



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea Magistrale in Scienze Ambientali
Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici

Tesi di Laurea

***Caratterizzazione idrobiologica dell'ex
peschiera di Valle Averte finalizzata allo
sviluppo di un progetto di ripristino ambientale per
la conservazione della fauna acquatica autoctona***

Relatore

Prof. Piero Franzoi

Correlatori

Sig. Stefano Borella

Dott.ssa Chiara Facca

Dott. Mirko Liuzzo

Laureando

Marco Boschiero

Matricola 864189

Anno Accademico 2021 / 2022

GLOSSARIO

	Pag.
ABSTRACT	1
1 INTRODUZIONE	2
1.1 L'importanza delle zone umide	2
1.2 Scopo della tesi	6
1.3 Inquadramento generale dell'ex peschiera di Valle Averno	6
1.4 Importanza ambientale della Valle, habitat e specie da salvaguardare (Progetto LIFE FORESTALL)	9
1.5 Status conoscitivo attuale della biodiversità e della qualità delle acque	11
1.5.1 Copertura del suolo, habitat e vegetazione	11
1.5.2 La fauna acquatica	15
1.5.3 Comunità fitoplanctonica e zooplanctonica	32
1.5.4 Qualità chimico-fisica delle acque	35
1.6 Inquinamento delle acque e possibili problematiche	36
2 MATERIALI E METODI	39
2.1 Area di Studio	39
2.2 Rilevamenti con la sonda multi-parametrica	43
2.3 Rilevamento continuato della temperatura	44
2.4 Analisi della clorofilla	45
2.5 Analisi dei nutrienti	46
2.6 Campionamento e analisi del fitoplancton	48
2.7 Campionamento dello zooplancton	49
2.8 Campionamento e analisi della fauna acquatica	50
3 RISULTATI	54
3.1 Parametri chimico-fisici	54
3.2 Produzione primaria	64
3.3 Nutrienti	68
3.4 Fauna acquatica	72
4 DISCUSSIONE	93
4.1 Caratterizzazione idrobiologica di Valle Averno	93
4.2 Progetto di ripristino e gestione	99
4.2.1 Fasi e sviluppo di un progetto di ripristino nelle zone umide	99
4.2.2 Fase di pianificazione applicata a Valle Averno	101
4.2.3 Interventi pratici di recupero e gestione dell'Oasi	105
5 CONCLUSIONI GENERALI	114
6 BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA	115
7 APPENDICE	120
RINGRAZIAMENTI	124

ABSTRACT

Le zone umide sono ecosistemi unici, ricchi di biodiversità e funzionalità, ma sono anche tra gli ecosistemi più sfruttati dall'uomo, tanto da risultare spesso fortemente alterati e degradati, oltre ad essere globalmente in costante calo nel tempo. È dunque necessario prestare un occhio di riguardo per questi ambienti e cercare di proteggerli e preservarli. Valle Averte è una zona umida che, situata ai margini nella Laguna di Venezia, per secoli è stata sfruttata come valle da pesca per l'acquacoltura. Nel 1985 è stata istituita in questo sito un'Oasi WWF; inoltre, attualmente l'ex valle da pesca gode della protezione relativamente a diversi altre direttive, essendo divenuta Riserva naturale dello Stato, Sito di Importanza Comunitaria (SIC), Zona a Protezione Speciale (ZPS) e zona umida di importanza internazionale (RAMSAR). Grazie alle sue caratteristiche, alla protezione di cui gode e alla sua accessibilità, Valle Averte si presta perfettamente per studi di tipo ambientale, essendo popolata da una grande varietà di avifauna e dalla minacciata testuggine palustre europea, specie ormai divenuta rara e di conseguenza protetta. Oltre ai numerosi studi che sono stati compiuti nell'Oasi negli ultimi anni, spesso molto localizzati su singole tematiche o specie, è attualmente in atto anche un più ampio progetto finanziato dalla Comunità Europea: il progetto LIFE FORESTALL, che si pone l'obiettivo principale di preservare le caratteristiche uniche di questo sito e migliorarne le condizioni. Pochi sono però gli studi che si sono concentrati sulla fauna ittica, e nessuno che abbia preso in considerazione più ampiamente la fauna acquatica nella sua interezza, ed è proprio questo l'obiettivo di questo lavoro: effettuare uno studio più ampio possibile sulla fauna acquatica, in relazione alle caratteristiche fisico-chimiche e vegetazionali delle acque dell'Oasi. La prima parte del presente lavoro ha riguardato dunque la realizzazione di una caratterizzazione idrobiologica di Valle Averte, concentrandosi sui canali e sugli stagni interni all'area, al fine di valutare la qualità delle acque e la biodiversità che le popola. Considerando la fragilità di questi ecosistemi, sono numerose le problematiche che possono coinvolgerli, tra cui l'alterazione delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque per cause antropiche, l'invasione di specie alloctone o l'eccesso di nutrienti provenienti dalle attività agricole, industriali o domestiche. Queste e molte altre possibili problematiche comportano di conseguenza impatti negativi su questi ecosistemi, andando a peggiorarne le condizioni e complicandone la conservazione. Il secondo obiettivo che si è posto il presente lavoro è dunque stato quello di mettere in relazione la caratterizzazione del sito sviluppata con le problematiche riscontrate, al fine di elaborare un progetto di ripristino di massima di Valle Averte e di fornire dei suggerimenti su alcune possibili azioni concrete da implementare per una migliore gestione e salvaguardia dell'Oasi.

1. INTRODUZIONE

1.1 L'importanza delle zone umide

Le zone umide (**figura 1**) sono ecosistemi unici che spesso si trovano ai margini dei sistemi acquatici (d'acqua dolce o salata). Possono essere bagnate tutto l'anno, durante alcune stagioni oppure solamente durante una parte della giornata, ma per definizione le acque raggiungono al massimo una profondità di 6 metri. Possono essere definite come: "quelle aree che sono inondate o saturate da acque superficiali o sotterranee con una frequenza e una durata sufficienti a sostenere, e che in circostanze normali supportano, una prevalenza di vegetazione tipicamente adattata a vivere in condizioni di suolo saturo (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Le zone umide includono una grande varietà di ambienti, che tra i tanti comprendono paludi, laghi, stagni, acquitrini, risorgive, torbiere e valli da pesca: ambienti d'acqua dolce, salata o salmastra (RAMSAR, 2021).



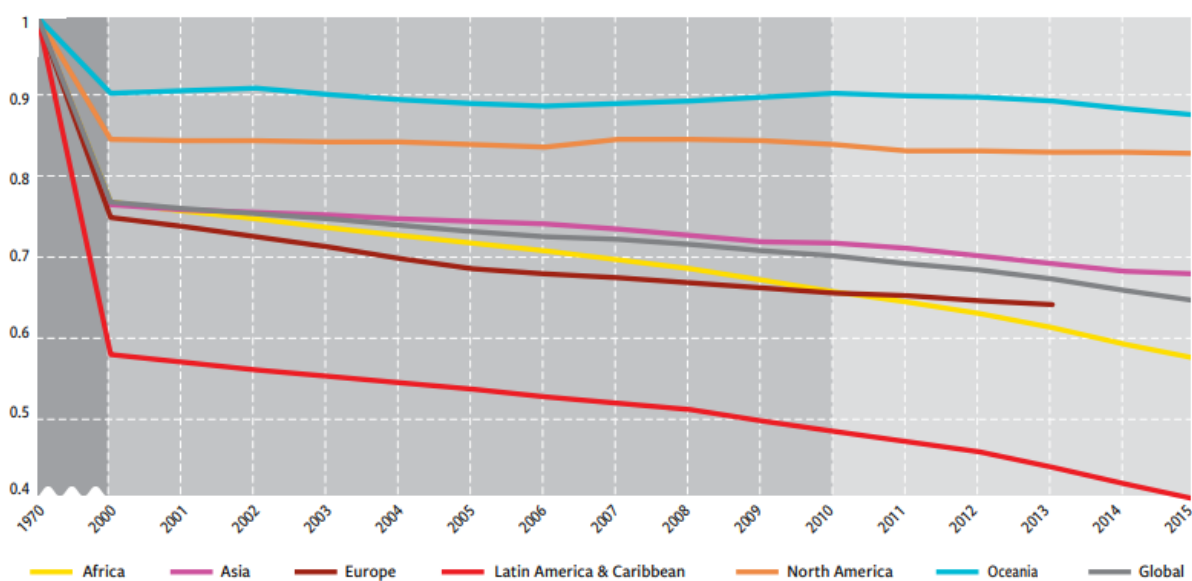
Figura 1. Valle Averte, zona umida in Provincia di Venezia.

Le zone umide d'acqua dolce sono caratterizzate da una notevole biodiversità, dal punto di vista biologico, infatti, sono tra gli habitat più ricchi e interessanti della Terra. Questi ambienti ospitano una notevole diversità di specie animali bentoniche, limnetiche e litorali, tra cui numerosi insetti, crostacei e pesci, generalmente di piccole dimensioni. Anche anfibi e rettili, in particolare rane, rospi e testuggini, abitano gli specchi d'acqua e il circostante terreno soffice e saturo d'acqua. La rigogliosa vegetazione e l'enorme disponibilità di prede forniscono poi degli habitat ideali per numerosi uccelli, come anatre, aironi e molti altri. Anche diversi mammiferi rappresentano un'importante componente della diversità animale; tra questi vi sono specie erbivore, come i roditori, che a loro volta possono essere predati da carnivori, come la volpe, il tasso, e la faina, che possono avere un forte impatto anche sul successo riproduttivo dell'avifauna (Smith & Smith, 2017) e delle testuggini, ad esempio cibandosi delle uova (Liuzzo, 2022).

Grazie alle loro peculiarità, le zone umide forniscono all'uomo molti servizi ecosistemici (Mitsch & Gosselink, 2000; Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). A livello di popolazioni, ad esempio, la presenza di vegetazione, pesci, uccelli e altri animali permettono la raccolta di legname e attività come la pesca e la caccia. A livello di ecosistema, le zone umide attutiscono gli effetti delle inondazioni, contrastano l'erosione, migliorano la qualità dell'acqua e regolano il ciclo dei nutrienti, oltre a possedere un'importanza estetica, culturale e ricreativa, e rappresentando spesso anche un'importante fonte di gas metano, che si forma proprio in questa tipologia di ambienti. La compresenza di tutti questi servizi da cui l'uomo può trarre beneficio rende dunque complessa la gestione di queste aree, che spesso vengono prevalentemente sfruttate per interessi economici, a discapito del valore naturalistico e della conservazione delle specie e degli habitat (Mitsch & Gosselink, 2000; Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002).

Il sovrasfruttamento delle zone umide ne ha causato in passato, e tutt'ora causa, numerosi impatti ambientali, che vanno dall'alterazione alla totale distruzione di queste aree. In altri tempi, il drenaggio delle zone umide per ottenere terre coltivabili o edificabili era considerata l'unica politica di gestione possibile; ciò ha comportato negli anni la perdita di ampie superfici occupate da questi habitat (**figura 2**). L'alterazione delle zone umide, tuttavia, continua a verificarsi anche nel presente, a causa di modificazioni idrologiche, inquinamento dell'acqua, estrazione mineraria e di torba, dragaggio, riempimento e ancora a causa di drenaggio. In particolare, è sempre più riconosciuto il valore economico dell'estrazione di una risorsa energetica come la torba, ma le zone umide continuano ad essere sfruttate anche per l'agricoltura, per la caccia, per la pesca e per l'acquacoltura. (Mitsch & Gosselink, 2000). Un'ulteriore minaccia sempre crescente per la conservazione di queste aree è costituita dai cambiamenti climatici, che in futuro avranno un peso sempre più elevato.

Dal Report Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) del 2019 emerge infatti che le zone umide sono fra gli ecosistemi maggiormente esposti agli impatti dei cambiamenti climatici, dei cambiamenti dell'uso del suolo, dell'inquinamento dell'acqua, del suolo e dell'aria e della colonizzazione da parte di specie alloctone. Negli ultimi 50 anni sono scomparse il 35% delle zone umide a livello globale e il 48% di quelle del bacino del Mediterraneo. Inoltre, le popolazioni di specie di vertebrati d'acqua dolce sono diminuite a livello globale a un tasso più del doppio rispetto a quello dei vertebrati terrestri o marini. Molti ecosistemi delle acque interne e costieri sono poi fortemente minacciati dall'eutrofizzazione, a causa del dilavamento eccessivo di suolo e di nutrienti dalle aree terrestri, in particolare dalle aree agricole e dagli ecosistemi degradati (Global Biodiversity Outlook 2020; ISPRA, 2022).



The indicator is indexed to a value of 1 in 1970. Note that the time series has been truncated between 1970 and 2000.

Figura 2 Grafico che indica la diminuzione delle zone umide nel mondo dal 1970 al 2015 per continente (fonte: Global Biodiversity Outlook 2020).

L'aumento della consapevolezza del valore delle zone umide e quindi dell'importanza del loro recupero ha incentivato l'avvio di azioni e progetti di ripristino ambientale, dopo che per diversi secoli l'estensione e la qualità di questi habitat si è drasticamente ridotta. Le azioni di recupero hanno l'obiettivo di far tornare le zone umide degradate ad un loro stato precedente, o a quello originario, oppure possono riguardare la creazione di nuove aree umide, attraverso la conversione di ecosistemi ad acqua libera poco profondi in zone umide vegetate. La creazione e il recupero di questi ambienti possono quindi avvenire andando a rimpiazzare altri habitat, oppure nell'ambito di progetti di ripristino di zone costiere, oppure recuperando vecchi siti estrattivi di torba. Generalmente, il

recupero e la creazione di zone umide cominciano con la costituzione o con il ripristino di adeguate condizioni idrologiche naturali, seguiti dall’impianto di comunità vegetali appropriate. Successivamente, le aree soggette a recupero devono anche riacquistare la loro funzionalità, ciò però non è sempre garantito; infatti, sono spesso possibili fallimenti nel processo di recupero, soprattutto a causa della mancanza di condizioni idrologiche appropriate. Alla base dei progetti di ripristino dovrebbe esserci il concetto che gli ecosistemi si autoregolano e si adattano naturalmente ai cambiamenti, di conseguenza le azioni di recupero dovrebbero solo mettere gli ecosistemi nelle condizioni di poter recuperare, lasciandogli poi il tempo per farlo in maniera autonoma e naturale (Mitsch & Gosselink, 2000).

Per cercare di salvaguardare questi habitat, nel 1971 è stata stilata a Ramsar (Iran) la Convenzione sulle Zone Umide di Importanza Internazionale, con lo scopo di porre un freno alla distruzione delle zone umide, visto il loro valore funzionale e l’elevata biodiversità che sostengono. Le emergenze per la gestione di questi ecosistemi, che sono state ribadite anche nel recente Piano Strategico della Convenzione di Ramsar per il periodo 2016-2024, comprendono il recupero delle zone umide degradate, in particolare di torbiere e piccole zone umide maggiormente sottoposte ai cambiamenti climatici, la conversione dell’agricoltura verso la sostenibilità, la valutazione dei servizi ecosistemici delle zone umide, l’aggiornamento degli inventari delle zone umide ed il loro monitoraggio per valutare gli effetti dei cambiamenti climatici, della perdita e del degrado degli habitat, e degli impatti dalle attività antropiche (ad es., dell’agricoltura intensiva) (ISPRA, 2022).

In Italia, le zone Ramsar designate ai sensi della Convenzione sono attualmente 57, distribuite in 15 regioni, per un totale di 73.982 ettari, ma per ulteriori 9 aree che sono state individuate è in corso la procedura di riconoscimento internazionale; l’insieme di queste 66 aree interesserà complessivamente una superficie di 77.856 ettari (ISPRA, 2022). Le Zone Ramsar del nostro Paese sono spesso comprese anche nei perimetri di aree protette (parchi o riserve), e rappresentano un focus importante per la difesa della biodiversità e degli ecosistemi, sempre più minacciati a causa della pressione antropica e il riscaldamento globale che mettono a rischio gli equilibri delicati e complessi di queste aree (Legambiente, 2020). Una zona umida dell’area costiera della Laguna di Venezia è Valle Averte, un’ex valle da pesca, oggi divenuta Oasi WWF nonché uno dei 57 siti italiani tutelati ai sensi della convenzione di Ramsar, che è stata l’area di studio di questo lavoro di tesi.

1.2 Scopo della tesi

Lo scopo del presente lavoro di tesi è innanzitutto, quello di fornire una caratterizzazione idrobiologica dell'Oasi WWF di Valle Averte, basata sia su dati e informazioni già disponibili, che su dati originali ottenuti da campagne di rilevamento e campionamento in campo, con successiva analisi in laboratorio. In secondo luogo, sulla base della caratterizzazione idrobiologica ottenuta e dall'analisi di altri studi e lavori inerenti reperiti in bibliografia, l'obiettivo è quello di sviluppare un progetto di ripristino ambientale di massima di Valle Averte, per la conservazione delle specie ittiche autoctone e di *Emys orbicularis*, fornendo anche alcuni possibili suggerimenti per la gestione dell'Oasi.

1.3 Inquadramento generale dell'ex peschiera di Valle Averte

Valle Averte (**figura 3**) è una antica valle da pesca arginata situata in località Lugo di Campagna Lupia (VE). È situata nella parte meridionale della Laguna di Venezia, compresa tra valle Miana-Serraglia a nord, valle Contarina ad est, valle Cornio Alto a sud ed il Canale Novissimo e la Strada Statale SS 309 "Romea" ad ovest. Si tratta di un'area di gronda che abbraccia distese d'acqua salmastra interrotte da barene e argini, zone a canneto e canali d'acqua dolce alimentati dall'adiacente canale Nuovissimo (Curiel et al. 1996). La valle ha una superficie di circa 524 ettari (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019) ed una profondità compresa tra 0,15 e 1,00 m (Curiel et al. 1996). In passato, per circa sette secoli, Valle Averte è stata utilizzata per l'allevamento del pesce, mentre attualmente l'intera Valle costituisce sito Ramsar e Riserva di Stato. 78 ettari sono inoltre posseduti da WWF Italia dal 1985, andando a costituire un'oasi finalizzata alla conservazione della natura, ricerca sulla fauna selvatica, eco-turismo e fruizione didattico-naturalistica, risultando l'unico caso nell'intera Laguna di Venezia (Bioprogram, 2007). Proprio in quest'area è in corso un progetto finanziato dal Programma LIFE dell'Unione Europea, cominciato nel 2019 e con termine previsto nel 2023. Nei 446 ettari di valle rimanenti, posseduti da privati, si effettua ancora allevamento di estensivo di pesce, mentre nell'area oggi occupata dall'Oasi WWF tale attività non è più praticata da decenni. La caccia è invece proibita nell'intera Valle (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019). L'area umida è costituita da rocce alluvionali del Quaternario, modellate sia da processi naturali, come le inondazioni del Fiume Brenta, che dalle attività antropiche, proprio perché la valle è stata gestita per permettere l'allevamento di pesci durante gli ultimi sette secoli (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).



Figura 3. Perimetro dell'Oasi WWF Valle Averte, localizzata in località Lugo di Campagna Lupia (VE).

Dal punto di vista morfologico l'Oasi di Valle Averte è caratterizzata da una varietà di ambienti che comprendono numerosi canali d'acqua dolce, diffuse aree di canneto, e ampi specchi d'acqua salmastra, intervallati da barene e argini. Nell'Oasi sono quindi presenti grandi laghi salmastri poco profondi e stagni, che ricevono apporti di acqua dolce grazie al sistema idraulico costruito nel XVIII secolo. L'acqua dolce arriva infatti per gravità dal Canale Novissimo, senza ricorrere all'uso di pompe meccaniche. Nella parte della valle interessata dal progetto LIFE non è infatti presente alcuna stazione di pompaggio dell'acqua. La comunicazione con la laguna esterna è regolata dall'uomo grazie all'uso di paratoie, dette "chiaviche", presenti negli argini. L'acqua dolce scorre per un'ampia area di canali interni e canneti (**figura 4**), per poi fluire su quattro stagni principali, mischiandosi con l'acqua salmastra per poi immettersi in laguna. Il regime idraulico, controllato per mezzo di chiaviche, permette solo di regolare la salinità delle acque presenti graduando l'immissione d'acqua salata proveniente dalle canalette di Lugo e di Cornio e d'acqua dolce che proviene dal canale Novissimo (Bioprogram, 2007). L'unico punto di scarico in laguna avviene attraverso una diga che si trova nella proprietà di un vicino. Lo scambio d'acqua tra la valle e la laguna è governato dalle maree, con l'acqua che può essere scaricata in laguna solo quando il livello dell'acqua esterno è minore di quello interno alla valle. Si tratta dell'unico esempio ancora esistente di valle da pesca funzionante come in passato, prima che si iniziassero ad utilizzare stazioni di pompaggio elettriche. I livelli dell'acqua, la circolazione, e la salinità sono quindi tutti fattori regolati dall'apertura e dalla chiusura delle chiaviche (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).



Figura 4. Cartina con indicata la direzione di circolazione delle acque lungo i canali e i corsi d'acqua interni a Valle Averte (fonte: SELC).

1.4 Importanza ambientale della Valle, habitat e specie da salvaguardare (Progetto LIFE FORESTALL)

La laguna di Venezia è sede di una dozzina di habitat elencati tra quelli di Importanza Comunitaria (secondo la Direttiva Habitat) e circa 70 specie di uccelli incluse nell'Allegato 1 della Direttiva Uccelli. Le valli da pesca, che si estendono per circa 10.000 ettari lungo i margini della laguna veneta, sono utilizzate fin dall'antichità per allevare pesci e per cacciare uccelli. Grazie ad un mosaico di terre perennemente emerse, zone umide regolarmente alluvionate e grandi stagni d'acqua salmastra, le valli da pesca includono una grande varietà di habitat, sia terrestri, che d'acqua dolce e d'acqua salata. Almeno 200 specie di uccelli selvatici utilizzano le valli da pesca durante il corso dell'anno, e d'inverno oltre 400.000 esemplari di uccelli acquatici sono regolarmente censiti annualmente (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019). Valle Averte è una delle 20 valli da pesca situate nella Laguna di Venezia, ma si tratta dell'unica in cui la caccia è proibita, e di conseguenza è anche quella dove il disturbo antropico nei confronti della fauna selvatica risulta maggiormente ridotto (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019). Al fine di tutelare la biodiversità, nel 1989 è stata riconosciuta dal Ministero dell'Ambiente quale "Zona umida di importanza internazionale" ai sensi della Convenzione di Ramsar, e nel 1994 è divenuta Riserva naturale dello Stato. Infine, in attuazione delle direttive comunitarie rivolte agli uccelli (79/409/CEE) e agli habitat (92/43/CEE), Valle Averte è inserita tra le ZPS, Zone a Protezione Speciale (codice IT3250028) e inclusa nel Sito di Importanza Comunitaria (SIC) della "Laguna medio – inferiore di Venezia" (codice IT3250030) (Bioprogram, 2007).

Attualmente, in Valle Averte è in svolgimento un progetto finanziato dal Programma LIFE dell'Unione Europea, denominato "LIFE FORESTALL". Si tratta di un progetto coordinato da CORILA, ma che vede la partecipazione di numerosi partners, quali il Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche per Il Veneto, Trentino-Alto Adige e Friuli-Venezia Giulia, SELC Soc. coop, WWF Oasi e la Cooperativa Sociale Primavera ONLUS. L'area del progetto coincide con la porzione della Valle posseduta da WWF Italia e comprende circa 78 ettari. Questo sito è stato scelto per lo sviluppo del Progetto LIFE FORESTALL per diversi motivi:

- la forma e la posizione dell'Oasi, situata nella parte più occidentale della laguna, nei pressi dei centri abitati comportano la necessità di particolari attenzioni e protezione;
- grazie all'apporto di acqua dolce, nell'Oasi sopravvivono alcuni nuclei delle antiche paludi che in passato si estendevano ampiamente lungo la pianura costiera retrostante. Questi ecosistemi di acqua dolce sono dunque di particolare valore, poiché al giorno d'oggi sono frammentati e isolati lungo tutta la costa adriatica;
- il monitoraggio della vegetazione e della fauna forniti dai piani di gestione dell'Oasi, regolano lo sviluppo dell'ambiente e forniscono informazioni fondamentali per valutare lo stato di conservazione delle specie target presenti;

- l'area può considerarsi un filtro naturale tra l'acqua dolce fluviale e l'acqua marina, la vegetazione è inoltre in grado di trattenere grandi quantità di materiale organico e inorganico, prelevate dagli steli e dalle foglie dei canneti e dell'altra vegetazione acquatica;
- l'Oasi è un punto di riferimento per l'intera costa nord adriatica, poiché si tratta dell'unica valle da pesca aperta al pubblico. Per oltre 30 anni, tutte le attività svoltesi in quest'area sono state finalizzate all'ecoturismo, con lo scopo di migliorare la conoscenza dell'area e dei delicati ecosistemi di questa parte della laguna;
- le caratteristiche ecologiche dell'Oasi rappresentano inoltre un eccellente laboratorio per studi e ricerche a tutti i livelli;
- inoltre, per conto di WWF Italia, saranno garantite azioni di gestione della valle anche oltre il termine del progetto LIFE (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).

