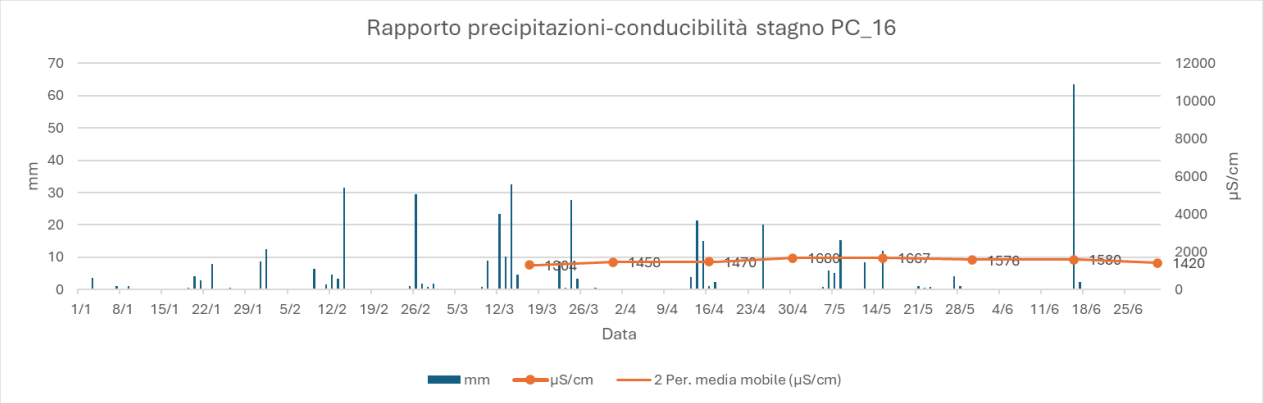

Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_11
mm
µS/cm
Data
1536
1723
1560
2000
2100
2330
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)

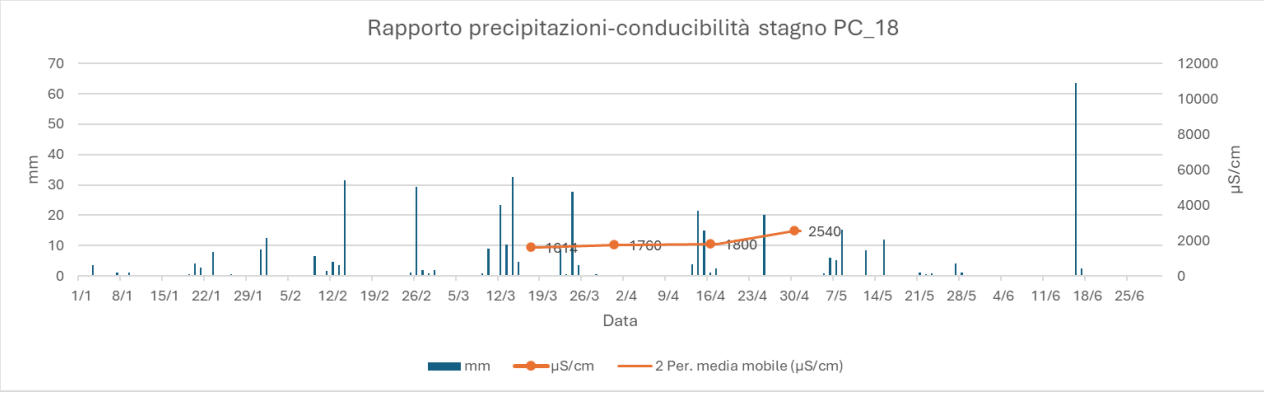

Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_12
mm
µS/cm
Data
1324
1402
1570
1670
1880
1970
2610
2310
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)


Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_13
mm
µS/cm
Data
660
764
714
1313
1392
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)


Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_14
mm
µS/cm
1278
1057
1900
2010
1950
Data
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)


Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_15
mm
µS/cm
1164
1420
1630
1630
1777
Data
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)


Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_16
mm
µS/cm
1304
1458
1470
1666
1667
1576
1580
1420
Data
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)


Rapporto precipitazioni-conducibilità stagno PC_18
mm
µS/cm
1614
1760
1800
2540
Data
mm
µS/cm
2 Per. media mobile (µS/cm)