Le azioni del progetto comprendono innanzitutto lavori idraulici per migliorare la circolazione, e quindi la qualità dell'acqua. Molti canali infatti si stanno interrando, diminuendo il ricircolo d'acqua. È previsto il dragaggio di un canale lungo circa 400 metri e il posizionamento di 9 nuove chiaviche a regolare il passaggio dell'acqua tra i canali, al fine di renderli più indipendenti tra di loro. Una migliore gestione del flusso delle acque risulta favorevole alla fauna ittica e ornitologica. Inoltre, il controllo dei flussi d'acqua tra i diversi corpi idrici attraverso l'apertura e la chiusura delle chiaviche dovrebbe favorire la crescita e la diffusione di *Cladium mariscus*, e allo stesso tempo ridurre la crescita di vegetazione invasiva, come *Rubus spp.* e *Robinia pseudoacacia*, che al momento stanno occupando aree potenzialmente adatte all'habitat prioritario 91E0*. Tra le azioni del progetto vi sono infatti la protezione, il ripristino e l'ampiamiento degli habitat prioritari 7210* e 91E0*, descritti successivamente nel paragrafo 1.5.1, che in Laguna di Venezia, per quanto conosciuto, sono presenti solo in Valle Averte. Per favorire la restaurazione di tali habitat è prevista inoltre un'azione di controllo di specie vegetali: *Baccharis halimifolia* per cui è previsto l'estirpamento totale e *R. pseudoacacia*, di cui è prevista solo una riduzione. Il progetto prevede poi azioni per la gestione della fauna, in particolare per il controllo del Siluro (*Silurus glanis*), specie ittica alloctona e invasiva, descritta nel paragrafo 1.5.2, predatore all'apice della catena alimentare, con forte impatto sulle comunità di fauna acquatica, specialmente sulle altre specie di pesci. Infine, per aumentare la presenza di coppie nidificanti di specie ornitologiche come trampolieri e sterne, è prevista la costruzione di zattere, al fine di rendere disponibili siti più favorevoli alla nidificazione.

1.5 Status conoscitivo attuale della biodiversità e della qualità delle acque

Gli ecosistemi acquatici sono molto importanti poiché ospitano una grande e varia biodiversità; tuttavia, la progressiva e crescente pressione antropica è la causa di notevoli modificazioni dei nostri corsi d'acqua, sia per quanto riguarda la morfologia che per quanto riguarda le forme di vita presenti. Tali modificazioni sono provocate principalmente da scarichi di ogni tipo nelle acque, da continui interventi sugli alvei e sugli argini, dalla deviazione dei flussi idrici e dall'introduzione di specie alloctone, ma anche da numerosi altri fattori di origine antropica (Mitsch & Gosselink, 2000; Smith & Smith, 2017). Gli effetti spesso si ripercuotono sull'intero ecosistema, è fondamentale quindi valutare quale sia lo status conoscitivo attuale della biodiversità e della qualità delle acque di Valle Averte, utilizzando quante più informazioni già disponibili da altri studi, che andranno poi integrate con l'analisi esplorativa condotta nell'ambito del presente lavoro, al fine di realizzare una caratterizzazione idrobiologica con quanti più dati possibili, che funga da base per lo sviluppo di un progetto di gestione o ripristino.

1.5.1 Copertura del suolo, habitat e vegetazione



Figura 5. Copertura del suolo di Valle Averte secondo la classificazione Corine Land Cover (fonte: SELC).

La copertura del suolo dell'Oasi di Valle Averno (**figura 5**) è un mosaico composto da zone urbanizzate che comprendono alcune infrastrutture, strade sterrate e aree verdi artificiali, da zone boscate o con vegetazione arbustiva, da zone umide, da canali e da altri specchi d'acqua. La vegetazione di Valle Averno è molto variabile ed è strutturata seguendo un gradiente di salinità, dai cespugli arbustivi della zona più occidentale alla vegetazione alofita lungo i grandi stagni (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019). Nella valle sono dunque presenti numerose tipologie di habitat, distinti e caratterizzati secondo la classificazione 'Rete Natura 2000':

- **Habitat 1310 - Vegetazione annua pioniera a *Salicornia* e altre specie delle zone fangose e sabbiose:** si tratta di un habitat costituito da formazioni composte prevalentemente da specie vegetali annuali alofile (soprattutto *Chenopodiaceae* del genere *Salicornia*) che colonizzano distese fangose delle paludi salmastre, dando origine a praterie che possono occupare ampi spazi pianeggianti e inondati o svilupparsi nelle radure delle vegetazioni alofile perenni appartenenti ai generi *Sarcocornia*, *Arthrocnemum* e *Halocnemum*. In Italia appartengono a questo habitat anche le cenosi mediterranee di ambienti di deposito presenti lungo le spiagge e ai margini delle paludi salmastre costituite da comunità alonitrofile di *Suaeda*, *Kochia*, *Atriplex*, e *Salsola soda*, definite dal codice CORINE 15.56 (Biondi et al., 2009). In Valle Averno questo habitat occupa una superficie complessiva di circa 540 m², distribuita in diverse piccole aree localizzate nelle parti meridionali e nord-orientali dell'Oasi. La comunità è dominata dalla *Salicornia veneta**, una specie endemica delle coste settentrionali dell'Adriatico e di interesse prioritario (Allegato II), specie minacciata secondo la Lista Rossa Italiana (Rossi et al., 2013). Altre specie presenti sono *Suaeda maritima* e *Salsola soda*. La presenza di questo habitat è estremamente importante, in quanto molto raro e poiché conferisce una maggiore diversità nella valle (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).
- **Habitat 1410 - Pascoli inondati mediterranei (*Juncetalia maritimi*):** si tratta di un habitat costituito da comunità mediterranee di piante alofile e subalofile ascrivibili all'ordine *Juncetalia maritimi* che riuniscono formazioni costiere e subcostiere con aspetto di prateria generalmente dominata da giunchi o altre specie igrofile. Tali comunità si sviluppano in zone umide retrodunali, su substrati con percentuali di sabbia medio-alte, inondate da acque salmastre per periodi medio-lunghi. Procedendo dal mare verso l'interno, *Juncus maritimus* tende a formare cenosi quasi pure in consociazioni con *Arthrocnemum* sp.pl., *Sarcocornia perennis* e *Limonium serotinum*, cui seguono comunità dominate da *Juncus acutus*. In Italia l'habitat è caratterizzato anche da formazioni di praterie alofile a *Juncus subulatus* riferibili al codice CORINE 15.58. L'habitat è distribuito lungo le coste basse del

Mediterraneo e in Italia è presente in varie stazioni: in quasi tutte le regioni che si affacciano sul mare (Biondi et al., 2009). In Valle Averte rappresenta l'habitat più ampiamente diffuso tra quelli elencati nell'Allegato I, ricoprendo un'area di circa 3,61 ettari e lo si trovandosi soprattutto nella parte meridionale dell'Oasi, in siti con suolo umido e bassi livelli di salinità. Le specie dominanti sono *J. maritimus*, *Juncus gerardii* e *Aeluropus littoralis* (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).

- **Habitat 1420 - Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (*Sarcocornietea fruticosi*):** questo habitat è caratterizzato da vegetazione ad alofite perenni costituita principalmente da camefite e nanofanerofite succulente dei generi *Sarcocornia* e *Arthrocnemum*, a distribuzione essenzialmente mediterraneo-atlantica e inclusa nella classe *Sarcocornietea fruticosi*. Formano comunità paucispecifiche, su suoli inondati, di tipo argilloso, da ipersalini a mesosalini, soggetti anche a lunghi periodi di disseccamento. Molte specie di uccelli trovato in questo habitat le caratteristiche ambientali favorevoli alla nidificazione (Biondi et al., 2009) Nell'Oasi di Valle Averte questo habitat ricopre un'area di soli 0,04 ettari, trovandosi dove i livelli di salinità nel suolo sono elevati, ed è caratterizzato dalla dominanza di *Sarcocornia fruticosa*, oltre che da *Puccinellia festuciformis*, *Suaeda maritima* e *Atriplex prostrata*. (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).
- **Habitat 3150 - Laghi eutrofici naturali con vegetazione del Magnopotamion o Hydrocharition:** si tratta di un habitat costituito da ambienti lacustri, palustri e di acque stagnanti eutrofiche ricche di basi con vegetazione dulciacquicola idrofitica azonale, sommersa o natante, flottante o radicante, ad ampia distribuzione, riferibile alle classi *Lemnetea* e *Potametea* (Biondi et al., 2009). In Valle Averte quest'habitat occupa solamente circa 0,07 ettari ed è caratterizzato dalla sola presenza di *Potamogeton pectinatus*, una comunità che colonizza l'acqua dolce, le acque salmastre, i canali, le acque ferme o leggermente in movimento. La torbidità può essere variabile. *P. pectinatus* è una specie a crescita rapida, che in presenza di eccessive concentrazioni di nutrienti può diventare invasiva, con popolazioni monospecifiche. La presenza di questa vegetazione acquatica riduce la presenza di solidi sospesi e nutrienti nelle acque dolci e salmastre di Valle Averte (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).
- **Habitat 7210* - Paludi calcaree con *Cladium mariscus* e specie del *Caricion davallianae*:** quest'habitat è costituito da formazioni emergenti azonali a dominanza di *Cladium mariscus*,

con distribuzione prevalente nella Regione Bioclimatica Temperata ma presenti anche nei territori a Bioclima Mediterraneo, generalmente sviluppate lungo le sponde di aree lacustri e palustri, spesso in contatto con la vegetazione delle alleanze *Caricio davallianae* o *Phragmition* (Biondi et al., 2009). In Valle Averte questo habitat è dominato dalla presenza di *C. mariscus* ed è presente in vari punti dell'Oasi, principalmente nella zona centrale, e si estende per un totale di 0,03 ettari. Malgrado questo habitat non ricopra una grande superficie, si tratta dell'unica zona della Laguna di Venezia in cui tale habitat è presente (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).

- **Habitat 91E0* - Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae):** si tratta di un habitat formato da foreste alluvionali, ripariali e paludose di *Alnus* spp., *Fraxinus excelsior* e *Salix* spp. presenti lungo i corsi d'acqua sia nei tratti montani e collinari che pianiziali o sulle rive dei bacini lacustri e in aree con ristagni idrici non necessariamente collegati alla dinamica fluviale. Si sviluppano su suoli alluvionali spesso inondati o nei quali la falda idrica è superficiale, prevalentemente in macrobioclima temperato ma penetrano anche in quello mediterraneo dove l'umidità edafica lo consente (Biondi et al., 2009). Questo habitat, in Italia include un sotto-habitat denominato "Ontanete paludose": boschi a dominanza di *Alnus glutinosa* dell'alleanza *Alnion glutinosae* che colonizzano le zone paludose con ristagni idrici non necessariamente collegati alla dinamica fluviale su suoli da torbosi a minerali, a reazione da acida a neutro-alkalina. La permanenza dell'acqua e l'asfissia dei suoli facilitano la dominanza di *A. glutinosa*. Rientrano in questo gruppo anche i boschi paludosi a dominanza di frassino ossifillo che possono essere osservati nella costa dell'Adriatico settentrionale. (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019). Nell'Oasi di Valle Averte ricopre una superficie di oltre 0,64 ettari, concentrata nella parte settentrionale; malgrado non sia ampiamente diffuso, si tratta dell'unico sito della Laguna di Venezia in cui quest'habitat è presente (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).

Nell'Oasi di Valle Averte sono poi presenti diversi habitat non inseriti nell'Allegato I della Direttiva Habitat. I canneti si sviluppano densamente in ampie zone del sito, occupando una superficie di 22,1 ettari. Prati e praterie naturali occupano un'area di circa 11,8 ettari. Le aree boschive circa 12,58 ettari. Gli specchi d'acqua e i canali 15,76 ettari, mentre le acque salmastre interne, che ricoprono una superficie di circa 2,92 ettari, potrebbero avere piccole aree caratterizzate dalla presenza di fanerogame marine, in particolare *Ruppia* spp. e *Nanozostera noltii*. Infine, la presenza di una vasta

area di vegetazione arbustiva, 6,24 ettari, dominata principalmente da *Rubus* spp. è motivo di preoccupazione per la gestione della Valle (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019).

1.5.2 La fauna acquatica

Le zone umide ospitano una grande varietà di vita animale, dai più piccoli organismi zooplanctonici (si veda paragrafo 1.5.3) a organismi di dimensioni molto maggiori come i pesci; ma anche diverse specie di anfibi, rettili, uccelli e mammiferi, che vivono solo parzialmente, in acqua. In particolare, in questo studio, sono state prese in considerazione tutte le specie di cui è stata accertata la presenza nell'Oasi di Valle Averte attraverso alcuni studi pregressi (Zanardo, 2015; Chiarello, 2018; Pesce, 2020; Liuzzo, 2021; Liuzzo, 2022) e grazie a dati recenti di catture effettuate nell'ambito del Progetto LIFE FORESTALL e attraverso azioni di gestione ordinaria dell'Oasi, concentrandosi però su quelle specie completamente vincolate a vivere in acqua, escludendo quindi l'avifauna e i mammiferi, che pur legati a questi ecosistemi, non vivono in acqua. Di seguito sono quindi descritte dieci specie di pesci, di cui tre autoctone e sette alloctone, due specie di crostacei, tra cui l'alloctono invasivo *Procambarus clarkii*, e una specie di rettili: la protetta *Emys orbicularis*.

Alborella - *Alburnus arborella* (Bonaparte, 1841)

Pesce autoctono di piccola taglia (**figura 6**) che in genere non supera i 15 cm di lunghezza, ha un corpo slanciato e la bocca supera. Presenta una colorazione argentea sui fianchi e bruna-verdastra sul ventre. Lo si può trovare in molti ambienti di acqua dolce, sia lotici che lentici, spesso anche in associazione con altri ciprinidi di pianura come il triotto e la scardola, o in acque più fredde con la lasca e il barbo comune. È una specie gregaria che forma banchi anche di notevoli dimensioni, soprattutto nei fiumi di maggiori dimensioni. La dieta è costituita di piccoli invertebrati, per lo più plactonici. La riproduzione avviene su bassi fondali sabbioso-ghiaiosi tra maggio e luglio, e le uova, in genere 1000-2500 a femmina, si schiudono in pochi giorni. Si tratta di una specie che si adatta con facilità e che trae vantaggio dall'aumento della presenza del plancton, quindi da un grado di trofia maggiore del sistema acquatico. È inoltre un importante anello della catena trofica, costituendo in alcuni habitat la principale preda per specie come luccio e persico trota. In provincia di Venezia l'alborella è pressoché ubiquitaria, essendo stata ritrovata in tutti i corsi d'acqua nei quali sono stati svolti campionamenti di fauna ittica al fine di realizzare la Carta Ittica Provinciale nel 2012. Le popolazioni di questa specie sono soggette a una naturale fluttuazione demografica, in alcuni corsi d'acqua tuttavia risulta in calo, sicuramente a causa della forte espansione di *Pseudorasbora Parva*, pesce alloctono che compete

direttamente con l'alborella per lo spazio e il cibo, anche se complessivamente, al 2012, la presenza della specie rimane abbastanza stabile (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 6. Esemplare di *A. arborella* (fonte: <https://www.gardapost.it/2021/04/23/progetto-alborella-si-di-veneto-e-trentino-no-della-lombardia-pescatori-inbufaliti/>).

Carassio dorato – *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)

Il Carassio dorato (**figura 7**), o pesce rosso, è un ciprinide alloctono di origine asiatica, che ha avuto ampio successo di diffusione in Italia grazie anche a semine sconosciute. Le popolazioni selvatiche di questa specie perdono la caratteristica colorazione rossa, per diventare bruno-grigiastre. Possiede una rilevante valenza ecologica grazie alla capacità di adattarsi a condizioni ambientali varie e talvolta anche critiche. Tipicamente, comunque, frequenta acque potamali lente, con fondali sabbiosi-fangosi e ricche di vegetazione, non disdegnando comunque i tratti di corso d'acqua in prossimità delle foci, anche con alti valori di salinità. Grazie alla sua versatilità e resistenza, è stato in grado di colonizzare moltissime aree di pianura, tanto che spesso la biomassa delle sue popolazioni rappresenta una frazione importante della biomassa ittica complessiva. La sua alimentazione è onnivora e comprende vegetali, come piante acquatiche, animali, come invertebrati bentonici, e detrito organico. La riproduzione, che avviene tra maggio e giugno, è fitofila, ovvero le uova vengono deposte sulla vegetazione acquatica. Ogni femmina depone numerose uova e la loro schiusa avviene in pochi giorni. L'accrescimento è molto rapido, in funzione alle caratteristiche trofiche dell'ambiente, che determinano anche la gibbosità degli individui, infatti in acque eutrofiche si possono osservare individui con il dorso più pronunciato. Può raggiungere dimensioni massime di circa 40 cm. Nelle acque della provincia di Venezia la sua presenza è aumentata notevolmente soprattutto a partire dagli anni

'80, a seguito di alcune immissioni, tanto da diventare molto abbondante, nonché dominante nella maggior parte delle acque della parte meridionale della provincia. L'esplosione demografica di questa specie ha sicuramente causato numerosi problemi alla comunità ittica autoctona, per la riduzione del proprio spazio a disposizione. Tuttavia, negli ultimi vent'anni, l'abbondanza del carassio sta diminuendo nella maggior parte del reticolo idrografico provinciale, soprattutto nella parte meridionale della Provincia, dov'era più abbondante (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 7. Esemplare di *C. auratus* (fonte: http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/cypriniformes/cyprinidae/carassius/carassius_auratus/c_auratus_big.htm).

Carpa - *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)

Specie che può raggiungere grosse dimensioni, ha il corpo tozzo e la bocca in posizione mediana che presenta due paia di piccoli barbigli (**figura 8**). Esistono di questa specie diverse razze, di cui le più note sono la "carpa comune", la "carpa specchi" e la "carpa cuoio". Tutte presentano il primo raggio delle pinne dorsale e anale dentellato. La carpa comune ha poi il corpo completamente ricoperto di scaglie, con una colorazione bruna sul dorso, che va sfumando verso il bruno-verdastro e il giallastro verso il ventre. Le pinne sono aranciate, soprattutto le pettorali e la caudale. La carpa a specchio possiede una colorazione bruna su quasi tutto il corpo e il ventre giallastro. Ha poche e grandi scaglie generalmente disposte sul dorso e lungo la linea laterale. La carpa cuoio è molto simile a quella a specchio ed è caratterizzata dalla quasi totale assenza di scaglie. Si tratta di una specie originaria dell'Europa centrale e dell'Asia, anche se è presente nel nostro territorio sin dal periodo dell'Impero Romano, durante in quale fu importata per essere allevata, ed oggi ampiamente diffusa e acclimatata in gran parte del

territorio nazionale. La carpa è un ciprinide tipicamente fitofilo, ama le acque lente e stagnanti della bassa pianura, dove il fondale è fangoso e dov'è presente una ricca vegetazione acquatica, ma è presente anche in altre tipologie di acque, come quelle lacustri di montagna, dove le popolazioni sono in grado di mantenersi soprattutto grazie alle periodiche immissioni effettuate dall'uomo. La sua alimentazione è varia e comprende sia i piccoli organismi bentonici, che bacche, granaglie e vegetali. La riproduzione avviene tra maggio e giugno. I maschi presentano dei minuscoli tubercoli nuziali sul capo e sugli opercoli. Le femmine rilasciano le uova sulla vegetazione in acque poco profonde. Generalmente le femmine depongono tra le 100 mila e le 200 mila uova per Kg di peso corporeo, e dopo un periodo di 5-6 giorni avviene la schiusa. Si tratta di una specie gregaria, soprattutto nello stadio giovanile. Da adulta può raggiungere dimensioni notevoli, fino a 130 cm di lunghezza e 30 Kg di peso. Nelle acque della provincia di Venezia la carpa è ampiamente diffusa e la si trova principalmente nei canali irrigui a lento decorso e ricchi di vegetazione, con esemplari anche di grosse dimensioni in corrispondenza di buche e lanche; al 2012 il quadro distributivo della specie si presentava complessivamente costante, con la specie in incremento in alcune zone della Provincia e in flessione in altre (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 8. Esemplare di C. carpio (fonte: <http://www.marepesca.it/pesci-acqua-dolce/carpa>).

Pseudorasbora - *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842)

Specie alloctona proveniente dall'Asia orientale (**figura 9**), è stata introdotta nel 1960 nel basso Danubio, da dove si è poi diffusa verso l'Europa centro-orientale. In Italia è stata introdotta accidentalmente nelle acque della pianura dell'Emilia-Romagna, dov'è stata rilevata per la prima volta

nel 1990. Presenta un corpo fusiforme, con il capo depresso dorso-ventralmente, ed in genere raggiunge una lunghezza massima di 10 cm. Il dorso è di colore grigio, i fianchi sono argentei, e il ventre è bianco. Lungo i fianchi è presente una fascia scura, più o meno intensa, evidente a partire dalla metà anteriore del corpo, inoltre i margini posteriori delle scaglie sono pigmentati. Questa specie vive preferenzialmente nelle acque di pianura, soprattutto in acque a decorso lento e ricche di vegetazione. La riproduzione avviene tra aprile e giugno, durante questo periodo il maschio assume una colorazione più scura in cui risultano ben evidenti sul capo i tubercoli nuziali di dimensioni cospicue, tipici dei ciprinidi. È in grado di riprodursi già entro l'anno di vita. In provincia di Venezia si è diffusa ovunque molto rapidamente a partire dalla sua introduzione. La velocità con cui questa specie è riuscita a colonizzare in poco tempo il reticolo idrografico veneziano è allarmante. Ciò è dovuto all'incredibile capacità di adattamento della specie a diversi ambienti acquatici, oltre che alla velocità con cui raggiunge la maturità sessuale. Inoltre, questa specie è spesso utilizzata dai pescatori come esca, in questo modo si sarebbe diffusa rapidamente anche in ambienti acquatici separati dal reticolo idrografico superficiale, dove non sarebbe potuta arrivare in altri modi. A risentire dell'ampia diffusione della pseudorasbora sono le specie ittiche che occupano una nicchia ecologica simile alla sua, come ad esempio l'alborella, che risulta essere in calo, probabilmente proprio a causa della competitività con la pseudorasbora. Tuttavia, da diversi anni la specie sembra aver raggiunto un equilibrio nelle acque provinciali, che sono state tutte praticamente colonizzate, con densità maggiori nelle zone centrali e meridionali della Provincia, dove sono presenti numerose popolazioni ben strutturate (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 9. Esemplare di P. parva (fonte: https://it.wikipedia.org/wiki/Pseudorasbora_parva).

Siluro - *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)

Specie alloctona, originaria dell'Europa settentrionale e centrale e dell'Asia minore (**figura 10**). È stata introdotta in Italia nelle acque del bacino del Fiume Po, le prime segnalazioni della sua presenza sono del 1957, ed è ritenuto che già dagli anni '70 fosse ampiamente diffusa e acclimatata. Raggiunge una taglia molto grande, superando i 2 metri di lunghezza e 100 Kg di peso, ma sono stati catturati anche individui di oltre 300 Kg lunghi circa 5 metri. Il siluro possiede una testa grossa e tondeggiante, mentre il corpo è compresso lateralmente nella parte posteriore. La bocca è grande e provvista di lunghi barbigli. La pinna adiposa non è presente, quella anale è lunga, mentre quella caudale è piccola e arrotondata e quelle pettorali sono provviste di un robusto raggio spinoso. Di colorazione scura sul dorso e sul capo, presenta lateralmente una marmoraggiatura a chiazze biancastre; il ventre è chiaro, l'occhio piccolo e giallastro. Predilige acque profonde e con decorso lento o stagnanti. Generalmente di giorno rimane inattivo sul fondo, mentre la notte si muove alla ricerca di cibo, alimentandosi di invertebrati nella fase giovanile, di altri pesci, anfibi, piccoli mammiferi e uccelli acquatici da adulto. Nelle nostre acque si accresce piuttosto velocemente, raggiungendo i 60-70 cm in tre anni. Si riproduce tra maggio e settembre, ogni femmina è in grado di deporre migliaia di uova per chilo di peso corporeo in un nido scavato dal maschio in acque basse e calme. La schiusa avviene in 2-4 giorni, e per tutto questo periodo sono custodite dal maschio. Dopo circa una settimana dalla nascita, il sacco vitellino viene riassorbito e i piccoli cominciano a condurre una vita autonoma. Grazie alla sua particolare resistenza, in Laguna di Venezia il siluro si è diffuso per il reticolo idrologico, andando a costituire una minaccia per la fauna autoctona, decrescente anche a causa degli impatti negativi di questa specie. Al 2012, è risultato più abbondante nella zona meridionale della Provincia, pur con una popolazione che mostra delle fluttuazioni abbastanza importanti (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 10. Esemplare di *S. glanis* (fonte: <https://pescafacile.it/il-pesce-siluro/>).

Pesce gatto - *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820)

Specie alloctona importata dal Nord-America all'inizio del '900 (**figura 11**). Nel suo areale d'origine può raggiungere i 40 cm di lunghezza, mentre nelle nostre acque in genere non supera i 30. Il corpo è tozzo e compresso lateralmente nella parte posteriore, la testa è grande e provvista di 4 paia di barbigli, la pinna anale è molto sviluppata, sono poi presenti due pinne dorsali, di cui la prima dotata di un robusto raggio spiniforme e la seconda ridotta ad una piccola escrescenza adiposa. Le pinne pettorali sono a loro volta provviste del primo raggio spiniforme, con il margine interno liscio o lievemente dentellato nella zona prossimale. Il corpo è privo di scaglie e di una colorazione scura (nera o verde oliva) nel dorso e nei fianchi, biancastra o giallognola nel ventre. Il pesce gatto vive in acque stagnanti con fondo fangoso, ricche di vegetazione e a lento decorso. Possiede una grande resistenza e può dare origine a popolazioni numerose nei canali di bonifica. È attivo principalmente di notte e la sua dieta è a base di invertebrati acquatici, uova di pesce e avannotti. La riproduzione avviene a partire dalla tarda primavera e può protrarsi per tutta l'estate. La femmina depone poche centinaia di uova in un piccolo nido, ovvero una fossetta scavata sul fondo, precedentemente preparato dal maschio, che si schiuderanno in circa cinque giorni. Le cure parentali vengono garantite da uno o entrambi i genitori, i giovani nuotano assieme per un certo periodo di tempo, formando le cosiddette "nuvole", che visivamente appaiono come macchie nere sull'acqua, e vengono accuditi dai genitori finché non raggiungono una lunghezza di 2-3 cm. Spesso la dinamica delle popolazioni è irregolare con un alternarsi di esplosioni demografiche e morie o stasi nella crescita. Nelle acque della provincia di Venezia il pesce gatto risultava in calo negli anni '90, forse perché non è riuscito perfettamente ad adattarsi alle nostre acque, non riuscendo infatti a raggiungere le dimensioni che raggiunge in Nord-America, oppure perché, dopo un'iniziale esplosione demografica successiva all'introduzione, la specie ha trovato un proprio equilibrio all'interno delle comunità ittiche locali, venendo predata da altri pesci che precedentemente non lo facevano poiché non la conoscevano. Al 2012, la presenza della specie risulta essere abbastanza ridotta e limitata principalmente alla parte meridionale della Provincia (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 11. Esemplare di *A. melas* (fonte: <https://www.welfarenetwork.it/il-pesce-gatto-en-pescaduur-furtunaat-di-giorgio-barbieri-20170211/>).

Gambusia - *Gambusia holbrooki* (Girard 1859)

Specie alloctona proveniente dagli Stati Uniti (**figura 12**) e introdotta in Italia nei primi decenni del '900 con lo scopo di combattere biologicamente la malaria, in quanto si nutre di larve di insetti acquatici, tra cui le larve della zanzara vettore del plasmodio malarico. La gambusia è un pesce di taglia piccola, in quanto raggiunge massimo i 5 cm di lunghezza. Presenta un corpo tozzo con bocca supera e capo leggermente compresso dorso-ventralmente. La pinna caudale presenta il margine posteriore arrotondato, e quella anale è modificata nel maschio per la presenza di un gonopodio usato per la fecondazione interna delle femmine. La colorazione è verdastro-azzurrognola sul dorso, argentea sui fianchi e bianca sul ventre. È presente un evidente dimorfismo sessuale, in quanto le femmine sono generalmente più grandi dei maschi e, oltre a non possedere il gonopodio, presentano una caratteristica macchia addominale scura molto evidente in seguito alla fecondazione. Amante delle acque stagnanti con fondale fangoso e ricche di vegetazione acquatica, la si può ritrovare sia in acque dolci che in acque a moderata salinità, dove può entrare in competizione con il nono. Alla base della sua alimentazione ci sono piccoli organismi planctonici, soprattutto ditteri, crostacei e alghe. La riproduzione avviene tra maggio e settembre, e le femmine partoriscono da 5 a 40 piccoli già sviluppati e indipendenti, anche 4-5 volte durante la stessa stagione riproduttiva, e i nati nell'anno riescono già a riprodursi nella stagione in corso. La gambusia non sopporta bene gli sbalzi termici, a causa dei quali possono avvenire forti cali delle popolazioni, alternate però a forti crescite dovute alla buona capacità riproduttiva. Nelle acque della Provincia di Venezia è diffusa ovunque tranne che nelle acque più fredde. Malgrado talvolta si presentino fluttuazioni nelle popolazioni, la specie si mantiene

abbondantemente presente nel tempo (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 12. Esempari di *G. holbrooki* (fonte: http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/cyprinodontes/poeciliidae/gambusia/gambusia_holbrooki/gambusia_holbrooki_big.htm).

Persico sole - *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)

Specie alloctona originaria del Nord-America (**figura 13**) che normalmente raggiunge una lunghezza di circa 20 cm, è stata introdotta in Italia all'inizio del '900 e ha colonizzato rapidamente gran parte del paese adattandosi in poco tempo a differenti ambienti, andando a colonizzare stagni, laghi e fiumi con acque ricche di vegetazione e a lento decorso. Presenta un corpo di forma ovale, alto e compresso lateralmente. La colorazione è vivace, con numerose macchie giallo-arancio e variegature azzurre sui lati, è poi presente un'evidente macchia scura sulla parte posteriore dell'opercolo. Anche il ventre e le pinne ventrali sono di colore giallo-arancio. La riproduzione va da maggio ad agosto, dopo alcuni complessi rituali di accoppiamento le femmine depongono le uova sui nidi (piccoli avvallamenti del fondo) costruiti e tenuti puliti dai maschi. Anche le cure parentali sono a carico del maschio, che difende il territorio e permette un costante ricambio d'acqua nel nido grazie al fanning, ovvero al battito delle pinne pettorali. Questa specie presenta però tre strategie evolutive differenti, in quanto esistono tre diversi tipi di maschi. Alcuni maschi raggiungono la maturità sessuale al secondo anno di vita e assumono le caratteristiche del vero e proprio maschio, con una colorazione più intensa delle femmine. Questi sono gli unici maschi che costruiscono il nido, che corteggiano le femmine e che effettuano le cure parentali. Una seconda tipologia di maschi è rappresentata dagli sneaker, che presentano una livrea più chiara e che cercano di fecondare le uova emesse dalle femmine intrufolandosi velocemente nel nido durante la deposizione. Un terzo gruppo di maschi è costituito

dai satelliti, che presentano una livrea simile a quella delle femmine e che raggiungono la maturità sessuale precocemente, quindi a dimensioni minori. Anche questi maschi cercano di fecondare le uova delle femmine corteggiate da altri maschi, calandosi lentamente dall'alto e senza suscitare aggressività nel maschio proprietario del nido, a causa della sua colorazione simile a quella delle femmine. I maschi sneaker e satelliti, tuttavia, anche con l'avanzare dell'età, non diventeranno mai come i maschi del primo tipo. Il persico sole è carnivoro e si ciba prevalentemente di invertebrati, piccoli pesci e uova di altre specie. Il persico sole è diffuso in quasi tutte le acque della Provincia di Venezia e sembra aver trovato un suo equilibrio all'interno delle comunità di fauna ittica. Dopo forti aumenti demografici successivi alla colonizzazione delle nostre acque, la sua presenza oggi è in calo. È comunque probabile, che con la sua presenza, abbia modificato la situazione delle comunità ittiche locali, soprattutto per la competizione con le specie con simile spettro alimentare e comportamento ecologico, come lo spinarello, anche se non sembra aver contribuito in modo significativo alla diminuzione della consistenza delle altre popolazioni di pesci (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 13. Esempio di *L. gibbosus* (fonte: https://it.wikipedia.org/wiki/Lepomis_gibbosus).

Ghiozzetto di laguna - *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841)

Gobide autoctono di piccole dimensioni (**figura 14**), presenta un corpo fusiforme, occhi grandi, ravvicinati e leggermente sporgenti dal capo; generalmente raggiunge massimo i 4 cm di lunghezza. Il colore di fondo è grigio-giallastro, il ventre chiaro, mentre sul dorso sono presenti cinque macchie chiare a forma di sella, e lungo i fianchi delle bande scure nei maschi o macchie più sfumate nelle femmine. La bocca è obliqua e inclinata verso l'alto; le scaglie sono presenti solo posteriormente alla

seconda pinna dorsale. Questa specie vive in ambienti salmastri ed estuari, penetrando anche nelle zone di acqua dolce. Predilige fondali molli con una ricca vegetazione, dov'è più facile trovare gusci di molluschi morti da usare come nidi per la riproduzione, che avviene tra marzo e agosto, con il maschio che si occupa di custodire le uova deposte. La sua dieta è a base di organismi bentonici di piccole dimensioni. In provincia di Venezia è presente, talvolta anche con popolazioni numerose, nella fascia delle specie eurialine, ovvero nella fascia di territorio che risente della penetrazione del cuneo salino. La sua abbondanza fluttua notevolmente, tanto che in alcune zone sembra addirittura comparire solo in determinate stagioni (Marconato et al., 2000; Carta Ittica Provincia di Venezia, 2014).



Figura 14. Esempio di *K. panizzae* (fonte: https://it.wikipedia.org/wiki/Knipowitschia_panizzae).

Ghiozzetto cenerino - *Pomatoschistus canestrinii* (Ninni, 1883)

Gobide autoctono di piccole dimensioni (**figura 15**), possiede un corpo allungato e una testa grande a muso arrotondato, con occhi sporgenti oltre il profilo superiore della testa. La bocca è collocata in posizione mediana, con apertura orale inclinata in avanti e verso l'alto. Presenta una colorazione di fondo grigio-giallastra, con sfumature olivastre o giallognole, il dorso è più scuro ma si schiarisce progressivamente lungo i fianchi, fino al ventre biancastro. Sul dorso e sui fianchi sono poi presenti numerose macchie puntiformi scure. Si tratta di una specie eurialina che vive preferenzialmente in acque salmastre a salinità non elevata (generalmente tra il 5 e il 20‰), come nei tratti terminali dei fiumi, o in canali e lagune costiere. Talvolta, anche se più raramente, si può trovare anche in acque dolci, soprattutto nei mesi estivi. Generalmente staziona in acque poco profonde, su fondali sabbiosi e fangosi, privi di vegetazione o coperti da letti di alghe del genere *Ulva*. La sua dieta è a base di una gran varietà di invertebrati bentonici e planctonici di piccole dimensioni. Il periodo della riproduzione inizia tra marzo e aprile, e si protrae fino a giugno o luglio. Il maschio si insedia in una tana, costituita

da gusci di bivalvi o pietre, ma anche da rifugi artificiali, come mattoni forati o barattoli. L'accoppiamento è preceduto da un corteggiamento rituale, durante il quale il maschio cerca di convincere la femmina gravida ad entrare nella tana da lui difesa, quando ciò avviene, le uova vengono deposte e fecondate, per poi schiudersi dopo circa una settimana, durante la quale il maschio rimane di guardia. Il maschio inoltre corteggia ogni possibile partner che fa ingresso nel suo territorio, anche le femmine possono riprodursi più volte durante una stagione (Gandolfi et al., 1991; <http://www.ittiofauna.org>).



Figura 15. Esemplare di *P. canestrinii* (fonte: http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/perciformes/gobidae/pomatoschistus/p_canestrinii/index.htm).

Gamberetto di fiume - *Palaemonetes antennarius* (H. Milne Edwards, 1837)

Specie autoctona di piccole dimensioni (**figura 16**), può raggiungere una lunghezza di 45 mm e generalmente gli individui di sesso femminile sono più grandi di quelli di sesso maschile. La colorazione è trasparente tendente al grigio-verdastro, con cromatofori visibili. Possiede un rostro a sciabola con 5 - 7 denti sul margine superiore e 2 - 3 su quello inferiore. Si tratta di una specie eurialina che vive sia nei fiumi che nei laghi d'acqua dolce, ma anche in acque salmastre come quelle di lagune ed estuari. Predilige acque calme o debolmente correnti con presenza di vegetazione (Innocenti & Cianfanelli, 2012). I fattori ambientali che controllano maggiormente le dinamiche di sviluppo della specie sono la temperatura, la salinità, la quantità di cibo e la qualità dell'acqua, si tratta infatti di una specie molto sensibile all'inquinamento (Matočec et al., 2005; Ungherese et al., 2008). Abita preferenzialmente acque con pH superiore a 8, temperature superiori ai 18 – 20°C per almeno 3 - 4 mesi all'anno, per permettere la riproduzione, e salinità del 3 – 5‰, anche se può tollerare salinità fino al 20‰, purché

per brevi periodi (Ungherese et al., 2008). La sua dieta è principalmente a base di altri animali, sia morti che vivi, e di detriti vegetali (Innocenti & Cianfanelli, 2012). Il periodo riproduttivo si limita ai mesi più caldi dell'anno ed è fortemente correlato alla salinità, la specie risulta infatti meno feconda a concentrazioni inferiori al 3‰. Negli ambienti oligo-mesoalini, infatti, una femmina è in grado di deporre oltre 100 uova, mentre nelle acque dolci massimo 50 – 60. Continui cambiamenti di salinità risultano però incompatibili con la capacità di crescita e di riproduzione della specie (Matočec et al., 2005).



Figura 16. Esempio di *P. antennarius* (fonte: http://www.ittiofauna.org/webmuseum/decapodi/palaemonidae/palaemonetes/palaemonetes_antennarius/index.htm).

Gambero rosso della Louisiana - *Procambarus clarkii* (Girard, 1852)

Specie alloctona invasiva (**figura 17**), originaria degli Stati Uniti centro-meridionali e del Messico nord-orientale, raggiunge generalmente una lunghezza totale di circa 15-20 cm (Tricarico et al., 2018; Hamasaki et al., 2020). Gli esemplari adulti presentano una colorazione rosso-scuro o bruno-rossastra, il che li rende facilmente distinguibili dalle specie autoctone italiane. È munito di robuste chele ricoperte di spine e tubercoli, che utilizza per cacciare, difendersi, scavare e accoppiarsi (Life ASAP, 2020). I maschi possiedono generalmente delle chele più grandi e, ventralmente, sono distinguibili dalle femmine per la presenza di due paia di appendici modificate, i gonopodi. Invece di queste appendici, negli esemplari di sesso femminile è presente un piccolo poro, il ricettacolo seminale (**figura 18**; Tricarico et al., 2018; Hamasaki et al., 2020; Yi et al., 2020). Questa specie predilige vivere in ambienti lentici, come paludi e acquitrini, anche soggetti a forti fluttuazioni annuali del livello dell'acqua, fino ad un temporaneo disseccamento completo, che gli permette comunque di sopravvivere grazie alla sua elevata tolleranza a condizioni ambientali estreme. Riesce ad adattarsi

infatti a tutte le tipologie di habitat d'acqua dolce, arrivando a colonizzare persino le acque salmastre, malgrado raramente si riesca a trovare a salinità superiori a 10 mg/L e non sia in grado di riprodursi a salinità superiori ai 5 mg/L (Meineri et al., 2014). È quindi ampiamente diffuso anche nei sistemi di canali in zone agricole e antropizzate, anche in presenza di elevate quantità di inquinanti e stress idrico (Tricarico et al., 2018; Life ASAP, 2020). Si tratta di una specie generalista e opportunista, in quanto la sua dieta è molto ampia, essendo in grado di cibarsi di piante, detrito, macroinvertebrati, anfibi, uova e avannotti di pesci. Il gambero rosso vive due anni e raggiunge la maturità sessuale entro il primo anno. È estremamente prolifico, le femmine sono infatti in grado di produrre fino a 600 uova per evento riproduttivo; alla schiusa, nascono dei piccoli già formati, che non necessitano di passare per la fase larvale (Tricarico et al., 2018; Life ASAP, 2020). Si tratta di una specie ad invasività molto elevata, diffusasi ormai in tutti i continenti tranne in Oceania e in Antartide. La prima segnalazione della sua presenza in Italia risale al 1989 (Life ASAP, 2020), si è poi diffusa rapidamente in tutto il paese, comprese le isole maggiori. Viene considerata una delle 100 peggiori specie invasive in Europa secondo il progetto DAISIE. È fonte di impatti significativi, poiché vettore di una patologia che ha causato il declino delle specie native di gamberi in Europa; inoltre, la sua attività di scavo può causare il crollo degli argini e aumentare la torbidità delle acque, riducendo la penetrazione di luce e diminuendo di conseguenza la produttività primaria acquatica. A causa della sua competizione, della dieta onnivora e delle sue grandi capacità predatorie è definito anche "gambero killer", risultando una minaccia per altre specie animali autoctone (Tricarico et al., 2018; Hamasaki et al., 2020; Life ASAP, 2020). Si tratta tuttavia di una specie di difficile contenimento, eradicabile solo nelle prime fasi di colonizzazione in bacini chiusi (Tricarico et al., 2018; Life ASAP, 2020).



Figura 17. Esempio di P. clarkii (fonte: <https://animalshouse.it/il-gambero-killer/>).



Figura 18. Visione dorsale (a sinistra) e ventrale (a destra) di due esemplari di *P. clarkii*: l'esemplare di maggiori dimensioni è di sesso maschile ed è possibile notare la presenza dei gonopodi e di chele di maggiori dimensioni; l'esemplare più piccolo è di sesso femminile ed è possibile notare la presenza del ricettacolo seminale e di chele di minori dimensioni.

Testuggine palustre europea - *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758)

Specie autoctona di dimensioni contenute (**figura 19**), in quanto difficilmente la lunghezza del carapace degli esemplari presenti in Italia supera i 20 cm (Cerato & Fracasso, 2012); normalmente le femmine raggiungono dimensioni maggiori rispetto ai maschi. La colorazione del carapace è variabile tra le diverse popolazioni e tra le diverse classi di età, in un range che va dal bruno al nero, con una diffusa e leggera punteggiatura giallastra, mentre il piastrone è generalmente di una colorazione giallo pallido (Baiocchi & Pizzuti Piccoli, 2020). La pelle ha una tinta di fondo che va dal bruno al nero, ed è generalmente interessata da un'evidente macchiatura gialla, che può essere più o meno densa e che tende progressivamente a svanire con l'avanzare dell'età (Cerato & Fracasso, 2012). La coda, lunga e sottile, misura circa la metà della lunghezza complessiva dell'animale (Andreatta, 2009), e generalmente presenta dimensioni maggiori nei maschi, mentre nei giovani può raggiungere una lunghezza anche superiore a quella del carapace (Baiocchi & Pizzuti Piccoli, 2020). Il piastrone è piatto negli esemplari di sesso femminile, leggermente concavo in quelli di sesso maschile (Cerato & Fracasso, 2012). Si tratta di una specie che abita una grande varietà di zone umide con acque ferme o a corrente debole, come pozze, paludi, acquitrini, stagni, laghetti, lagune costiere e canali artificiali (Andreatta, 2009; Baiocchi & Pizzuti Piccoli, 2020), ma che può risultare difficile da osservare in quanto molto schiva e diffidente; infatti, generalmente cerca rifugio sott'acqua non appena percepisce la presenza umana (Andreatta, 2009). Il suo periodo di attività si colloca tra l'inizio della primavera e

l'autunno inoltrato, ma può variare in base agli andamenti stagionali; il resto dell'anno sopravvive affossata nel fango in uno stato d'ibernazione (Baiocchi & Pizzuti Piccoli, 2020). Durante la sua attività alterna una fase terrestre ad una acquatica; specie carnivora, proprio in acqua generalmente ricerca il cibo, rappresentato prevalentemente da invertebrati e piccoli vertebrati acquatici, come anfibi, pesciolini, ecc., ma anche da carogne di altri animali morti (Baiocchi & Pizzuti Piccoli, 2020). La fase terrestre è legata principalmente alla ricerca dei partner, dei siti più adatti alla deposizione delle uova e dei siti di svernamento nei mesi più freddi (Andreatta, 2009). Il periodo della riproduzione inizia con l'accoppiamento tra marzo e aprile in acque basse, mentre verso giugno avviene la deposizione delle uova, in numero variabile da 3 a 16, in buche scavate a una profondità di 15-30 cm e regolarmente bagnate con acqua. La schiusa avviene circa dopo 80 giorni, ma talvolta i piccoli rimangono nelle uova fino alla primavera successiva. Il sesso dei neonati è dipendente dalla temperatura di incubazione: a temperature comprese tra i 23°C e i 27°C nascono esclusivamente maschi, a temperature tra i 29,5°C e 33°C nascono esclusivamente femmine, mentre a temperature intermedie possono nascere individui di ambedue i sessi (Andreatta, 2009). Relativamente al suo stato di conservazione, la lista rossa dell'IUCN la classifica come prossima ad essere minacciata; il suo areale si è infatti ridotto e frammentato, principalmente a causa dell'alterazione degli habitat, oltre che alla potenziale competizione con specie alloctone come *Trachemys scripta*, testuggine di origini americane inserita dalla IUCN nella lista delle 100 peggiori specie invasive al mondo (Lowe et al., 2000). In base ai dati e alle segnalazioni disponibili per la Provincia di Venezia, popolazioni della specie sono presenti in pochi siti, in genere isolati, come l'Oasi WWF di Valle Averte; non sono tuttavia presenti molte informazioni che possano fornire una stima della densità di popolazione nelle zone costiere dell'Adriatico (Liuzzo, 2022).



Figura 19. Esempio di *E. orbicularis* (fonte: <https://it.wikipedia.org/wiki/Emys>).

Resoconto fauna acquatica in Valle Averno

Dati recenti relativi alla presenza e abbondanza delle specie ittiche in Valle Averno sono disponibili grazie ad un precedente lavoro di tesi (Zanardo, 2015). Nel corso di tre campagne di campionamento effettuate tra maggio e luglio 2014 in sette siti di campionamento differenti è stata riscontrata la presenza di otto differenti specie di pesce. I campionamenti sono stati effettuati utilizzando nasse con fori d'ingresso di modeste dimensioni, di conseguenza anche gli individui campionati presentano tutti taglie piccole e di conseguenza non possono comprendere carpe, persici sole o pesci gatto adulti. Dall'analisi della CPUE nel corso dei tre mesi risulta evidente un'abbondante presenza di specie alloctone, come la gambusia, la pseudorasbora e il persico sole. L'alborella, invece, specie autoctona, è risultata abbondante solo nella stazione situata dove l'acqua del Novissimo entra in valle, e quasi totalmente assente nel resto dell'Oasi. Unicamente in questa stazione è stato inoltre campionato *Rhodeus sericeus*, ciprinide alloctono. Le specie di gobidi *K. Panizzae* e *P. canestrinii* sono state campionate principalmente in una stazione di lago, dimostrando preferenza per quest'ambiente a salinità più elevata (condizioni oligo-mesoaline), piuttosto che per i canali interni ad acqua dolce. Un ulteriore lavoro di tesi (Chiarello, 2018), che ha previsto il campionamento di fauna acquatica tramite l'impiego di nasse per uno studio mirato sul gambero della Louisiana, ha rilevato un'abbondante presenza di pesce gatto in tutti i siti dell'Oasi in cui è stato condotto lo studio. Dati relativi alla presenza del siluro sono poi disponibili grazie alle attività di pesca effettuate tra il 2020 e il 2022 nell'ambito del progetto LIFE FORESTALL con l'obiettivo di contenerne la popolazione. La specie è risultata fin da subito piuttosto abbondante, anche se col durante il periodo di progetto le catture sono progressivamente e significativamente diminuite (Borella, dati non pubblicati). Altri dati relativi alla fauna ittica riguardano l'elevata abbondanza di carpe; tra il 2014 e il 2022 è infatti notevole il numero di esemplari catturati durante attività di contenimento effettuate nell'ambito dell'ordinaria gestione dell'Oasi, ma non trattandosi di interventi standardizzati non è possibile stabilire se sia presente una tendenza circa l'aumento o la diminuzione della popolazione (Borella, dati non pubblicati).

Dati recenti relativi alla presenza di *P. antennarius* in Valle Averno sono disponibili sempre grazie al già citato lavoro di tesi di Zanardo (Zanardo, 2015). Dai campionamenti di fauna ittica condotti in diverse stazioni dell'Oasi tra i mesi di maggio e luglio 2014 è stato possibile osservare come la specie risulti ubiquitariamente presente, essendo stata catturata in tutti i siti di campionamento almeno una volta, ma risultando più frequente nei siti che presentano acque oligo-mesoaline rispetto a quelli d'acqua dolce. Per quanto riguarda *P. clarkii*, durante il 2017, nell'ambito del lavoro di tesi finalizzato alla verifica dell'efficacia del sistema di trappolaggio intensivo per contenere le popolazioni della specie (Chiarello, 2018), sono state messe in atto campagne di cattura intensiva in quattro siti distinti dell'Oasi, utilizzando delle nasse da pesca di 30x60 cm di grandezza. Il gambero è risultato ampiamente

diffuso in tutti i siti della valle in cui è stato effettuato il campionamento, con popolazioni ben strutturate e una sex ratio di circa 1. Dallo studio è risultato inoltre che la salinità e le differenze morfologiche tra le varie stazioni non hanno influito sulle popolazioni, in quanto sono stati ottenuti risultati simili in tutte le stazioni di campionamento. Si è visto però che il trappolaggio intensivo può avere un ruolo importante nel contenimento delle popolazioni della specie, essendosi ridotta gradualmente la CPUE durante il periodo di attività dello studio, anche se le azioni di contenimento dovrebbero essere svolte con continuità per avere un effetto rilevante sulle popolazioni di gamberi, in quanto è stato osservato che nel periodo di stop tra una campagna di campionamento e la successiva, la popolazione tornava a crescere, prima di essere nuovamente ridotta da altre catture (Chiarello, 2018).

Anche diversi esemplari di *E. orbicularis* sono stati catturati in Valle Averno durante le azioni di trappolaggio intensivo del gambero della Louisiana condotte nel 2017 (Chiarello, 2018). Negli ultimi anni sono poi stati condotti diversi studi su questa specie (ad es. Pesce 2020, Liuzzo 2021 e Liuzzo 2022). Risulta evidente che la testuggine è piuttosto diffusa nell'Oasi, ma al contrario di *Paracambarus clarkii* che sembra essere omogeneamente distribuito, *E. orbicularis* è maggiormente diffusa in alcune zone della valle e meno in altre. L'abbondanza stimata della specie è comunque di circa 250 individui per ettaro, il che rende Valle Averno uno dei siti maggiormente popolato dalla testuggine palustre in Italia, tanto da poter risultare un'area chiave per la gestione e la conservazione di questa specie minacciata (Liuzzo, 2022).

1.5.3 Comunità fitoplanctonica e zooplanctonica

Con il termine plancton si considera tutto quel gruppo di organismi che si sono adattati a vivere una parte, o tutta la loro vita, sospesi nell'acqua, sia dolce che salata, e che non sono in grado di spostarsi volontariamente, bensì solamente trascinati dal vento e dalle correnti. Il plancton è costituito sia da organismi animali, che vegetali (Raynolds, 1984; Raynolds, 2006).

Il Fitoplancton

Il fitoplancton (**figura 20**) comprende quegli organismi planctonici in grado di compiere la fotosintesi ed è presente in tutte le acque, più o meno lentiche che siano, e può fungere da bioindicatore per valutare lo stato di qualità dei corpi idrici, dove spesso costituisce la componente predominante tra i produttori primari, alla base della catena trofica (Raynolds, 2006; D'Antoni et al. 2011). Il fitoplancton rappresenta in massa meno dell'1% della biomassa fotosintetica della Terra, ma è responsabile di

quasi il 50% di tutta la produzione primaria globale, rappresentando la fonte primaria di energia per gli ecosistemi acquatici (Field et al., 1998). Essendo alla base della catena alimentare dei sistemi acquatici, il fitoplancton possiede una grande importanza a livello globale per il funzionamento degli ecosistemi e la fornitura di servizi ecosistemici, ed è inoltre significativo il suo ruolo nei cicli biogeochimici e di regolazione climatica. Il successo di questi processi è strettamente dipendente dalla composizione delle comunità fitoplanctoniche. Le dinamiche di questi organismi sono però anche soggette alle fluttuazioni annuali della temperatura, della chimica delle acque, della disponibilità e dal consumo delle risorse. Il clima può modificare questi fattori ambientali e dunque alterare la struttura delle comunità fitoplanctoniche, le dinamiche stagionali e la composizione tassonomica (Winder & Sommer, 2012). È quindi fondamentale comprendere i fattori che controllano la composizione in specie e le dinamiche di questi microscopici organismi, al fine di valutare e prevedere gli impatti ambientali sui sistemi acquatici (Winder & Sommer, 2012).

Gli unici dati storici reperiti in bibliografia riguardo le comunità fitoplanctoniche di Valle Averteo provengono da uno studio condotto nel 2008 da Bioprogram Soc. Coop, per conto del WWF. L'analisi del fitoplancton ha evidenziato per i due laghi una netta predominanza di Cloroficee, indice della presenza di acque salmastre, mentre nella canaletta di Lugo è stata rilevata una elevata presenza di diatomee risospese (Bioprogram, 2008), non sono tuttavia disponibili dati sulla comunità fitoplanctonica presente nei canali e negli spacchi d'acqua dolce interni alla valle, su cui questo lavoro di tesi si concentra.



Figura 20. Esempio di comunità fitoplanctonica (fonte: <https://en.wikipedia.org/wiki/Phytoplankton>).

Lo zooplancton

A nutristi dei fitoplancton, base della catena alimentare dei sistemi acquatici, sono principalmente organismi animali anch'essi generalmente minuscoli che costituiscono lo zooplancton (**figura 21**), un gruppo eterogeneo che include quasi tutti i phyla animali, andando dai protozoi unicellulari fino ai cordati. Probabilmente l'unica caratteristica che accomuna la quasi totalità di questi organismi è la trasparenza del loro corpo, un chiaro vantaggio per evitare di essere catturati da predatori che utilizzano la vista per cacciare. Fanno parte dello zooplancton principalmente specie di dimensioni molto piccole, spesso visibili solo al microscopio, ma anche organismi gelatinosi, come le meduse, che possono raggiungere lunghezze di centimetri, o addirittura metri. Anche dal punto di vista della loro alimentazione, gli organismi zooplanctonici sono molto variabili, comprendendo sì erbivori che si cibano di fitoplancton, ma anche carnivori, onnivori, detritivori e parassiti (Alcaraz & Calbet, 2020). Lo zooplancton è comunque considerato link principale tra i produttori primari e le specie di pesce carnivore di maggiori dimensioni, fornendo da canale essenziale per il passaggio dell'energia lungo la catena trofica e quindi anche per la produzione ittica (Richardson, 2008; Alcaraz & Calbet, 2020; Lomartire et al, 2021). Inoltre, lo zooplancton svolge un ruolo importante anche come bioindicatore, per valutare la qualità delle acque, analizzando la diversa varietà di specie presenti, la ricchezza di specie e le biomasse, caratteristiche che sono in grado di determinare quale sia lo stato di qualità di un ecosistema acquatico. Il potenziale dello zooplancton come specie bioindicatrice è elevato in quanto il suo sviluppo e il suo trasporto sono soggetti a diversi parametri sia abiotici, come la temperatura, la salinità e la presenza di inquinanti, che biotici, come la limitazione del cibo la predazione e la competizione (Parmar et al., 2016).

Purtroppo non è stato possibile reperire in bibliografia alcun dato storico riguardo le comunità zooplanctoniche di Valle Averte.

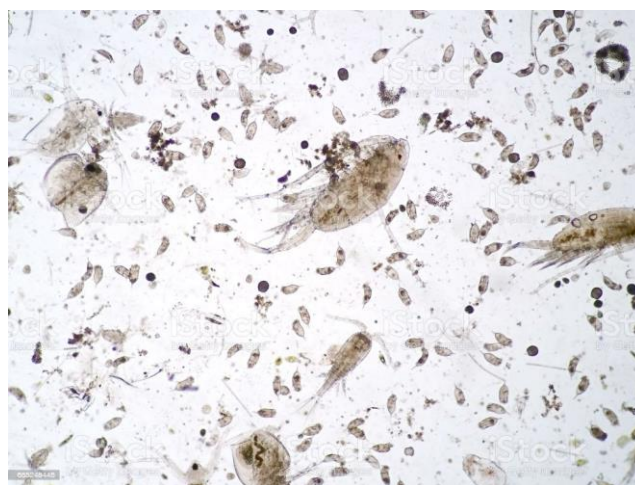


Figura 21. Foto al telescopio di zooplancton d'acqua dolce (fonte: <https://www.istockphoto.com/it/foto/zooplancton-acquatico-dacqua-dolce-al-microscopio-gm655248446-119188257>)

1.5.4 Qualità chimico-fisica delle acque

Le acque possiedono tutta una serie di caratteristiche fisico-chimiche che sono fondamentali, non sono per identificare le diverse tipologie di habitat acquatici, ma anche per valutarne la qualità e le condizioni presenti, che sono d'importanza primaria perché vanno a determinare le diverse tipologie di ecosistemi che si possono formare ed evolvere, e di conseguenza anche quali specie animali e vegetali possono abitare i vari ambienti. In base alle diverse caratteristiche chimico-fisiche vi saranno quindi alcune specie particolarmente favorite, che potranno proliferare, mentre altre, sfavorite o intolleranti a determinate condizioni abiotiche, che potranno sopravvivere difficilmente e magari in maniera localizzata, o addirittura scomparire. Due dei parametri delle acque di maggior importanza sono la temperatura e la salinità, fattori che influenzano significativamente i ritmi cardio-respiratori degli invertebrati (Ungherete et al., 2008). La temperatura determina inoltre lo sviluppo, la riproduzione e la crescita delle specie, ed è correlata ai problemi di eutrofizzazione delle acque e ai tassi di ossigeno disciolto, che è tanto più alto quanto più bassa è la temperatura dell'acqua. Anche la salinità è un parametro fondamentale per lo sviluppo, la riproduzione e la crescita degli organismi, ed è dipendente dall'apporto dei fiumi, dal tasso di evaporazione, dalle precipitazioni e dall'intrusione di acqua marina. Il pH si mantiene normalmente attorno a valori neutri (tra 6 e 9) che risultano essere vitali per la vita acquatica. Brusche variazioni di questo parametro o un'eccessiva acidificazione o basificazione, causate ad esempio da scarichi di sostanze chimiche, possono essere letali per gli organismi. Valori di pH inferiori alla norma possono essere anche indice di fenomeni di decomposizione organica, mentre valori superiori possono essere correlati a fenomeni importanti di fioriture algali. Le concentrazioni di ossigeno disciolto dipendono dallo scambio gassoso che avviene tra l'acqua e l'aria, dalla solubilità, dalle correnti, dal vento, dalla fotosintesi algale e dalla respirazione. La solubilità dell'ossigeno in acqua dipende dalla salinità dell'acqua (alla stessa temperatura l'acqua dolce contiene più ossigeno di quella salata) e dalla temperatura (è inversamente proporzionale alla temperatura). Una diminuzione delle concentrazioni di ossigeno in acqua indica che i processi di respirazione e di decomposizione della materia organica prevalgono sui processi di produzione primaria (Arpav, 2019). La torbidità è provocata dalla sospensione in acqua di particelle, che possono essere le frazioni più grossolane di sabbia o di altro sedimento, anche organico. Questo parametro dipende molto dalla presenza e dalla risospensione provocata da alcuni organismi, generalmente di grandi dimensioni, ma anche dalla fioritura estiva delle alghe nelle acque superficiali, e da resti di detrito organico. Un'elevata torbidità diminuisce la capacità di penetrazione della luce in acqua, provocando una diminuzione della produzione primaria. Anche la presenza di nutrienti, come fosforo e composti azotati, è fondamentale per caratterizzare le acque. Concentrazioni molto elevate di queste sostanze hanno spesso origine antropica, provenendo ad esempio dalla dilavazione dei suoli

ad uso agricolo e dall'utilizzo di fertilizzanti, ma anche da scarichi domestici o industriali (Bioprogram, 2007). Alte concentrazioni di nutrienti possono provocare problematiche come l'eutrofizzazione e l'anossia delle acque. È quindi fondamentale considerare tutti i più importanti parametri chimico-fisici per caratterizzare le acque e per valutarne la qualità

Dagli studi condotti in Valle Averte dalla società Bioprogram Soc. Coop. per conto del WWF tra il 2006 e il 2007 e dalla società SELC soc. Coop. nell'ambito del Progetto LIFE FORESTALL a partire dalla fine del 2019 e tutt'ora in atto, è possibile avere una base dati sulla qualità delle acque in alcune stazioni di campionamento distribuiti nell'Oasi. Il quadro delineatosi dai dati raccolti da Bioprogram tra il 2006 e il 2007 mostra una criticità complessiva del sistema, evidenziata da un notevole livello di inquinamento dei macrodescrittori, che si riassume in una classe di qualità delle acque pari a mediocre. In particolare, i parametri risultati soggetti alle maggiori alterazioni sono il BOD5 e il COD, che presentano concentrazioni alte, indicando un elevato tenore di carbonio ossidabile sviluppato naturalmente all'interno dell'Oasi. Alla base dell'aumento del carico organico è stata attribuita la mancanza di un sufficiente ricambio delle acque interne, conseguenza dell'evoluzione trofica delle acque della valle. Sono state riscontrate condizioni di eutrofia, maturate negli anni in seguito ad un ridotto afflusso delle acque dolci dai canali esterni, con la possibilità di raggiungere condizioni di particolare pericolosità per la vita acquatica, principalmente nel periodo estivo, quando le elevate temperature diminuiscono la velocità di riossidazione naturale delle acque, aumentando la velocità dei processi di ossidazione biologica con conseguente maggior consumo di ossigeno disciolto e il rischio di evoluzione in stati di anossia dei corpi idrici, con forte stress per la fauna acquatica (Bioprogram, 2007). A partire dalla stagione 2019-2020 SELC ha valutato la qualità delle acque servendosi dell'indice di qualità biologica LIMeco nell'ambito del Progetto LIFE FORESTALL. Questo indice viene calcolato tenendo in considerazione quattro parametri: ossigeno disciolto, azoto nitrico, azoto ammoniacale e fosforo totale. A distanza di oltre un decennio dai monitoraggi e campionamenti di Bioprogram, lo status qualitativo delle acque non sembra essere migliorato, i risultati dell'indice LIMeco medio annuo indicano infatti che in tutte le stazioni la qualità dell'acqua si colloca ogni anno nelle classi di qualità 'scarsa' o 'sufficiente' (Miotti & Checchin, 2021).

1.6 Inquinamento delle acque e possibili problematiche

È fondamentale tenere in considerazione che un corso d'acqua presenta strutture geo-morfologiche, caratteristiche chimico-fisiche e condizioni trofiche che evolvono in senso longitudinale. Infatti, procedendo da monte a valle si ha una diminuzione della pendenza, della velocità di corrente e del trasporto di solidi, al contrario, aumentano la temperatura dell'acqua, la torbidità, la portata e le dimensioni dell'alveo. Oltre ai fattori fisici vanno poi considerati i molteplici scambi di flussi energetici, e quindi l'apporto di sostanze organiche che favoriscono il crearsi di nuove nicchie ecologiche, con caratteristiche sempre diverse e peculiari di ciascun tratto del corso d'acqua (Bioprogram, 2007). Le acque dolci, tuttavia, sono soggette anche a significative alterazioni delle loro caratteristiche naturali in seguito agli impatti delle attività antropiche. Di conseguenza, l'aumento demografico e tecnologico, con conseguente implementazione di sempre maggiori attività produttive, ha provocato nel tempo il succedersi di numerosi interventi antropici che coinvolgessero i corsi d'acqua, come bonifiche per creare nuovi spazi disponibili o alterazioni dell'alveo fluviale per provvedere alla sicurezza delle popolazioni. Di conseguenza, ciò si traduce in una perdita di funzionalità dell'ecosistema fluviale, che spesso non è più in grado di sopportare le alterazioni a cui viene sottoposto. Nel corso degli anni però si è resa sempre più evidente la necessità di intervenire con opere di risanamento e salvaguardia dell'ambiente e di adottare dei criteri per stabilire la qualità delle acque anche in relazione al loro uso (Bioprogram, 2007). Si è dunque cercato di definire innanzitutto il termine inquinamento, inteso come un'alterazione delle proprietà naturali, chimiche, fisiche e biologiche dell'acqua, tale da comportare un grave squilibrio dell'ecosistema e da nuocere alla biodiversità animale e vegetale presente. È quindi possibile classificare gli inquinanti in tre diverse classi:

- **inquinante fisico:** è una modificazione di alcune delle caratteristiche fisiche dell'ambiente, come ad esempio la variazione della temperatura dell'acqua, il cambiamento della portata, l'alterazione dell'alveo fluviale, l'immissione di rifiuti solidi e l'escavazione di materiali litoidi;
- **inquinante chimico:** è l'immissione nell'ambiente di sostanze, come nutrienti, pesticidi o idrocarburi che ne alterano la naturale composizione qualitativa o quantitativa; le fonti possono essere dirette o indirette, diffuse o localizzate;
- **inquinante biologico:** è l'introduzione di organismi viventi non tipici dell'ambiente in questione, ad esempio microrganismi patogeni di origine fecale o fauna ittica alloctona.

Tutti questi fenomeni determinano, con modalità differenti, un deterioramento della qualità di un corpo idrico. Risulta pertanto importante la scelta di adatte metodologie di rilevamento che siano in grado di fornire dei criteri di valutazione semplici, ma obiettivi ed efficaci per comprendere lo status qualitativo degli ecosistemi acquatici, al fine di poter procedere ad una gestione consona o, se necessario, con azioni di risanamento mirate (Bioprogram, 2007).

Sulla base delle conoscenze disponibili è importante ipotizzare quali possano essere le problematiche esistenti nell'area di studio, in modo da indirizzare la raccolta di nuovi dati sugli aspetti potenzialmente più critici che caratterizzano Valle Averno. Alcune delle problematiche presenti sono già state recentemente messe in evidenza nell'ambito del Progetto LIFE FORESTALL, attraverso il quale si sta già intervenendo per migliorare le condizioni e la funzionalità dell'Oasi. Altre possibili problematiche possono essere formulate sulla base delle osservazioni in campo e grazie ai dati disponibili.

Le problematiche riscontrate o potenziali comprendono:

- concentrazioni di nutrienti nelle acque potenzialmente molto elevate, come fosforo e azoto, in alcune aree dell'Oasi;
- temperatura delle acque potenzialmente molto elevate nei mesi estivi in alcune aree dell'Oasi, specialmente dove la profondità dell'acqua è generalmente più bassa, con tendenza ad andare in secca durante l'estate;
- potenziali episodi di anossia delle acque legati alla presenza di nutrienti, con conseguente perdita di fauna ittica;
- presenza di idrogeno solforato nelle acque in alcune zone dell'Oasi, potenzialmente generato da crisi anossiche;
- presenza di specie ittiche alloctone potenzialmente dannose, come il siluro, la carpa, la pseudorasbora e la gambusia;
- eccessiva torbidità delle acque, potenzialmente legata all'attività di alcune specie di pesce, come la carpa;
- quasi totale assenza di vegetazione acquatica, potenzialmente legata all'eccessiva torbidità o all'eccessivo pascolamento di alcune specie di pesce;
- presenza di altre specie animali alloctone invasive, come il gambero della Louisiana e la nutria, con potenziali effetti negativi sulla fauna autoctona e sulla struttura morfologica degli habitat;
- presenza di specie vegetali alloctone e invasive, come *R. pseudoacacia* e *B. halimifolia*, che minacciano la conservazione e il recupero degli habitat prioritari presenti nell'Oasi;
- elevata estensione di aree coperte da rovi.

In particolare, in questo studio si è deciso di focalizzarsi sulle problematiche sicuramente esistenti o potenziali che riguardano direttamente le acque e la fauna che le popolano.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Area di Studio

Lo studio è stato svolto all'interno dell'Oasi WWF di Valle Averno, e ha riguardato prevalentemente le acque dolci che scorrono per i canali e per gli stagni interni alla valle. Sono state inizialmente selezionate 32 stazioni distribuite per l'area dell'intera Oasi (**figura 22**), coprendo le diverse zone della valle e tutte le diverse tipologie di ambienti presenti. Dopo un primo rilevamento di screening su tutte le stazioni, ne sono state scelte 11 su cui focalizzare lo studio, ritenute maggiormente rilevanti in base ai dati ottenuti dal primo rilevamento, considerando le diverse caratteristiche degli habitat, la posizione e la funzionalità dei punti in cui erano localizzate le stazioni.



Figura 22. Cartina di Valle Averno con localizzate tutte le 32 stazioni inizialmente selezionate.

Tra le stazioni selezionate (**figura 23**) su cui concentrare gli sforzi di campionamento vi è la V18, situata nel punto in cui l'acqua entra in valle dal Canale Novissimo, scelta principalmente proprio per analizzare le caratteristiche dell'acqua e le specie di fauna ittica entranti in valle. La stazione V27, situata in un piccolo corpo d'acqua circolare, è rilevante poiché vi ci confluisce l'acqua che, dopo essere entrata in valle, ha fluito per tutta la parte sud dell'Oasi; risulta quindi interessante per comprendere come cambiano le caratteristiche dell'acqua dopo aver fluito per tutta la parte

meridionale della valle. Le stazioni V2 e V14 sono state selezionate sulla base di conoscenze pregresse riguardo l'abbondante presenza della testuggine palustre europea. È poi stata considerata la zona centrale della valle, in cui sono presenti degli stagni con acqua più calma rispetto a molti canali e con una circolazione dell'acqua piuttosto limitata. In questa zona sono quindi state scelte le stazioni V12, su un canale che confluisce sugli stagni centrali, nei quali sono state individuate due stazioni: V8 e V10. È stato poi considerato il canale che esce da quest'area centrale, su cui è collocata la stazione V7, per comprendere come variano le caratteristiche dell'acqua dopo il passaggio per una zona con acqua maggiormente stagnante. Il canale considerato torna poi verso sud, ma non prima di essere passato per una zona di canneti, dopo la quale è situata la stazione V9, rilevante per verificare il ruolo della vegetazione acquatica. La stazione V28, localizzata in linea d'aria vicino al punto d'ingresso dell'acqua in valle, è stata scelta poiché, malgrado la sua posizione, le acque che vi fluiscono hanno ormai percorso quasi tutta l'Oasi e di conseguenza le sue caratteristiche dovrebbero essere potenzialmente ben distinte da quelle dell'acqua che arriva dal Canale Novissimo. Infine, è stata considerata la stazione V31, in cui l'acqua transita per essere poi scaricata in laguna. Durante la campagna di maggio, e successivamente da luglio, è stata riconsiderata per lo studio anche un'ulteriore stazione di quelle iniziali: V15, poiché dall'osservazione in campo le sue acque sono sembrate particolari e interessanti ai fini dello studio.



Figura 23. Cartina di Valle Averte con le 12 stazioni su cui si è concentrato lo studio.



Figura 24. Uno dei tanti canali circondati da vegetazione presenti in Valle Averte

La circolazione dell'acqua per Valle Averte è piuttosto complessa (**figura 25**) e regolata dall'apertura e dalla chiusura di numerose chiaviche presenti. L'acqua dolce entra nella valle dal Canale Novissimo in unico e singolo punto (V18), per poi scorrere per tutta la parte sud e confluendo, al termine del giro nell'area meridionale della valle, nel piccolo stagno in cui è localizzata la stazione V27. Da questo punto l'acqua risale verso nord attraverso due percorsi distinti:

Nel primo percorso l'acqua percorre il canale rettilineo che passa per il centro della valle e, arrivata a nord, svolta verso destra passando nei pressi della zona dov'è situata la stazione V2, per poi riscendere verso sud fino a raggiungere V14, dove l'acqua può essere scaricata nel Lago Ancillotto. Il canale per cui l'acqua fluisce durante questo percorso passa solo nei pressi della stazione V2, senza però attraversarla, questa infatti è collocata in un piccolo specchio d'acqua da cui parte un canale che si dirige verso nord-est, ma che rimane escluso dal circuito dell'acqua che scorre per tutta la valle; di conseguenza, questa stazione risulta essere una delle più peculiari tra quelle in cui è stato condotto lo studio, nonché l'unica in cui l'acqua presente ha una salinità più elevata rispetto al resto delle stazioni, essendo l'acqua isolata dal resto delle acque dell'Oasi.

L'altro percorso compiuto dell'acqua che risale verso nord a partire da V27 è decisamente più disomogeneo, attraverso un canale che sale a zig-zag, passando per la stazione V12 e poi per gli stagni in cui sono localizzate le stazioni V10 e V8, per poi giungere nei pressi della stazione V7. Da quel punto il canale svolta a sinistra e, dopo aver attraversato un'area con canneto, riscende in maniera rettilinea

verso sud, passando per V9 e arrivando fino a V28, per poi risalire nuovamente dal canale parallelo affianco alla Strada Statale “Romea”, che torna verso nord fino a raggiungere V31, da cui parte l’unico scarico in laguna attraverso la proprietà di un vicino.

Oltre all’unico scarico di acqua in laguna, sono poi presenti tre scarichi nel Lago Ancillotto, uno dei quali è localizzato in prossimità della stazione di campionamento aggiuntiva V15.

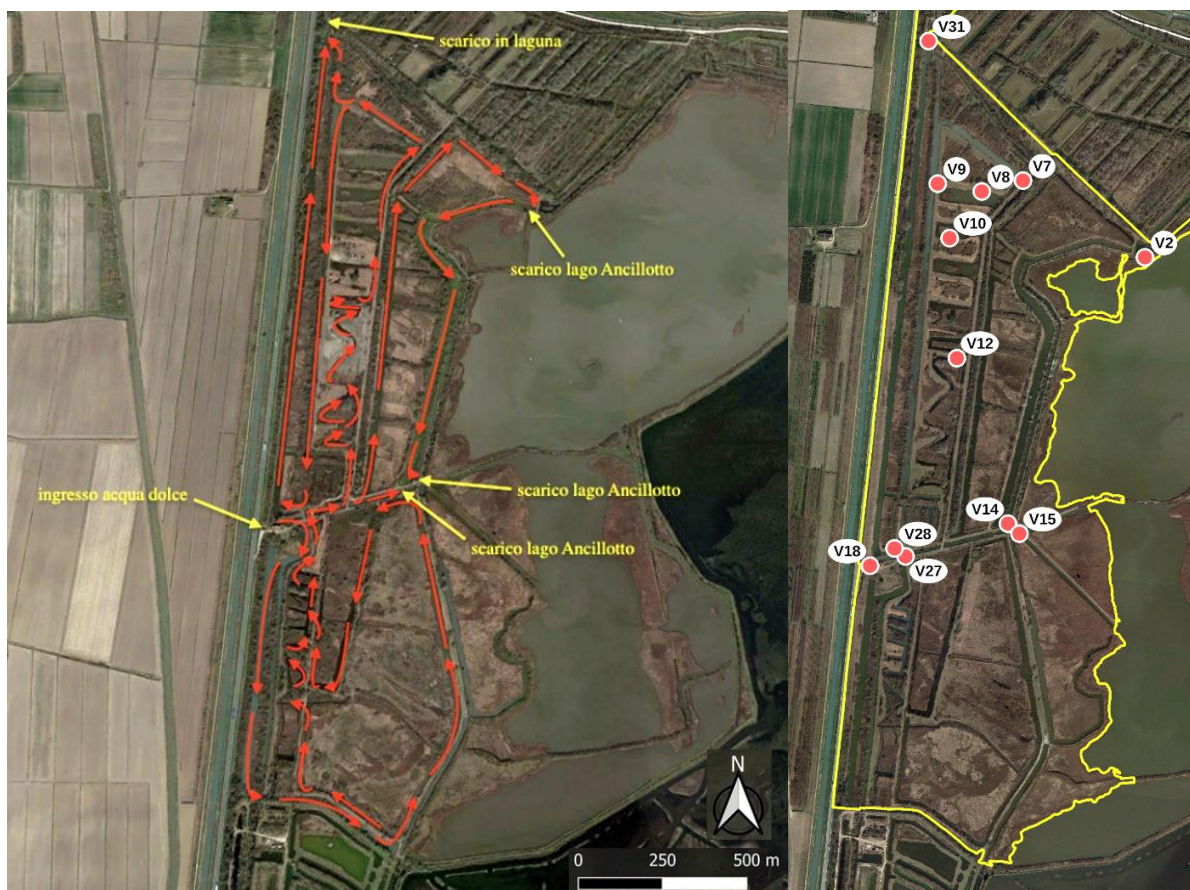


Figura 25. Cartina di Valle Averte con indicato il senso della circolazione delle acque internamente all’Oasi (sinistra; fonte: SELC), confrontata con la cartina in cui sono indicate le stazioni in cui si è concentrato lo studio (destra).

Le attività pratiche di rilevamento e campionamento in campo sono state effettuate a partire da marzo 2022 e si sono concluse a settembre 2022 (**tabella 1**). L’arco di tempo considerato comprende il periodo più caldo dell’anno, e quindi anche il periodo potenzialmente più critico dell’anno, quando è più probabile che si sviluppino diverse problematiche. Le attività svolte hanno compreso il rilevamento dei parametri dell’acqua attraverso una sonda multi-parametrica (da marzo a settembre), il posizionamento di sonde di temperatura per la registrazione in continuo (da giugno a settembre), la raccolta di campioni d’acqua per l’analisi di nutrienti, clorofilla e fitoplancton (da aprile a settembre),

la raccolta di campioni per l'analisi dello zooplancton (maggio e luglio) e il campionamento della fauna acquatica (da giugno a settembre).

Tabella 1. Resoconto delle diverse attività svolte durante ciascun mese di rilevamento e campionamento.

Attività svolte:	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Settembre
Rilevamenti con la sonda multiparametrica	X	X	X	X	X	X
Analisi della clorofilla	-	X	X	X	X	X
Analisi dei nutrienti	-	X	X	X	X	X
Campionamento del fitoplancton	-	X	X	X	X	X
Campionamento dello zooplancton	-	-	X	-	X	-
Campionamento della fauna acquatica	-	-	-	X	X	X

2.2 Rilevamenti con la sonda multi-parametrica

Durante ogni campagna di campionamento, sono stati rilevati con una sonda multiparametrica (Hanna Instrument 9829; **figura 26**), i seguenti parametri chimico-fisici dell'acqua: temperatura (± 0.01 °C), pH (± 0.01), salinità (± 0.01 psu), ossigeno disciolto (± 0.1 saturazione / ± 0.01 mg/l) e torbidità (± 0.1 fnu). Durante la campagna di marzo 2022 sono stati registrati i dati di tutte le 32 stazioni selezionate inizialmente. A partire dalla seguente campagna, tuttavia, sono stati registrati solo i dati delle 11 stazioni selezionate come più rilevanti ai fini dello studio, e, nel mese di maggio e successivamente da luglio, anche della stazione V15.



Figura 26. Sonda multi-parametrica utilizzata per effettuare i rilevamenti (sinistra); fase di rilevamento in campo dei parametri chimico-fisici delle acque di Valle Averte (destra).

I dati raccolti sono stati elaborati per la creazione di tabelle e grafici utilizzando il software Microsoft Excel, al fine di valutare l'andamento temporale dei parametri misurati. Inoltre, utilizzando il software RStudio è stata eseguita un'analisi delle componenti principali (PCA) per valutare la similitudine e le differenze tra le diverse stazioni nel tempo.

2.3 Rilevamento continuato della temperatura

La temperatura è sicuramente uno dei parametri più importanti per le acque, soprattutto d'estate, quando si raggiungono i picchi massimi, potenzialmente pericolosi per la fauna acquatica che popola i canali e gli stagni della valle. Per avere dunque un quadro più completo sull'andamento della temperatura nelle 11 stazioni considerate, in giugno sono state posizionate delle sonde (HOBO MX2201 Pendant, **figura 27**) che misurano la temperatura dell'acqua ad intervalli temporali fissi: in questo caso è stato scelto di misurare il dato ogni 30 minuti. Le sonde sono state accese, configurate ed è stata fatta partire la registrazione, sono quindi state legate a dei pali con delle fascette e i pali sono stati piantati in punti in cui l'acqua era abbastanza profonda da evitare che le sonde si ritrovassero fuori dall'acqua in caso di abbassamento del livello idrico. Le sonde sono state lasciate in acqua da giugno a settembre 2022, per coprire il periodo con le temperature massime, e quindi potenzialmente più critico.

I dati raccolti sono stati elaborati per la creazione di grafici utilizzando il software Microsoft Excel, al fine di valutare l'andamento temporale della temperatura misurata in maniera costante.



Figura 27. Una delle sonde di temperatura che sono state posizionate nelle 11 stazioni di Valle Averno con il fine di monitorare costantemente le variazioni della temperatura delle acque.

2.4 Analisi della clorofilla

Per l'analisi della clorofilla (**figura 28**), l'acqua è stata raccolta con un secchio, calato nelle stazioni di campionamento facendo attenzione a non toccare il fondo per ridurre la risospensione dei sedimenti per non alterare la composizione naturale dell'acqua. Attraverso l'utilizzo di una siringa sono poi stati filtrati 200 mL di acqua su un filtro Whatman GF/F di 47 mm di diametro e porosità di 0,7 μm , precedentemente posto nel portafiltro, dopo essere stato bagnato. Il filtro è stato poi rimosso con l'ausilio di una pinzetta e ripiegato per essere posto in una provetta, etichettata con data e sito di campionamento, poi conservata in congelatore fino al momento dell'analisi. In alcuni casi, quando l'acqua era particolarmente ricca di clorofilla e il filtraggio di 200 mL su un solo filtro risultava difficile, sono stati utilizzati due filtri per una singola stazione di campionamento.



Figura 28. Filtro pulito posizionato sul portafiltro (sinistra); fase di filtraggio dell'acqua (centro); filtro post filtraggio da portare in laboratorio per effettuare l'analisi della clorofilla (destra).

In laboratorio è stata poi determinata la concentrazione della clorofilla nell'acqua attraverso il metodo fluorimetrico proposto da Lorenzen (1966) (**figura 29**). I filtri precedentemente congelati sono stati scongelati al buio; ad ogni provetta contenente il filtro sono quindi stati aggiunti 9 mL di acetone al 90%, e le provette sono state immerse in un bagno ad ultrasuoni con acqua fredda per mezz'ora (due cicli da 15 minuti), al fine di far staccare la clorofilla dal filtro e metterla in sospensione nell'acetone. Le provette sono quindi state riposte al buio per una notte, e il giorno seguente si è proceduto con l'analisi. I filtri sono stati estratti dall'acetone e strizzati sul bordo della provetta. Le provette sono quindi state poste in una centrifuga per 15 minuti e successivamente è stata prelevata con una pipetta la parte superiore del centrifugato, evitando di intorbidire i campioni e di muovere il fondo, che è poi stata versata nella provetta adeguata all'analisi nel fluorimetro. Lo strumento utilizzato per le analisi è il Trilogy Laboratory Fluorometer della Turner Designs. Il fluorimetro è stato acceso ed è stato

selezionato il modulo Chl-A ed è stato letto il valore del bianco (acqua deionizzata). A questo punto, utilizzando il fluorimetro è stato letto il valore per ciascun campione, espresso in RFU. Successivamente, ad ogni provetta del fluorimetro, e al bianco, sono state aggiunte 4-5 gocce di HCl 0,66M, ed è stata effettuata una seconda lettura di fluorescenza. Il valore di clorofilla ottenuto dall'analisi col fluorimetro è espresso in RFU.



Figura 29. Postazione del laboratorio con fluorimetro, e centrifuga, strumenti necessari per l'analisi della clorofilla (sinistra); fluorimetro utilizzato (destra).

L'analisi dei dati ha previsto innanzitutto una conversione del valore di clorofilla ottenuto dall'analisi col fluorimetro in RFU a $\mu\text{g/L}$. Attraverso l'utilizzo del software Microsoft Excel sono poi stati creati tabelle e grafici per valutare l'andamento del parametro nel tempo. Successivamente, considerando anche i parametri chimico-fisici, utilizzando il software RStudio è stata eseguita un'analisi delle componenti principali (PCA) per valutare la similitudine e le differenze tra le diverse stazioni nel tempo.

2.5 Analisi dei nutrienti

Per quanto riguarda l'analisi dei nutrienti, sono state misurate le concentrazioni di ammoniaca, nitrati e fosforo. A tale fine, l'acqua è stata raccolta con un secchio, calato nelle stazioni di campionamento facendo attenzione a non toccare il fondo per ridurre la risospensione dei sedimenti per non alterare la composizione naturale dell'acqua. Per l'analisi dei nutrienti è stata raccolta in un barattolo con sottotappo da 250 mL l'acqua filtrata per l'analisi della clorofilla (200mL). I barattoli, dopo essere stati etichettati con data e sito di campionamento, sono stati riposti in un frigo portatile, per poi essere portati in laboratorio, dove sono stati congelati fino al momento delle analisi.

Per l'analisi in laboratorio i campioni sono stati innanzitutto scongelati, e successivamente, utilizzato lo spettrofotometro portatile DR1900 Hach (**figura 30**), che lavora ad un intervallo di lunghezze d'onda di 340 – 800 nm, si è proseguito con l'analisi di ammoniaca, nitrati e fosforo radioattivo.

- Per l'analisi dell'ammoniaca è stato impostato il programma 385 N, Ammonia, Salic dello spettrofotometro. In una cuvetta rettangolare è stato preparato il bianco, versando 10 mL di acqua deionizzata, mentre in un'altra cuvetta sono stati versati 10 mL di campione. Ad entrambe le cuvette è stata quindi aggiunta una bustina di reagente (Ammonia Salicylate), e dopo essere state tappate, sono state agitate per dissolvere il reagente. È stato quindi avviato un timer di tre minuti per permettere alla reazione di avvenire, e, trascorso il tempo, è stata aggiunta ad entrambe le cuvette una bustina di un secondo reagente (Ammonia Cyanurate), e dopo aver agitato nuovamente le cuvette, si sono attesi 15 minuti per permettere alla reazione di avvenire. Si è quindi proceduto inserendo la cuvetta col bianco nello strumento, ed è stato impostato lo zero. A questo punto è stato quindi possibile effettuare la lettura delle cuvette contenenti il campione. Il dato è stato restituito come concentrazione (mg/L) di ammoniaca (NH₃-N), nonché come %tras e assorbanza.
- Per l'analisi dei nitrati è stato impostato il programma 353 N Nitrate MR PP dello spettrofotometro. In una cuvetta rettangolare sono stati versati 10 mL del campione ed è stata aggiunta una bustina di reagente (NitraVer 5 Nitrate Reagent). La cuvetta è stata tappata e agitata vigorosamente per un minuto, e poi lasciata riposare per 5 minuti, per far avvenire la reazione. Nel frattempo, è stato preparato il bianco, versando 10 mL di campione in un'altra cuvetta rettangolare, ed è stato impostato come zero per la lettura del campione col reagente, che è stata effettuata una volta trascorsi i 5 minuti della reazione. Dalla lettura dello strumento è stata quindi ottenuta la concentrazione (mg/L) di nitrati (NO₃-N), nonché come %tras e assorbanza.
- Per l'analisi del fosforo radioattivo è stato impostato il programma 490 P React. PP dello spettrofotometro. In una cuvetta rettangolare sono stati versati 10 mL del campione ed è stata aggiunta una bustina di reagente (PhosVer 3 Phosphate Reagent). La cuvetta è stata tappata e agitata vigorosamente per 20-30 secondi e poi lasciata riposare per 2 minuti, per far avvenire la reazione. Nel frattempo, è stato preparato il bianco, versando 10 mL di campione in un'altra cuvetta rettangolare, ed è stato impostato come zero per la lettura del campione col reagente, che è stata effettuata una volta trascorsi i 2 minuti della reazione. Dalla lettura dello strumento è stata quindi ottenuta la concentrazione (mg/L) di fosfato (PO₄³⁻), nonché come %tras e assorbanza.



Figura 30. Spettrofotometro utilizzato per le analisi dei nutrienti in laboratorio (sinistra); cuvette contenenti campioni d'acqua e reagenti per l'analisi dell'ammoniaca (destra).

Per l'analisi dei dati è stato utilizzato il software Microsoft Excel per la creazione di tabelle e grafici al fine di valutare l'andamento temporale delle concentrazioni di nutrienti nelle varie stazioni.

2.6 Campionamento e analisi del fitoplancton

Per effettuare l'analisi della comunità fitoplanctonica (**figura 31**) è stata raccolta dell'acqua con un secchio, calato nelle stazioni di campionamento facendo attenzione a non toccare il fondo per ridurre la risospensione dei sedimenti per non alterare la composizione naturale dell'acqua. Il più rapidamente possibile, prima che la comunità fitoplanctonica sedimentasse, sono stati raccolti circa 200 mL di acqua in un barattolo con sottotappo da 250 mL, e sono stati aggiunti circa 10-12 mL di lugol. Il barattolo, etichettato con data e sito di campionamento, è quindi stato rovesciato delicatamente per permettere al fissativo di diffondersi uniformemente, e successivamente riposto in un frigo portatile, per poi essere portato in laboratorio per le analisi.

In laboratorio i campioni d'acqua sono stati osservati al microscopio ottico invertito secondo il metodo Utermöhl (1958) al fine di determinare la composizione tassonomica dei principali taxa algali. Per analizzare il campione è stato innanzitutto necessario randomizzarlo, capovolgendo la bottiglia almeno 100 volte, lentamente per evitare che gli organismi più delicati o coloniali venissero danneggiati. Prima di osservare i campioni al microscopio si è quindi proceduto con la sedimentazione del fitoplancton su camere combinate, che consistono in un cilindro di sedimentazione di capacità di 5, 10 o 25 ml, accoppiato ad una camera di base da un volume di 3 ml, avente un fondo di vetro di spessore pari a quello di un vetrino coprioggetto, (0,13-0,16 mm), che consente l'osservazione del materiale con microscopio invertito. Una volta ritenuta completata la sedimentazione di tutti gli

organismi, dopo 3-5 ore per ogni centimetro di altezza del cilindro, si è proceduto con il conteggio. Il microscopio invertito o rovesciato è normalmente impiegato per l'identificazione e il conteggio delle microalghe perché la fonte luminosa (50–100 W) e il condensatore illuminano il materiale in osservazione dall'alto mentre il revolver con gli obiettivi è posto al di sotto del tavolino traslatore. Poiché la taglia della maggior parte delle cellule osservate è compresa tra 3 e 50 μm , il conteggio è stato effettuato con ingrandimento finale di almeno 400x ed è stato fatto su un certo numero di campi di dimensioni corrispondenti al campo visivo o all'area del reticolo inserito nell'oculare. Per ogni campione sono stati esaminati campi casuali, tanti fino al raggiungimento di 200 cellule conteggiate.

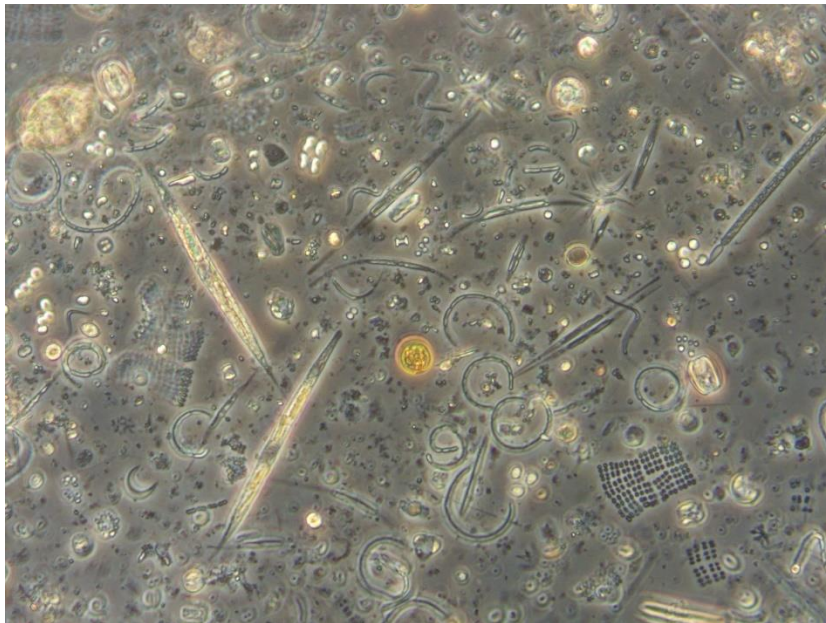


Figura 31. Comunità fitoplanctonica osservata al microscopio.

2.7 Campionamento dello zooplancton

Durante due delle campagne effettuate nell'ambito di questo studio (maggio e luglio) sono stati raccolti in tutte le stazioni selezionate anche dei campioni di zooplancton. Tale operazione è stata effettuata per mezzo del filtraggio di 50 L d'acqua (5 secchi da 10 L) attraverso un retino conico per zooplancton (**figura 32**), con una maglia da 160 μm . Il campione, confluito nel collettore del retino, è poi stato raccolto in barattoli da 200 mL e fissato in formaldeide al 5% in volume. I campioni prelevati non sono stati analizzati ai fini della presente tesi, ma sono stati portati e conservati in laboratorio per future analisi che potranno essere utili per fornire un quadro ancora più chiaro e dettagliato sulle caratteristiche delle acque dell'Oasi.



Figura 32. Retino conico utilizzato in campo per il campionamento dello zooplancton.

2. 8 Campionamento e analisi della fauna acquatica

Il campionamento della fauna acquatica è stato svolto per valutare la presenza e l'abbondanza delle specie acquatiche neotoniche in differenti habitat della Valle. Sono inizialmente state effettuate alcune pesche preliminari con nasse e con un bilancino (1 x 1 m), tra i mesi di marzo e giugno. Successivamente, sono state selezionate dieci stazioni, che differiscono per caratteristiche e posizione all'interno della Valle, per effettuare uno studio della fauna neotonica mantenendo lo sforzo di campionamento costante. Sono state eseguite tre campagne di campionamento, una a giugno, una a luglio e una a settembre. Ogni mese, per ogni stazione sono state posizionate quattro nasse, due a maglia più grande e due a maglia più piccola (**figura 33**), in modo da differenziare le taglie degli esemplari pescati. Le nasse a maglia fine utilizzate erano di forma rettangolare con dimensioni di 25 x 25 x 40 cm, maglia di 0,4 cm di lato e avevano un'apertura circolare per l'entrata della fauna del diametro di 7 cm. le nasse a maglia più grande erano invece cilindriche, con lunghezza di 60 cm, diametro di 30 cm e maglia di 1 cm di lato, mentre l'apertura aveva un diametro di 13 cm. Le nasse sono state posizionate nel tardo pomeriggio e ritirate la mattina del giorno successivo, in modo che restassero in acqua per circa 15-16 ore. Le nasse sono state innescate con un mix di pane, pellet e pesce (sarde o alici). Per ogni sito di campionamento le nasse sono state posizionate a distanza di qualche metro l'una dall'altra, ma non sempre a distanze regolari, bensì in base all'accessibilità del sito. Le nasse venivano posizionate assicurandosi che un angolo sporgesse sempre oltre il pelo dell'acqua, in modo da permettere agli eventuali esemplari di testuggine palustre catturati di poter risalire in superficie per respirare.



Figura 33. Nasse utilizzate per il campionamento della fauna acquatica in Valle Averno: nassa a maglia più fina (sinistra) e nassa a maglia più grossa (destra).

Gli esemplari di *Emys orbicularis* (**figura 34**) catturati con le nasse, sono stati misurati in campo (lunghezza del piastrone) con un metro avvolgibile ($\pm 0,1$ cm), e quando possibile ne è stato determinato il sesso, per poi essere immediatamente rilasciati. Pesci e crostacei sono invece stati portati in laboratorio per l'identificazione e la misurazione.



Figura 34. Esemplare di *E. orbicularis* fotografato prima di essere rilasciato (sinistra); altri quattro esemplari della specie capovolti per effettuare la misurazione della lunghezza del piastrone prima di essere rilasciati (destra).

In laboratorio, i campioni di fauna neotonica (pesci e crostacei decapodi) (**figura 35** e **figura 36**) sono stati di volta in volta tolti dal congelatore e lasciati scongelare in frigorifero a circa 6°C. Ogni singolo individuo appartenente a ciascun campione è stato identificato fino a livello di specie utilizzando la letteratura e l'iconografia scientifica sull'argomento (Ganfdolfi et al., 1991; Ladiges & Vogt, 1986; Kottelat & Freyhof, 2007), utilizzando uno stereomicroscopio (Nikon SMZ 745, 6,7x-50x) per facilitare l'osservazione dei caratteri distintivi delle singole specie. Ogni individuo campionato è stato successivamente pesato (Peso umido totale, TW) con una bilancia tecnica ($\pm 0,001$ g) e misurato (Lunghezza standard, SL) con un calibro ($\pm 0,01$ mm). Per lunghezza standard si intende la lunghezza dalla punta del capo all'inizio della pinna caudale. Nel caso fossero stati campionati più di 100 individui

di una singola specie, sono stati pesati e misurati solo i primi 100 esemplari ed i rimanenti sono stati pesati assieme per quantificare la biomassa totale.

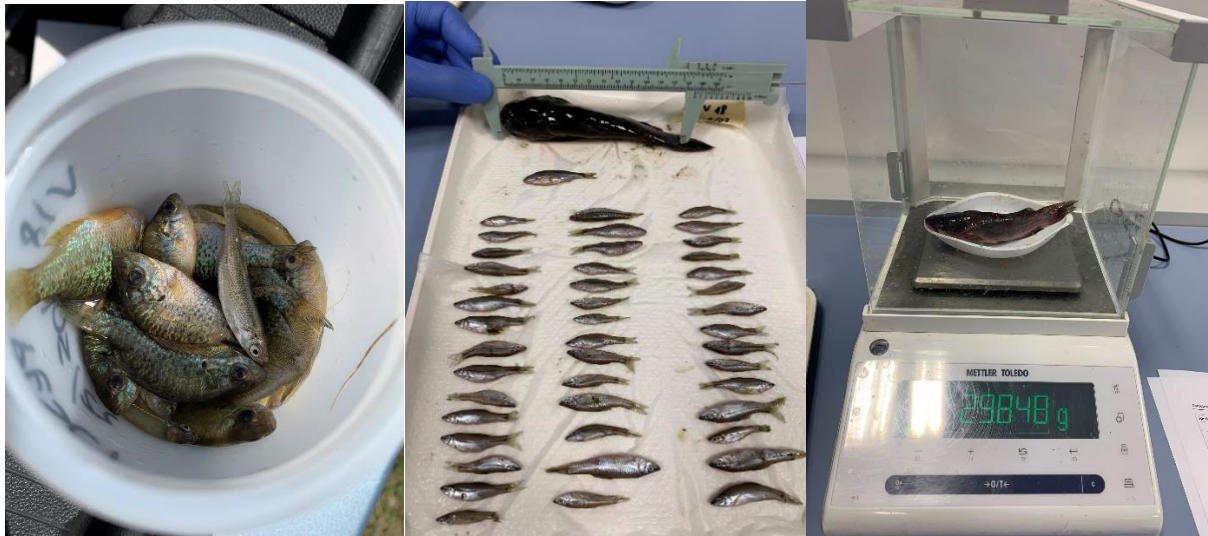


Figura 35. Fauna ittica campionata nelle acque di Valle Averno (sinistra) poi identificata in laboratorio, dove sono anche state eseguite le misurazioni della lunghezza standard utilizzando un calibro (centro) e del peso attraverso l'uso di una bilancia elettronica (destra).

Per quanto riguarda in particolare l'analisi dei campioni di *Procambarus clarkii* (figura 36), ogni individuo è stato analizzato per la determinazione del sesso, pesato (Peso umido totale, TW) con una bilancia tecnica ($\pm 0,001$ g) e misurato con un calibro ($\pm 0,01$ mm). Le misure effettuate hanno compreso la lunghezza del corpo (Body length, LB), la lunghezza del carapace (Carapace length, LC) e l'ampiezza del carapace (Carapace width, W_c), come proposto da Yi et al. 2020.



Figura 36. Esemplari di *P. clarkii* portati in laboratorio e disposti nei vassoi per essere analizzati.

L'analisi dei dati ha compreso l'utilizzo del software Microsoft Excel per la creazione di tabelle e grafici utilizzando i valori di abbondanza e biomassa degli individui delle specie di fauna acquatica catturati tra i mesi di giugno e settembre nelle diverse stazioni. Sono state effettuate analisi più specifiche per i diversi periodi di campionamento, cumulando le abbondanze e le biomasse complessive di tutte le stazioni per ciascuna specie nei tre mesi. Sono poi state effettuate analisi più specifiche per stazione, cumulando le abbondanze e le biomasse complessive di tutti i mesi per ciascuna specie. Per l'analisi di *P. clarkii* è stata inoltre calcolata la biomassa media individuale per gli esemplari di ciascuna stazione nei tre mesi.

3. RISULTATI

3.1 Parametri chimico-fisici

Nella **tabella 2** sono riportati i dati relativi ai parametri di maggior interesse misurati durante la campagna di rilevamento preliminare effettuata all'inizio dello studio (18 marzo 2022) su 32 stazioni, per ognuna delle quali sono state riportate le coordinate GPS, l'orario del rilevamento, e un codice identificativo univoco per ciascuna.

Tabella 2. Dati registrati a marzo nelle 32 stazioni iniziali in Valle Averte attraverso l'utilizzo della sonda multi-parametrica. Sono stati riportati un codice identificativo per ciascuna stazione, l'orario del rilevamento, la temperatura in °C, il pH, la salinità in psu, l'ossigeno disciolto in %, la torbidità in FNU e le coordinate GPS di latitudine e longitudine.

ID	Time	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	Turb.FNU	GPS Lat.	GPS Long.
V1	09:31:10	10,31	7,77	1,46	62,59	45,65	45.35856° N	12.14355° E
V2	09:34:56	9,65	8,47	10,49	115,82	59,20	45.35839° N	12.14392° E
L1	09:42:46	10,39	7,91	1,46	59,96	87,33	45.35842° N	12.14344° E
V3	09:50:51	9,67	7,88	1,35	67,62	34,94	45.35817° N	12.14093° E
V4	09:59:41	9,69	8,08	1,81	57,10	11,39	45.35712° N	12.14170° E
V5	10:19:25	10,74	7,90	1,54	67,47	18,14	45.35977° N	12.14114° E
V6	10:28:56	9,73	7,68	0,73	32,70	5,08	45.35988° N	12.14074° E
V7	10:31:29	9,87	7,70	1,16	38,10	44,00	45.35978° N	12.14053° E
V8	10:37:47	10,99	7,89	1,16	59,48	42,75	45.35954° N	12.13941° E
V9	10:43:47	10,57	7,81	1,12	54,45	72,71	45.35966° N	12.13821° E
V10	10:48:34	10,72	7,79	1,17	47,11	78,47	45.35863° N	12.13858° E
V11	11:15:51	10,64	7,82	1,23	34,95	28,58	45.35821° N	12.13948° E
V12	11:24:07	10,88	7,81	1,47	60,87	25,97	45.35633° N	12.13890° E
V13	11:34:37	10,88	7,78	0,69	53,34	14,27	45.35295° N	12.13928° E
V14	11:38:55	11,02	8,53	1,64	110,51	37,63	45.35318° N	12.14045° E
V15	11:42:24	11,26	7,96	3,00	101,79	46,26	45.35300° N	12.14077° E
V16	11:47:38	11,09	7,98	1,04	84,21	59,35	45.35298° N	12.14011° E
V17	11:51:26	11,14	7,84	0,30	63,90	50,40	45.35293° N	12.14043° E
V18	12:00:30	11,51	7,84	0,29	90,67	13,40	45.35228° N	12.13673° E
V19	12:08:46	11,19	7,56	0,43	67,05	12,57	45.35145° N	12.13807° E
V20	12:15:05	11,20	7,59	0,37	68,95	27,35	45.34950° N	12.13805° E
V21	12:18:47	11,26	7,54	0,31	71,65	22,10	45.34918° N	12.13780° E
V22	12:28:51	11,25	7,93	0,29	70,32	35,89	45.34758° N	12.13696° E
V23	12:33:21	10,39	8,17	1,32	75,81	11,37	45.34774° N	12.13714° E
V24	12:43:40	11,28	7,76	0,29	72,34	35,95	45.34692° N	12.14018° E
V25	12:47:16	10,85	7,77	24,75	52,71	13,26	45.34660° N	12.14004° E
V26	12:54:26	11,83	8,52	5,09	100,81	28,56	45.34896° N	12.14180° E
V27	13:05:14	11,52	7,93	0,68	72,21	19,92	45.35248° N	12.13769° E
V28	13:10:21	11,27	7,81	1,45	53,62	15,79	45.35263° N	12.13739° E
V29	13:23:36	11,10	8,08	2,38	88,10	22,88	45.35513° N	12.13709° E
V30	13:32:40	11,64	8,01	2,60	76,03	29,72	45.35839° N	12.13741° E
V31	13:43:54	11,77	7,87	2,78	60,27	41,16	45.36240° N	12.13782° E

È possibile notare che alcuni parametri, come la temperatura, siano risultati abbastanza costanti nei diversi siti, altri, come la salinità e l'ossigeno disciolto, erano estremamente variabili. Il range di temperatura registrata non era molto ampio e si estendeva dai 9,65°C misurati in V2, agli 11,77°C

misurati in V31 e tendenzialmente sembrava aumentare con il passare delle ore durante le quali si è svolta la misurazione dei parametri. Se tutti i rilevamenti fossero stati eseguiti alla stessa ora è quindi probabile che il range di temperature misurate sarebbe stato ancora minore. Il pH risultava invece più variabile, in un intervallo che va da 7,54 di V21 a 8,53 di V14. Complessivamente tutte le acque sono risultate leggermente basiche. La salinità è risultata piuttosto variabile nei diversi siti campionati. La maggior parte delle stazioni presentavano valori compresi tra l'1 e il 2‰, in molte anche più bassi, mentre altre presentavano valori maggiori, fino al 24,95‰ registrato in V25. Quasi tutte le acque interne di Valle Averte, secondo la classificazione fornita nel DM 131/2008, possono quindi essere definite oligoaline, in quanto presentavano una salinità inferiore 5‰; un paio di stazioni, con salinità tra il 5 e il 20‰ risultavano invece essere mesoaline, mentre solo la stazione V25 poteva essere considerata come polialina (salinità tra il 20 e il 30‰). L'ossigeno disciolto è risultato essere molto variabile, in un intervallo che andava da un minimo di 32,70% in V6 ad un massimo di 115,82% in V2, coprendo abbastanza omogeneamente tutto il range di valori intermedi. Anche la torbidità è risultata abbastanza variabile, andando da un minimo di 5,08 FNU in V6, ad un massimo di 87,33 FNU in L1. Quest'ultima è stata l'unica stazione di rilevamento collocata in uno degli specchi vallivi dell'Oasi, in quanto lo studio è stato incentrato sui corpi idrici più interni (ex peschiere). Nella **tabella 2** sono inoltre evidenziate le 11 stazioni che per le loro caratteristiche sono poi state scelte per le fasi successive dello studio. Di seguito vengono analizzati gli andamenti dei parametri rilevati in queste stazioni durante l'intero periodo di studio.

Temperatura

Nella **tabella 3** sono riportati tutti i valori di temperatura registrati nelle sei giornate di rilevamento tra marzo e settembre 2022. Com'è evidente anche dalla **figura 37**, l'andamento della temperatura nei mesi era pressoché sovrapponibile in tutte le stazioni. L'unico dato che si discosta un po' di più dagli altri è il valore della temperatura di luglio in V14, che è risultato particolarmente elevato (30,36 °C), tra i mesi di luglio e settembre, però, il canale lungo il quale è localizzata questa stazione era quasi completamente in secca. Complessivamente si sono registrate le temperature minime in marzo (da 9,65 a 11,77 °C), per poi aumentare fino a giugno e luglio, mesi in cui le temperature hanno raggiunto i valori più elevati (da 25,19 a 30,36 °C), per poi ricominciare a scendere leggermente in settembre.

Tabella 3. Sono stati riportati tutti i valori di temperatura (°C) registrati nelle undici stazioni oggetto di studio durante le sei campagne di monitoraggio (da marzo a settembre) con la sonda multi-parametrica.

	Temperatura [°C]					
	18-mar	27-apr	17-mag	24-giu	18-lug	06-set
V2	9,65	16,83	23,96	25,21	25,19	23,41
V7	9,87	17,88	23,80	25,97	26,08	23,41
V8	10,99	19,98	26,15	27,42	27,58	24,99
V9	10,57	19,39	24,94	26,68	26,44	24,63
V10	10,72	19,83	26,32	27,54	27,18	24,69
V12	10,88	17,08	26,51	25,91	26,61	23,27
V14	11,02	17,82	28,19	26,62	30,36	24,48
V18	11,51	16,35	23,80	27,70	28,22	24,16
V27	11,52	17,05	26,33	27,07	26,99	23,54
V28	11,27	17,27	27,01	27,08	26,28	23,37
V31	11,77	16,72	25,05	27,94	27,97	24,65

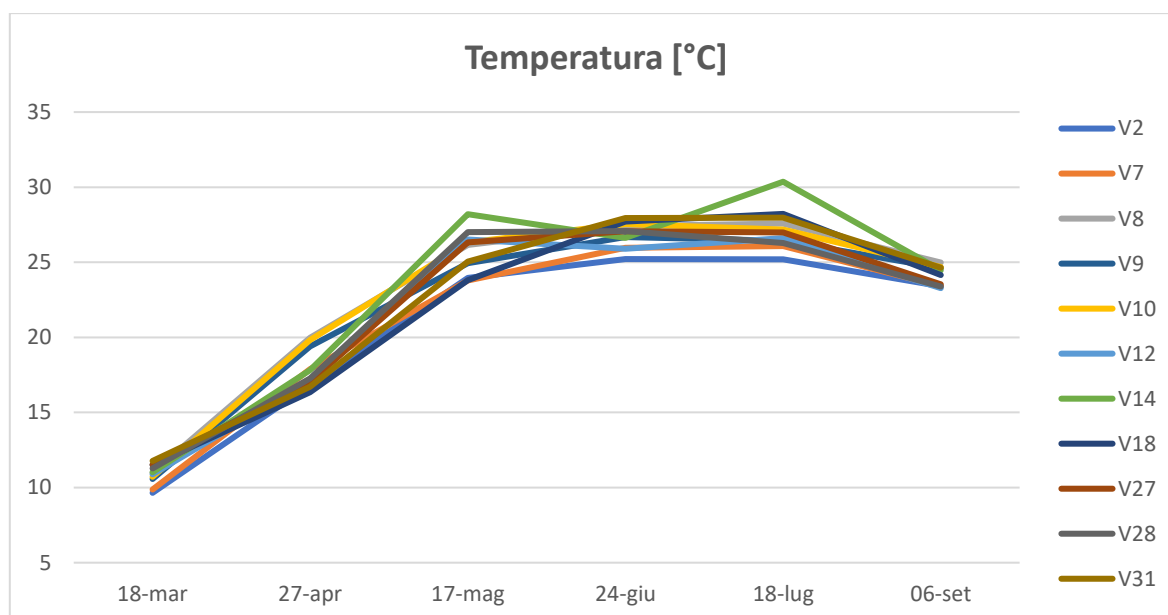


Figura 37. Il grafico mostra l'andamento temporale della temperatura (°C) durante i sei mesi di rilevamento con la sonda multi-parametrica nelle undici stazioni oggetto di studio.

pH

Nella **tabella 4** sono riportati tutti i valori di pH registrati nelle sei giornate di rilevamento tra marzo e settembre 2022. Con l'ausilio della **figura 38**, che mostra l'andamento temporale del pH nelle stazioni, è stato possibile osservare che non sembra esserci una tendenza particolare nella variazione temporale di questo parametro. Anche tra le varie stazioni non sembravano esserci evidenti differenze, con i valori di pH che oscillavano generalmente tra 7,6 e poco più di 8. Anche in questo caso, come per la temperatura, un picco massimo (9,08) è stato raggiunto nella stazione V14 nel mese

di luglio, mentre il valore inferiore mai registrato durante il periodo di rilevamento è stato 7,58 a maggio in V7.

Tabella 4. Sono stati riportati tutti i valori di pH registrati nelle undici stazioni oggetto di studio durante le sei campagne di monitoraggio (da marzo a settembre) con la sonda multi-parametrica.

	pH					
	18-mar	27-apr	17-mag	24-giu	18-lug	06-set
V2	8,47	8,21	8,02	7,93	7,84	7,79
V7	7,70	7,87	7,58	7,82	7,96	8,05
V8	7,89	8,03	7,63	7,90	8,18	8,13
V9	7,81	7,91	7,60	7,84	7,99	8,03
V10	7,79	8,13	7,61	7,81	8,15	8,07
V12	7,81	7,86	7,60	7,65	7,90	7,99
V14	8,53	7,96	8,52	8,38	9,08	8,43
V18	7,84	8,33	7,72	7,66	7,61	7,60
V27	7,93	7,95	7,61	7,86	7,82	7,76
V28	7,81	7,87	7,64	7,78	7,81	7,59
V31	7,87	7,71	7,77	7,96	8,13	7,99

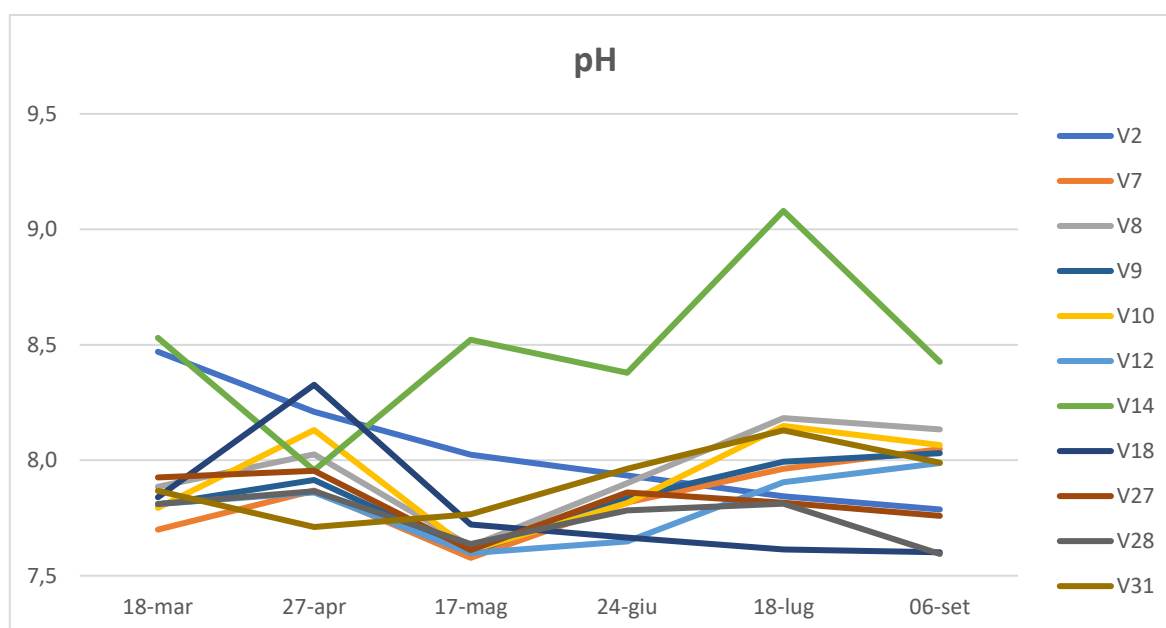


Figura 38. Il grafico mostra l'andamento temporale del pH durante i sei mesi di rilevamento con la sonda multi-parametrica nelle undici stazioni oggetto di studio.

Salinità

Nella **tabella 5** sono riportati tutti i valori di salinità registrati nelle sei giornate di rilevamento tra marzo e settembre 2022. Anche grazie alla **figura 39**, in cui è riportato la variazione temporale della salinità nelle diverse stazioni durante i mesi di rilevamento, si può notare come una stazione, V2, differiva estremamente dalle altre, in quanto la salinità in questo sito si attestava attorno al 10‰

(minimo di 8,98‰ a giugno e massimo di 10,49‰ a marzo), mentre in tutte le altre stazioni era decisamente più bassa, e generalmente tendente a 0, con l'unica eccezione della stazione V14, in cui la salinità è rimasta costante nei mesi, attorno all'1‰. Complessivamente non era evidente un particolare andamento temporale nella variazione di questo parametro, se non che nel mese di marzo la salinità risultava generalmente un po' più alta della media in tutte le stazioni, con un picco di 2,78‰ in V31, mentre i valori minori venivano registrati quasi in tutte le stazioni a giugno, ma per il resto sembravano rimanere sempre abbastanza costati in ogni stazione.

Tabella 5. Sono stati riportati tutti i valori di salinità (psu) registrati nelle undici stazioni oggetto di studio durante le sei campagne di monitoraggio (da marzo a settembre) con la sonda multi-parametrica.

	Salinità [psu]					
	18-mar	27-apr	17-mag	24-giu	18-lug	06-set
V2	10,49	9,73	10,11	8,96	10,03	10,43
V7	1,16	0,35	0,27	0,18	0,17	0,17
V8	1,16	0,36	0,27	0,17	0,16	0,16
V9	1,12	0,37	0,27	0,18	0,17	0,16
V10	1,17	0,35	0,27	0,18	0,16	0,16
V12	1,47	0,32	0,26	0,18	0,18	0,17
V14	1,64	1,45	1,35	0,52	0,73	1,68
V18	0,29	0,28	0,23	0,18	0,18	0,16
V27	0,68	0,30	0,25	0,18	0,18	0,16
V28	1,45	0,40	0,28	0,18	0,17	0,17
V31	2,78	0,51	0,32	0,19	0,17	0,22

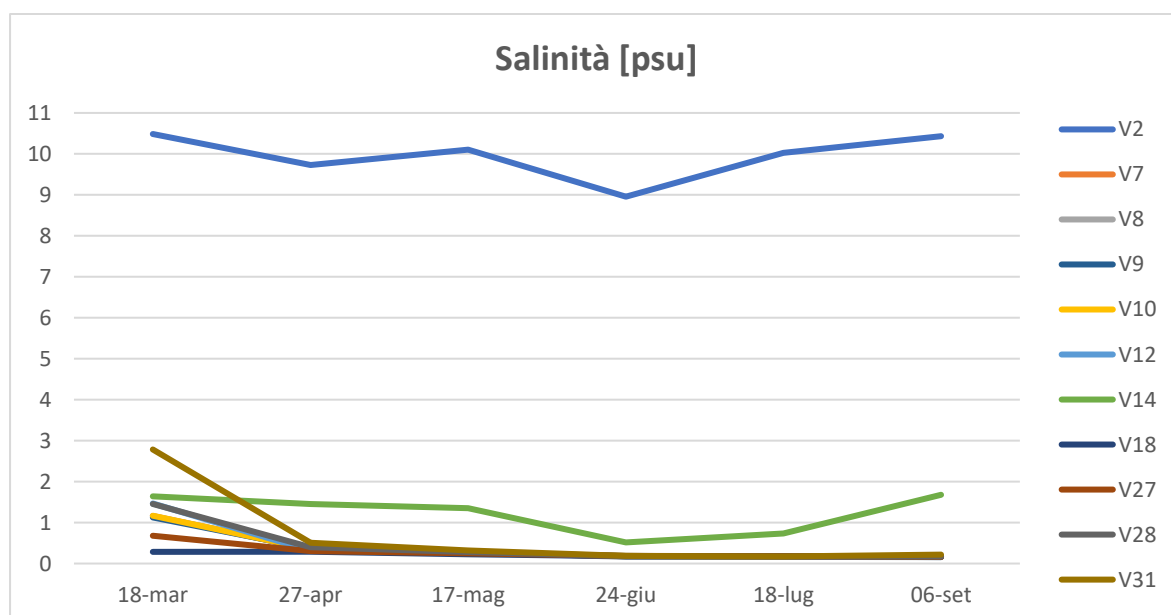


Figura 39. Il grafico mostra l'andamento temporale della salinità (psu) durante i sei mesi di rilevamento con la sonda multi-parametrica nelle undici stazioni oggetto di studio.

Ossigeno Disciolto

Nella **tabella 6** sono riportati tutti i valori di ossigeno disciolto registrati nelle sei giornate di rilevamento tra marzo e settembre 2022. Come osservabile anche dalla **figura 40**, che riporta l'andamento temporale dell'ossigeno disciolto nelle varie stazioni, questo parametro è risultato estremamente variabile e altalenante nelle varie stazioni e nel tempo. Tendenzialmente, i valori più elevati sono stati raggiunti in quasi tutte le stazioni nei mesi di aprile, giugno e settembre, e i valori più bassi nei restanti mesi, con picchi particolarmente bassi in alcune stazioni nei mesi di maggio e luglio. I valori minori registrati sono stati 14,44% in V7 a maggio e 14,04% in V2 a luglio. Il picco più alto è stato invece raggiunto in V14, dove questo parametro risultava generalmente molto alto, ad eccezione del mese di luglio, quando ha raggiunto un minimo di 25,54%. Tale picco massimo è di 184,65% ed è stato registrato a maggio, in totale controtendenza con le altre stazioni, che in questo mese registravano quasi tutte valori più bassi della media.

Tabella 6. Sono stati riportati tutti i valori di ossigeno disciolto (%) registrati nelle undici stazioni oggetto di studio durante le sei campagne di monitoraggio (da marzo a settembre) con la sonda multi-parametrica.

	Ossigeno disciolto [%]					
	18-mar	27-apr	17-mag	24-giu	18-lug	06-set
V2	115,82	56,04	31,76	29,92	14,04	57,21
V7	38,10	61,40	14,44	62,92	101,81	93,09
V8	59,48	92,09	29,64	105,26	73,61	118,30
V9	54,45	76,04	30,61	87,06	53,90	115,95
V10	47,11	92,24	35,02	83,21	49,08	111,99
V12	60,87	47,41	43,37	40,57	23,53	62,84
V14	110,51	76,53	184,65	130,78	25,54	118,12
V18	90,67	76,53	71,38	63,95	38,17	65,36
V27	72,21	48,13	63,71	83,58	32,86	79,40
V28	53,62	39,87	40,81	69,76	33,53	65,05
V31	60,27	67,68	42,47	73,82	30,84	72,33

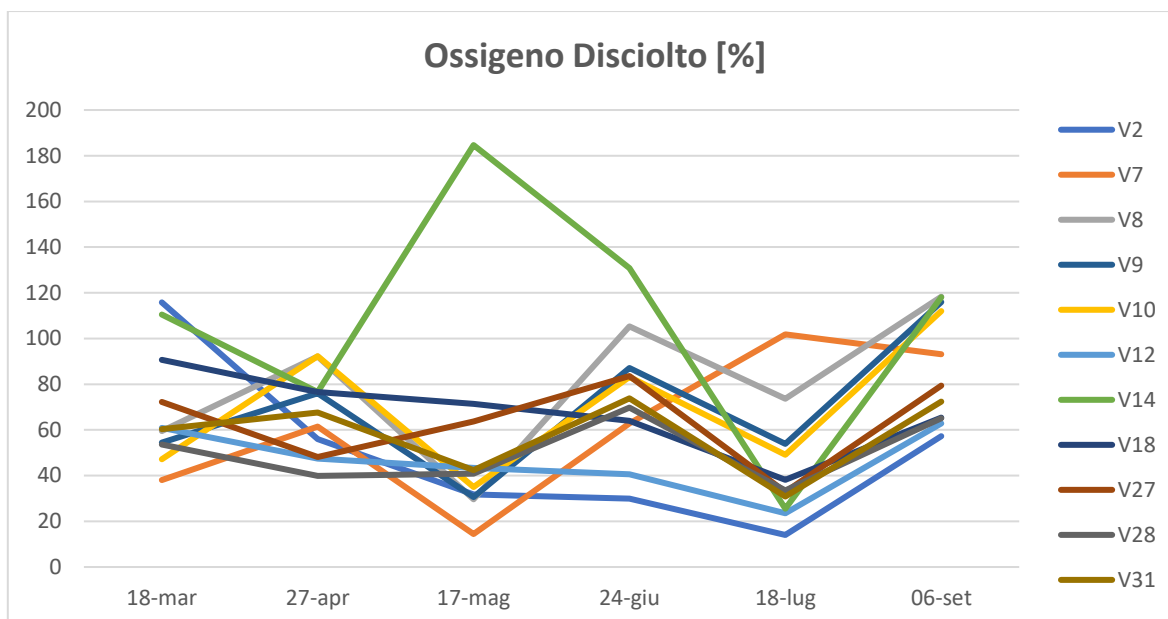


Figura 40. Il grafico mostra l'andamento temporale dell'ossigeno disciolto (%) durante i sei mesi di rilevamento con la sonda multi-parametrica nelle undici stazioni oggetto di studio.

Torbidità

Nella **tabella 7** sono riportati tutti i valori di torbidità registrati nelle sei giornate di rilevamento tra marzo e settembre 2022. Nella **figura 41** è riportato l'andamento temporale della torbidità nelle varie stazioni. Si può notare che tendenzialmente il valore di questo parametro è risultato compreso tra i 10 e 100 FNU in quasi tutte le stazioni, con un valore minimo registrato di 6,50 FNU nella stazione V18 in luglio. Generalmente proprio la stazione V18 presentava mediamente i valori di torbidità meno elevati rispetto alle altre stazioni. In pochi casi sono stati superati valori di 100 FNU, e quasi sempre ciò è avvenuto nelle stazioni V2 e V14, che mediamente presentavano una torbidità più elevata delle altre stazioni, con un picco di 588,04 FNU registrato in luglio proprio in V2. Complessivamente non era osservabile un particolare andamento temporale di questo parametro, sebbene tutti i picchi massimi siano stati registrati tra giugno, luglio e settembre.

Tabella 7. Sono stati riportati tutti i valori di torbidità (FNU) registrati nelle undici stazioni oggetto di studio durante le sei campagne di monitoraggio (da marzo a settembre) con la sonda multi-parametrica.

	Torbidità [FNU]					
	18-mar	27-apr	17-mag	24-giu	18-lug	06-set
V2	59,20	37,05	36,57	314,52	588,04	215,23
V7	44,00	43,82	18,27	52,14	32,91	20,86
V8	42,75	32,91	38,04	222,23	41,79	18,65
V9	72,71	37,65	54,34	33,04	86,57	49,15
V10	78,47	18,23	43,49	71,21	73,31	9,40
V12	25,97	7,63	10,66	11,85	31,42	14,37
V14	37,63	67,58	159,23	97,86	233,92	277,67
V18	13,40	18,87	20,25	10,75	6,50	38,33
V27	19,92	9,53	25,91	23,39	17,71	19,01
V28	15,79	32,07	38,00	64,34	50,95	36,02
V31	41,16	15,72	28,17	53,81	53,61	54,42

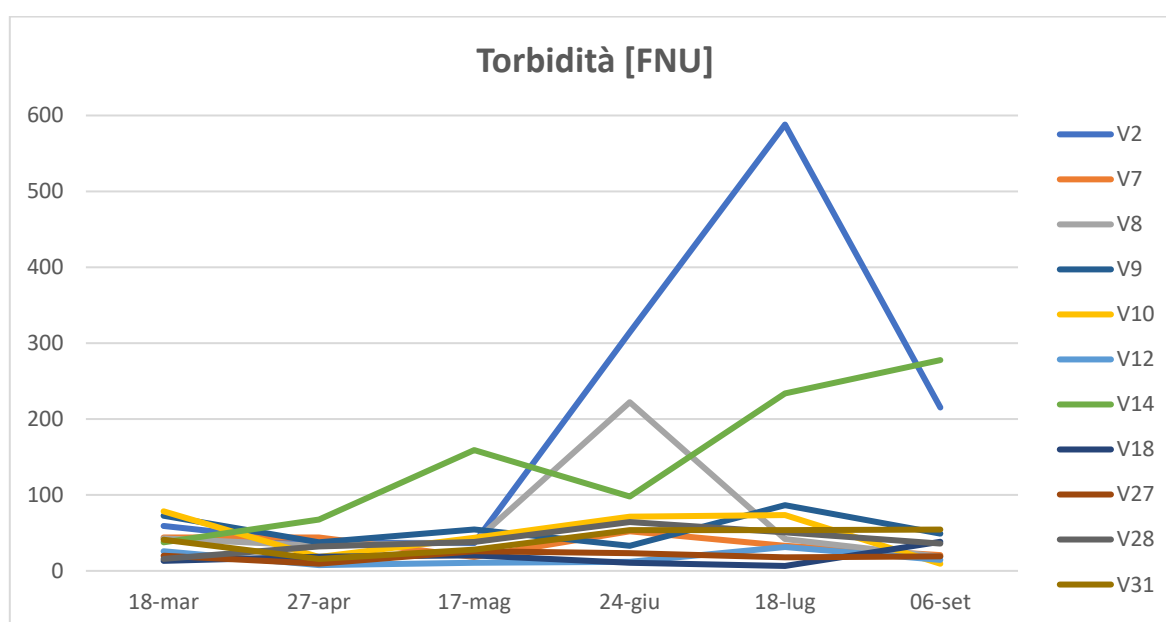


Figura 41. Il grafico mostra l'andamento temporale della torbidità (FNU) durante i sei mesi di rilevamento con la sonda multi-parametrica nelle undici stazioni oggetto di studio.

Durante alcuni mesi sono stati rilevati anche i parametri nella stazione V15, tuttavia è stato deciso di non analizzarli assieme a quelli delle altre stazioni poiché incompleti e quindi irregolari nel tempo rispetto ai parametri registrati nelle altre undici stazioni su cui era stato deciso di concentrare lo studio. Nei mesi in cui sono stati rilevati i parametri anche in V15 (marzo, maggio, luglio e settembre) la temperatura e il pH risultavano in linea con le altre stazioni. L'ossigeno disciolto è risultato piuttosto variabile anche in questa stazione, con valori minimi di 29,30% e 27,09% registrati a maggio e luglio. La salinità, al contrario delle altre stazioni in cui era rimasta pressoché costante nei mesi, in questo caso ha subito importanti fluttuazioni temporali, da un minimo di 0,18‰ a luglio, ad un massimo di

10,52% in settembre. La torbidità, molto bassa a maggio (14,35 FNU), era risultata molto più elevata nei mesi di luglio e settembre, con un picco di 938,45 FNU in luglio, il valore più alto registrato tra tutte le stazioni nei sei mesi di rilevamento.

Analisi delle componenti principali

Dall'analisi delle componenti principali (PCA; **figura 42**) considerando i parametri chimico-fisici più importanti (temperatura, salinità, ossigeno disciolto e torbidità), è emerso che il più delle stazioni risultavano molto simili tra di loro durante ciascun mese di rilevamento. Come ci si poteva aspettare, invece, la stazione V2 risultava quella che maggiormente differiva dalle altre. Anche le stazioni V14 e V15 nei mesi di luglio e settembre si discostavano nettamente dalle altre. I parametri che influiscono maggiormente sulla separazione di queste stazioni dalle altre sono la torbidità e la salinità. La prima componente principale spiega il 34,14% della varianza ed è influenzata soprattutto dalla torbidità e dall'ossigeno disciolto, la seconda componente principale spiega il 28,63% della varianza, ed è influenzata soprattutto dalla temperatura e dalla salinità. La terza componente principale (22,83% della varianza) non è in realtà sembrata utile per valutare la somiglianza tra le varie stazioni, per cui non è stata riportata graficamente. Complessivamente si può osservare che gran parte delle stazioni presentavano caratteristiche simili tra loro nei mesi di maggio, giugno e luglio; le caratteristiche di settembre erano intermedie tra quelle dei mesi più centrali dello studio e aprile; le caratteristiche di quest'ultimo mese erano intermedie tra quelle di marzo e settembre.

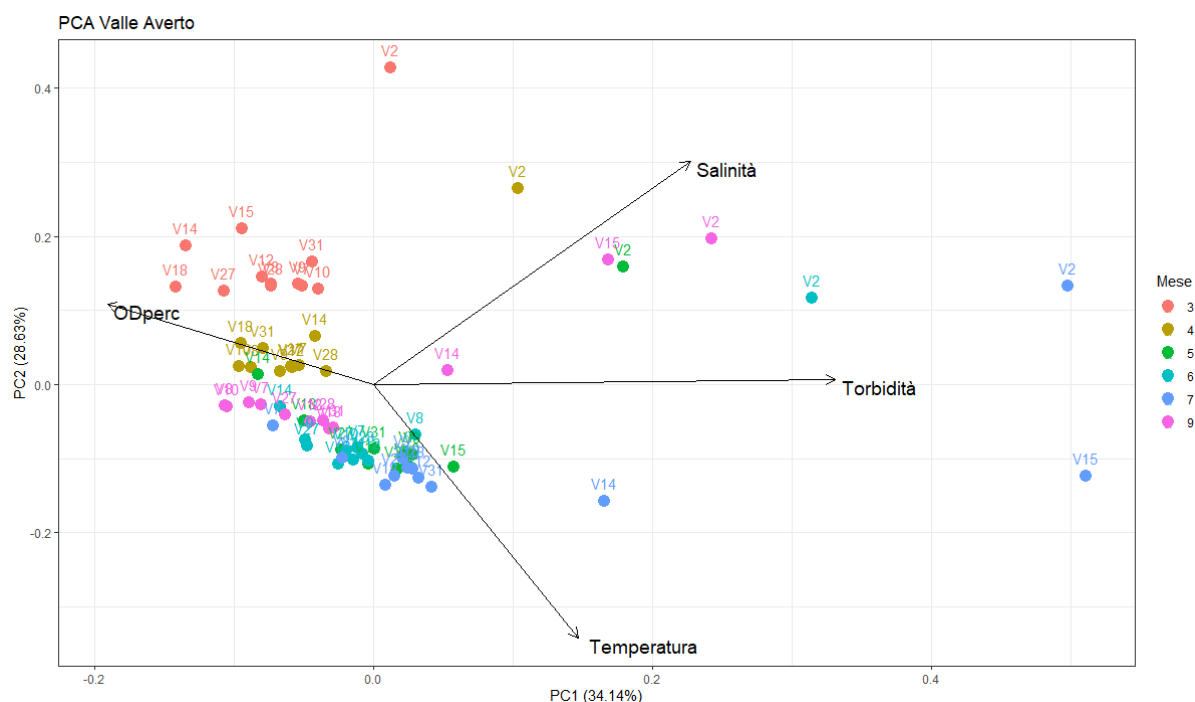


Figura 42. Analisi delle componenti principali (PCA) effettuata sulle stazioni oggetto di studio utilizzando i parametri chimico-fisici rilevati attraverso la sonda multi-parametrica tra i mesi di marzo e settembre. Sono plottate le prime due componenti principali (rispettivamente 34,14% e 28,63% della varianza).

Andamento della temperatura

Il posizionamento delle sonde per la misurazione della temperatura dell'acqua, in grado di registrare il dato di continuo nel tempo, ha permesso di monitorare l'andamento di questo parametro costantemente dal momento dell'installazione (tra l'inizio e la metà di giugno) al momento della rimozione (inizio settembre). Sfortunatamente, nel momento del recupero delle sonde, tre delle undici posizionate sono risultate guaste e non è stato possibile recuperare i dati. Anche per la stazione V14 non è stato possibile misurare correttamente l'andamento continuo della temperatura dell'acqua, poiché da fine giugno il canale in cui era posizionate la sonda è andato quasi completamente in secca, sfalsando i dati registrati. La **figura 43** e la **figura 44** riportano l'andamento temporale della temperatura dell'acqua rispettivamente nelle stazioni V12 e V18. L'andamento complessivo nelle due stazioni era piuttosto simile, ma è possibile notare come la fluttuazione giornaliera della temperatura fosse generalmente molto più accentuato nella stazione V12 (circa 2-5 °C) e più ridotta nella stazione V18 (circa 1-2 °C). Nel periodo in cui sono stati raccolti i dati, la temperatura non era mai scesa al di sotto dei 20 °C e solo occasionalmente aveva superato i 30 °C. Le temperature maggiori sono state raggiunte tra la fine di luglio e l'inizio di agosto, mentre le temperature minori a inizio giugno e verso la metà di agosto. Tutte le altre stazioni per cui sono disponibili i dati (V7, V8, V9, V27 e V28) seguivano pressoché lo stesso andamento delle stazioni V12 e V18, ed un'escursione termica giornaliera generalmente più elevata (mediamente attorno ai 4-5 °C). I grafici con l'andamento completo relativo alle rimanenti cinque stazioni sono riportati in **Appendice**.

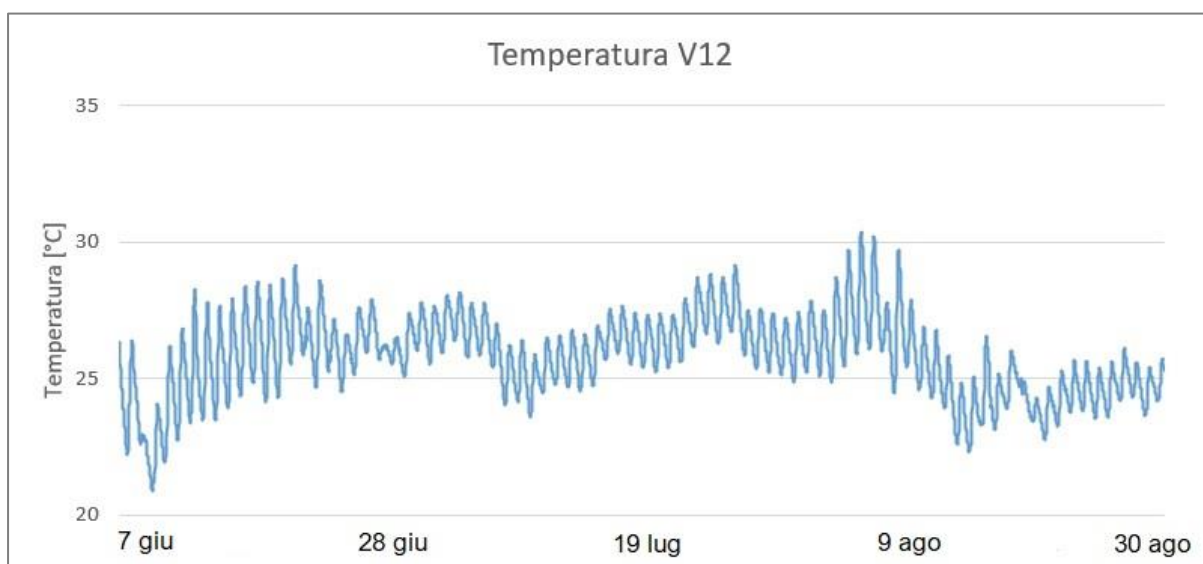


Figura 43. Grafico che mostra l'andamento della temperatura (°C) registrato continuamente ogni 30 minuti nei mesi di giugno, luglio e agosto nella stazione V12.

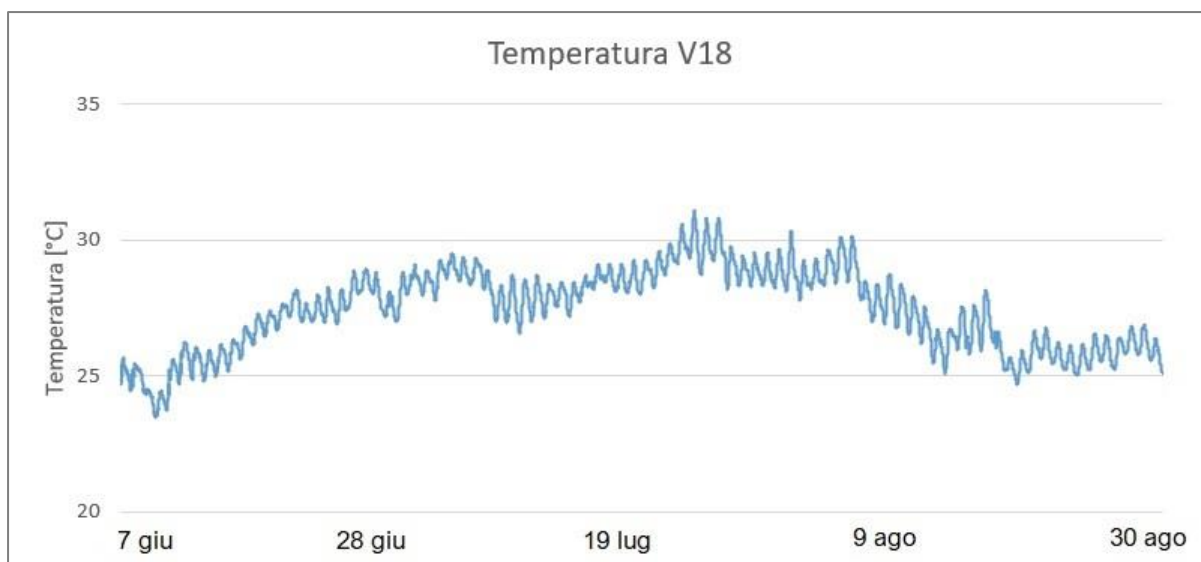


Figura 44. Grafico che mostra l'andamento della temperatura (°C) registrato continuamente ogni 30 minuti nei mesi di giugno, luglio e agosto nella stazione V18.

3.2 Produzione primaria

Clorofilla

Nella **figura 45** è riportato l'andamento delle concentrazioni di clorofilla nell'acqua per ciascuna stazione da aprile a settembre. Si può notare che le concentrazioni sono risultate inferiori ai 20 mg/L in quasi tutte le stazioni durante tutti i mesi di studio. Le stazioni che presentavano concentrazioni maggiori erano V2 e V14, e in maniera minore V27. Tutte le altre stazioni presentavano sempre concentrazioni più basse e relativamente poco variabili nel tempo. Nelle stazioni V14 e V2, invece, le concentrazioni risultavano ben più variabili, specialmente in quest'ultima, dove la clorofilla ha raggiunto un minimo di 10,93 mg/L in maggio, per poi raggiungere un massimo di 100,66 mg/L in luglio, valore maggiore tra quelli registrati in tutte le stazioni durante tutto il periodo di campionamento. Dal punto di vista della variazione temporale, non è stata osservata una particolare tendenza complessiva, con le stazioni in cui le concentrazioni di clorofilla erano più alte che hanno raggiunto un massimo tutte in mesi diversi (V14 in maggio, V27 in giugno e V2 in luglio), anche se in diverse altre stazioni la concentrazione massima è stata raggiunta a maggio. La stazione V15, nei tre mesi per la quale sono disponibili i dati (maggio, luglio e settembre), presentava concentrazioni di clorofilla generalmente poco superiori alla maggior parte delle stazioni e non molto variabili, da un minimo di 20,53 mg/L in maggio ad un massimo di 33,01 mg /L in luglio.

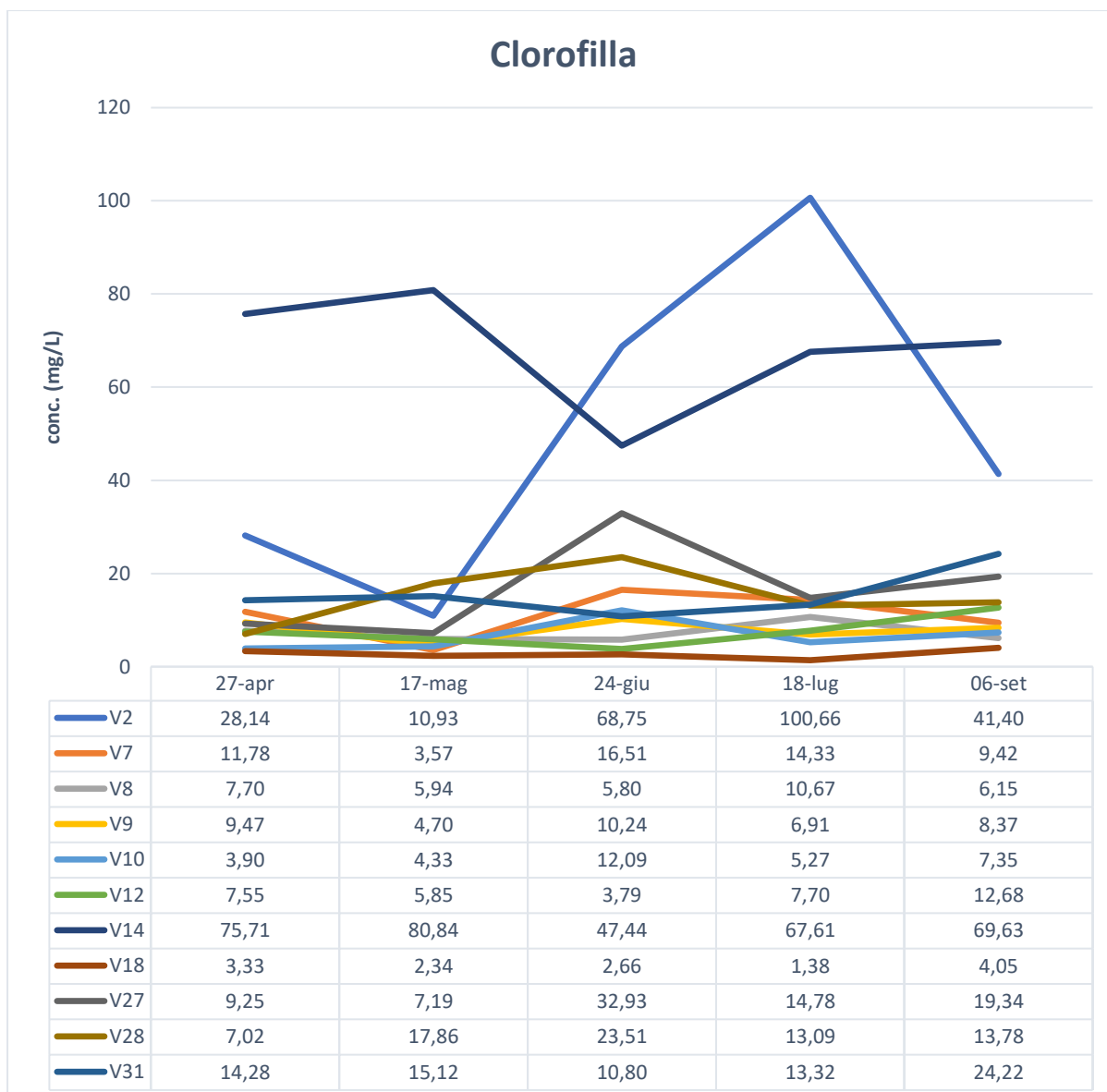


Figura 45. Il grafico mostra l'andamento delle concentrazioni di clorofilla nell'acqua (mg/L) durante i cinque mesi di campionamento (da aprile a settembre) nelle diverse stazioni. Sono inoltre riportati i singoli valori di concentrazione per ciascun mese in ogni stazione.

Analisi delle componenti principali

Una seconda analisi delle componenti principali è stata effettuata includendo, oltre ai parametri chimico-fisici più rilevanti (temperatura, salinità, ossigeno disciolto e torbidità), anche le concentrazioni di clorofilla, al fine di determinare quanto questo parametro sia importante per diversificare le stazioni. Dalla PCA (**figura 46**) è possibile osservare quanto le stazioni V2, V14 e V15 si discostassero da tutte le altre, che invece, risultavano tendenzialmente abbastanza simili tra loro, differenziate principalmente solo dalle concentrazioni di ossigeno disciolto presenti, e meno dalle altre variabili. La prima componente principale spiega il 38,54% della varianza ed è influenzata principalmente dalla salinità, dalla torbidità e dalla concentrazione di clorofilla. La seconda

componente principale spiega il 21,76% della varianza ed è influenzata principalmente dall'ossigeno disciolto. La terza componente principale (21,45% della varianza) non è risultata utile per valutare ulteriormente la similarità tra le stazioni, quindi non è stata presa in considerazione. Complessivamente, da quest'analisi si può notare come in questo caso, considerando anche la clorofilla, la stazione V14 risulti sempre e più chiaramente diversa dalle altre, differenziandosi anche da V2, con la quale condivide elevate concentrazioni di clorofilla, a causa soprattutto delle diverse concentrazioni di ossigeno disciolto

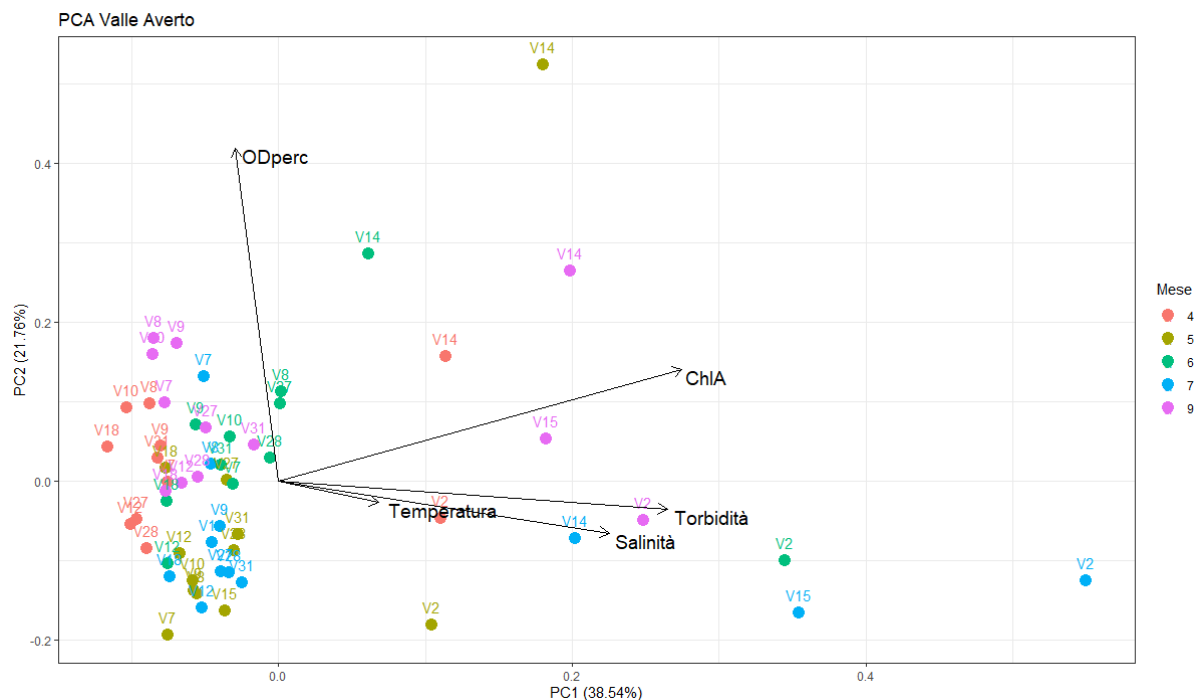


Figura 46. Analisi delle component principali (PCA) effettuata sulle stazioni oggetto di studio utilizzando i parametri chimico-fisici rilevati attraverso la sonda multi-parametrica e le concentrazioni di clorofilla calcolate tra i mesi di aprile e settembre. Sono plottate le prime due componenti principali (rispettivamente 38,54% e 21,76% della varianza).

Fitoplancton

Le stazioni di riferimento usate come rappresentative dell'area di studio (V2, V8, V12, V14, V18, V31) si possono distinguere per la composizione tassonomica del fitoplancton in funzione della presenza di specie tipiche di acque dolci e/o lagunari. Il microscopio ottico non consente di identificare le cellule inferiori ai 5 μm che costituiscono quasi sempre una componente importante della comunità fitoplanctonica e possono essere piccole cellule flagellate (generalmente Chlorophyceae) o cianobatteri solitari potenzialmente del genere *Synechococcus*. Questa componente viene genericamente indicata con il termine "nanoflagellate". Un contributo costante è dato poi da cellule tra i 5 e i 10 μm delle classi Chlorophyceae e Cryptophyceae la cui abbondanza può variare da stazione a stazione. Dall'analisi dei campioni raccolti durante l'estate, è risultato che la stazione V14

presentava una comunità fitoplanctonica esclusivamente di acque dolci con un'elevata densità di cellule e una buona diversità di forme di dimensioni tendenzialmente grandi ($> 20 \mu\text{m}$). Sono stati particolarmente abbondanti i cianobatteri filamentosi individuati, ma è stato significativo anche il contributo di colonie di *Merismopedia* e delle Chlorophyceae dei generi *Scenedesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum* e *Closterium*. Sporadica è stata invece la presenza di diatomee, mentre alcune Euglenophyceae di grandi dimensioni possono contribuire significativamente alla biomassa microalgale. La stazione V8 ha presentato una comunità intermedia in cui sono ancora presenti i cianobatteri filamentosi ma con abbondanze decisamente inferiori alla stazione V14. In questo caso anche le dimensioni delle cellule sono risultate mediamente inferiori, con molte forme tra i 3 e i 10 μm . Più significativa è stata la presenza delle diatomee con forme ticopelagiche che si rinvergono comunemente anche nelle acque lagunari. Nelle stazioni V2, V12, V18 e V31 la diversità della composizione tassonomica e le dimensioni delle cellule sono risultate inferiori rispetto alle altre aree, con una prevalenza di nanoflagellate, e un contributo modesto di diatomee, Chlorophyceae (soprattutto *Scenedesmus*) e Cryptophyceae (qualche *Cryptomonas* di dimensioni $> 20 \mu\text{m}$). Nonostante le differenze in densità e diversità, la presenza di cianobatteri filamentosi o coloniali è comune in tutte le aree tranne che in V12. Nella stazione V2, che presenta una maggiore salinità, erano ancora presenti alcune colonie di cianobatteri del genere *Merismopedia*, ma non quelle filamentose. La composizione tassonomica tendeva ad avere più specie tipicamente lagunari come anche la stazione V8, sebbene con una minor diversità. I cianobatteri tipicamente di acque dolci erano comunque presenti in V2, ma con una minor abbondanza.



Figura 47. Comunità fitoplanctonica nella stazione V14, che presenta la maggior ricchezza di specie e di abbondanza, nonché caratteristiche marcatamente di acque dolci. Nella foto, la cellula più grande gialla, appartenente alle Euglenophyceae, possiede una lunghezza di 115 μm .

3.3 Nutrienti

Ammoniaca

Nella **figura 48** è riportato l'andamento delle concentrazioni di ammoniaca nell'acqua per ciascuna stazione da aprile a settembre. Nella maggior parte delle stazioni le concentrazioni misurate nei cinque mesi di studio erano molto vicine allo 0 o di poco superiori. L'unica stazione che presentava sempre valori più elevati era V18, registrando un minimo di 0,02 mg/L a luglio e un massimo di 0,17 mg/L a maggio. Picchi di concentrazioni elevate sono stati però raggiunti dalla stazione V14 in luglio (0,62 mg/L) e dalla stazione V2 in giugno (1,18 mg/L). Entrambe queste stazioni presentavano concentrazioni più elevate tra i mesi di giugno e settembre, mentre nei due mesi precedenti erano stati misurati valori prossimi allo 0. Al contrario, la stazione V28 presentava concentrazioni più elevate nei primi mesi di studio (da aprile a giugno), per poi calare nei mesi successivi. Anche altre stazioni hanno presentato occasionalmente valori di concentrazioni più elevati del solito, ma non eccessivamente. Non sembrava essere evidente un trend temporale nella variazione di questo parametro. La stazione V15, nei tre mesi per la quale sono disponibili i dati (maggio, luglio e settembre) ha presentato un picco molto elevato di 0,98 mg/L a maggio, per poi scendere a concentrazioni prossime allo 0 nei mesi successivi.

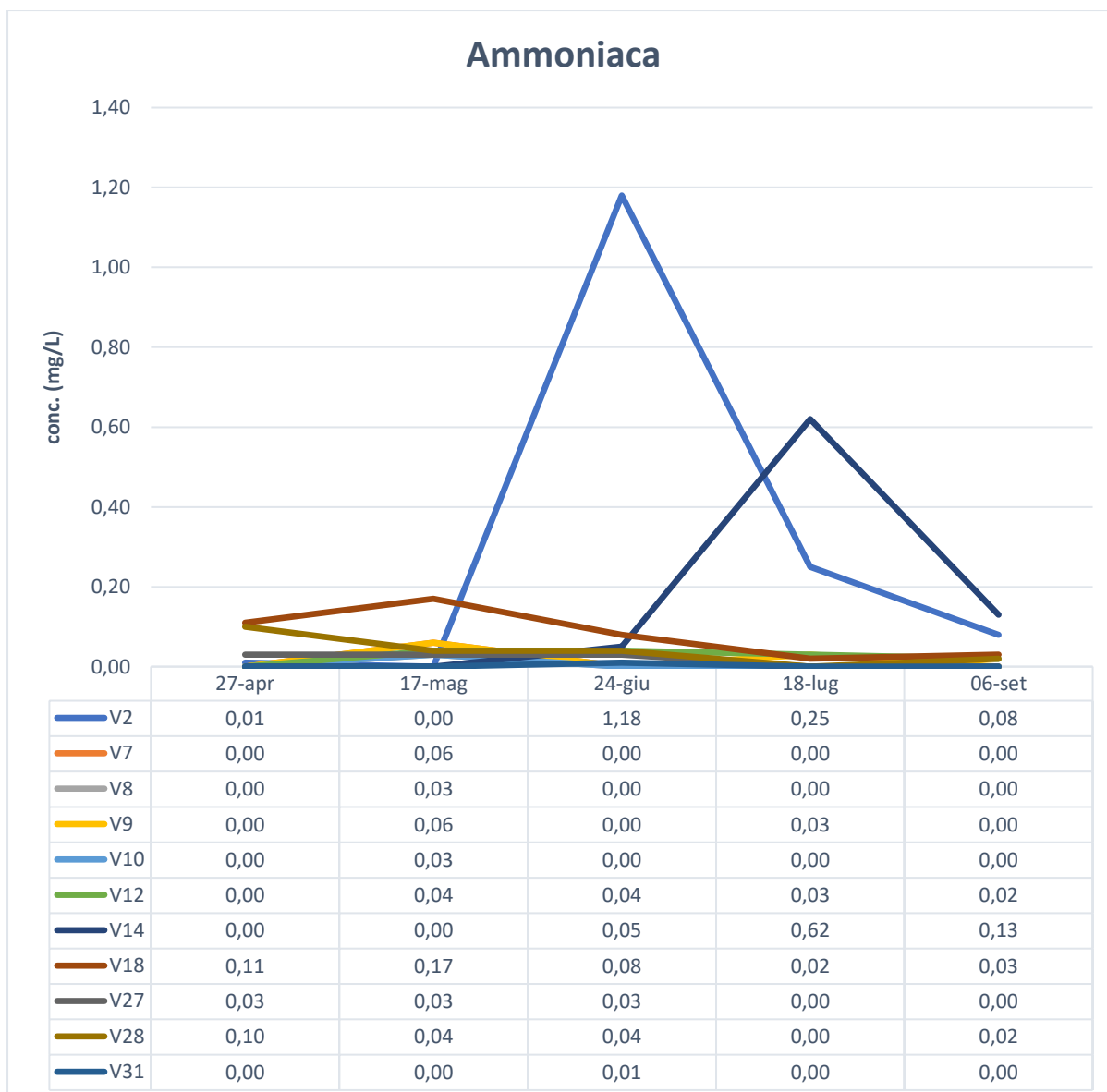


Figura 48. Il grafico mostra l'andamento delle concentrazioni di ammoniaca nell'acqua (mg/L) durante i cinque mesi di campionamento (da aprile a settembre) nelle diverse stazioni. Sono inoltre riportati i singoli valori di concentrazione per ciascun mese in ogni stazione.

Nitrati

Nella **figura 49** è riportato l'andamento delle concentrazioni di nitrati nell'acqua per ciascuna stazione da aprile a settembre. È evidente che nella maggior parte delle stazioni e durante tutti i mesi le concentrazioni di nitrati sono comprese tra lo 0 e i 0,2 mg/L. Le uniche stazioni in cui sono stati registrati valori più elevati erano V2, nei mesi tra giugno e settembre, e V18. Quest'ultima, in particolare, manteneva sempre livelli di nitrati piuttosto elevati durante tutto il periodo di studio, raggiungendo un picco massimo di 1,2 mg/L nel mese di maggio. Complessivamente non sembrava esserci un particolare andamento temporale nella variazione di questo parametro. La stazione V15,

nei tre mesi per la quale sono disponibili i dati (maggio, luglio e settembre) presentava sempre concentrazioni basse (tra 0 e 0,2 mg/L).

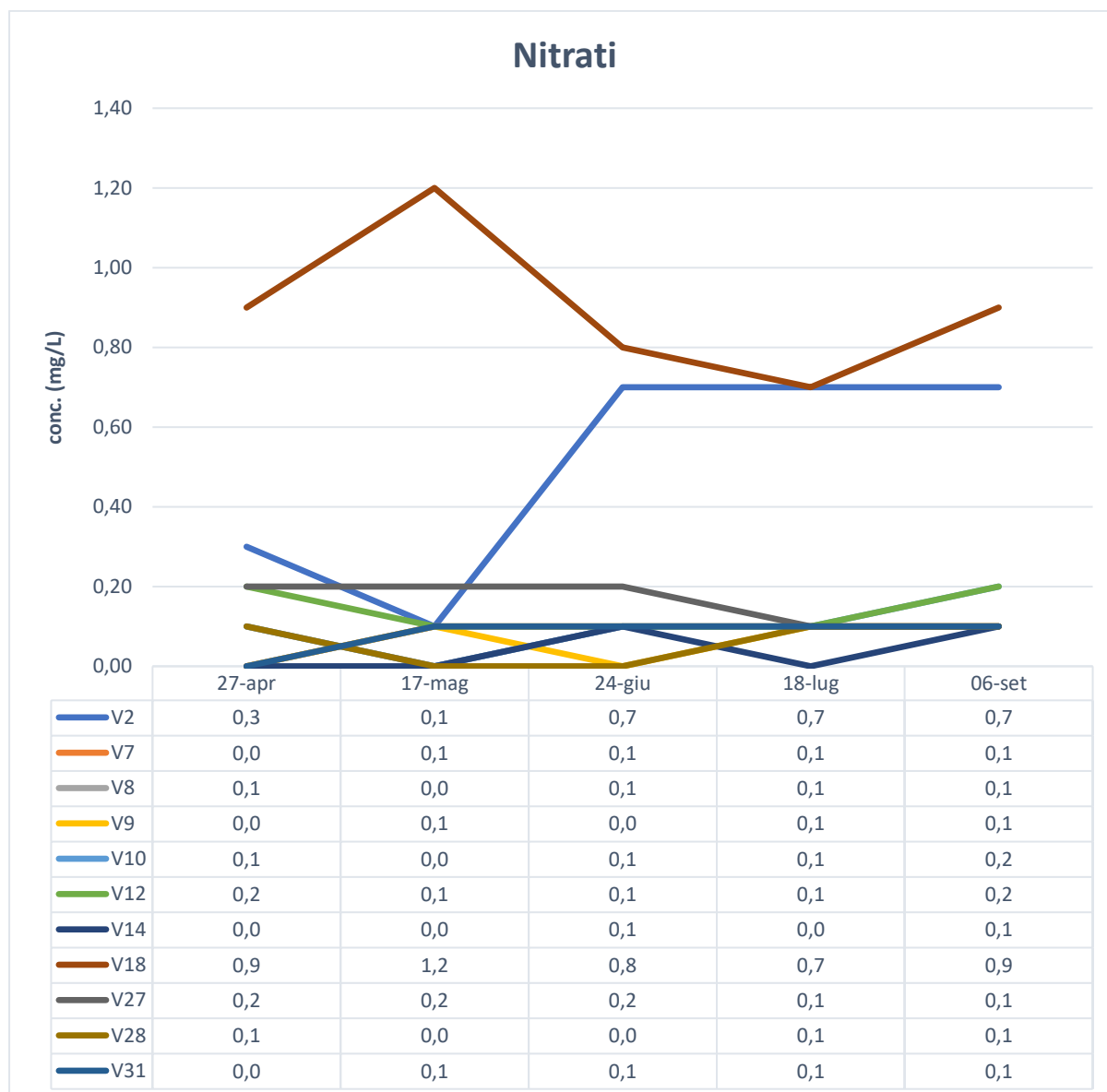


Figura 49. Il grafico mostra l'andamento delle concentrazioni di nitrati nell'acqua (mg/L) durante i cinque mesi di campionamento (da aprile a settembre) nelle diverse stazioni. Sono inoltre riportati i singoli valori di concentrazione per ciascun mese in ogni stazione.

Fosforo

Nella **figura 50** è riportato l'andamento delle concentrazioni di fosforo nell'acqua per ciascuna stazione da aprile a settembre. Si può osservare che nella maggior parte delle stazioni le concentrazioni si mantenessero tra lo 0 e 0,01 mg/L durante tutto il periodo di studio. Tre stazioni, invece, presentavano generalmente valori più elevati. V2, come per l'ammoniaca, presentava concentrazioni prossime allo zero nei primi due mesi, per poi raggiungere concentrazioni ben più

elevate tra giugno e settembre, con un massimo di 0,28 mg/L proprio nell'ultimo mese. V18 presentava sempre concentrazioni elevate, soprattutto nei mesi centrali dello studio, raggiungendo un massimo di 0,44 mg/L a luglio. La concentrazione più elevata durante lo studio (0,94 mg/L), tuttavia, è stata registrata in V14, sempre a luglio. In generale anche questa stazione presentava sempre concentrazioni più elevate della maggior parte delle altre. Sembrava essere presente una leggera tendenza ad un aumento delle concentrazioni generali nei mesi centrali dello studio, soprattutto giugno e luglio. La stazione V15, nei tre mesi per la quale sono disponibili i dati (maggio, luglio e settembre) presentava una concentrazione tendente a 0 nel mese di luglio, e concentrazioni un po' più elevate durante gli altri mesi (0,08 mg/L).

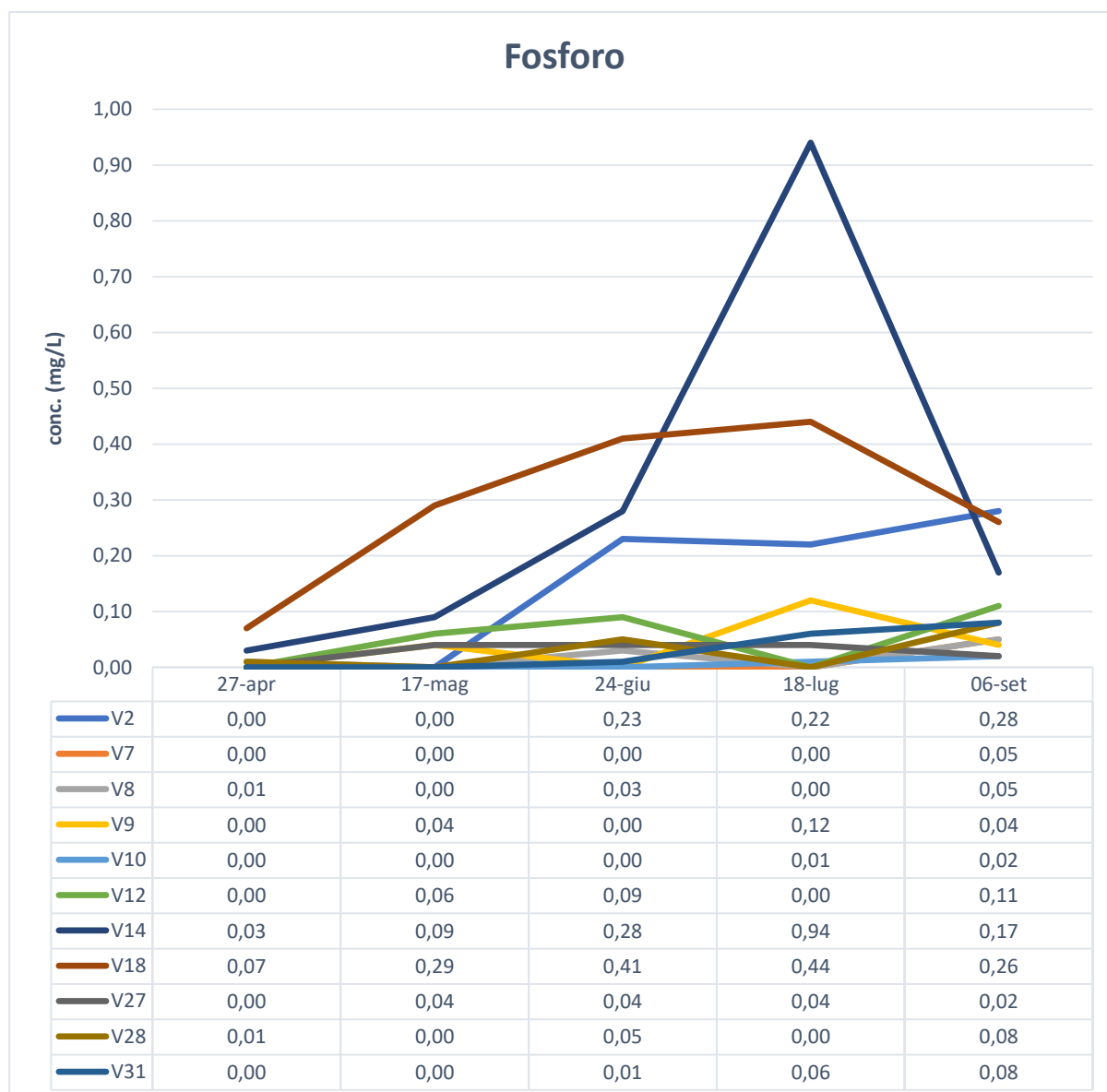


Figura 50. Il grafico mostra l'andamento delle concentrazioni di fosforo nell'acqua (mg/L) durante i cinque mesi di campionamento (da aprile a settembre) nelle diverse stazioni. Sono inoltre riportati i singoli valori di concentrazione per ciascun mese in ogni stazione.

3.4 Fauna acquatica

Prove con nassa e bilancino

Tra i mesi di marzo e giugno sono state effettuate alcune prove di cattura con nasse e bilancino in alcune stazioni. Nella **tabella 8** sono riportate le specie individuate nelle diverse stazioni. A marzo, nella stazione V18 sono stati catturati alcuni esemplari di *Alburnus arborella* attraverso l'utilizzo di una nassa. Nella stessa stazione, nel mese di maggio, sono stati catturati con il bilancino altri esemplari della medesima specie, oltre a diversi esemplari di *Lepomis gibbosus* e *Palaemonetes antennarius* e un unico individuo di *Pomatoschistus canestrinii*. Sempre tramite l'utilizzo di un bilancino, nel mese di maggio sono stati catturati esemplari di *Gambusia holbrooki* e *P. canestrinii* nella stazione V27, *Pseudorasbora parva* nella stazione V31, e ancora di *P. parva* e *Knipowitschia panizzae* nei pressi del Lago dosso di Lugo, che non rappresenta però una stazione su cui è stato portato avanti lo studio.

Tabella 8. Sono stati riportati le specie di fauna acquatica individuate in ciascuna stazione durante i campionamenti di prova effettuati nel mese di maggio attraverso l'utilizzo di un bilancino.

	Prove con bilancino			
	V18	V27	V31	Lago dosso di Lugo
<i>Alburnus arborella</i>	X			
<i>Gambusia holbrooki</i>		X		
<i>Pseudorasbora parva</i>			X	X
<i>Cyprinus carpio</i>				
<i>Lepomis gibbosus</i>	X			
<i>Ameiurus melas</i>				
<i>Knipowitschia panizzae</i>				X
<i>Pomatoschistus canestrinii</i>	X	X		
<i>Procambarus clarkii</i>				
<i>Palaemonetes antennarius</i>	X			
<i>Emys orbicularis</i>				

Altre prove con le nasse calate in acqua per poche ore, condotte a inizio giugno, hanno permesso di catturare nella stazione V14 esemplari di *Cyprinus carpio*, *G. holbrooki*, *Ameiurus melas*, *P. antennarius*, *Procambarus clarkii* e numerosi individui di *P. parva*; mentre nella stazione V18 sono stati catturati esemplari di *L. gibbosus*, *A. arborella* e *P. parva*; nella stazione V27 sono stati catturati esclusivamente esemplari di *P. clarkii*. La **figura 51** riporta la ripartizione percentuale delle biomasse nelle stazioni V14 e V18.

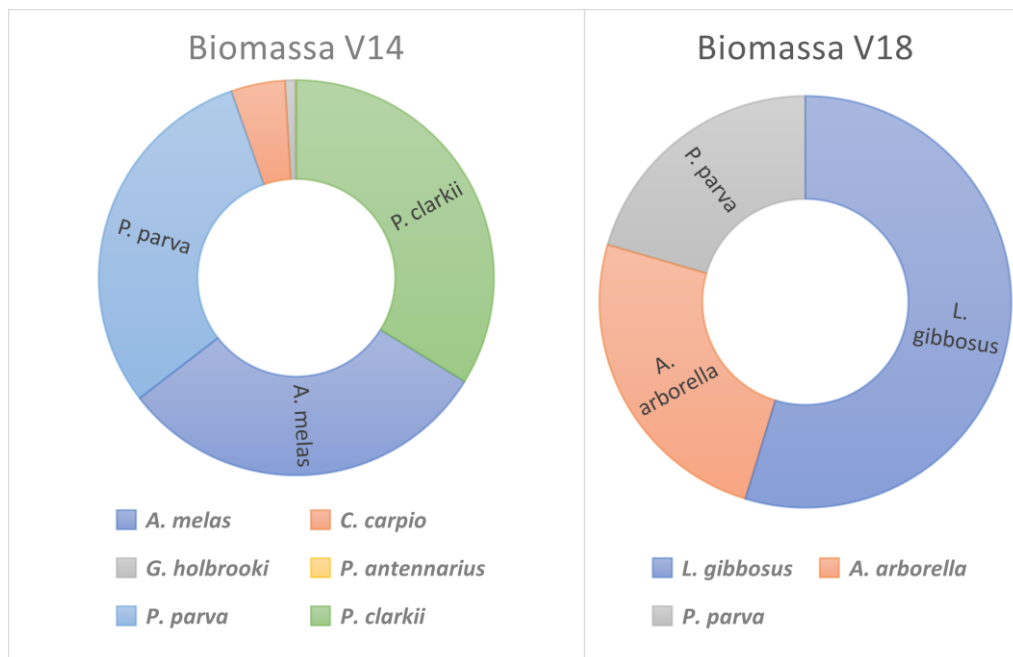


Figura 51. Ripartizione della biomassa degli individui catturati tra specie nelle stazioni V14 (sinistra) e V18 (destra) durante i campionamenti di prova effettuati con le nasse a inizio giugno.

Campionamenti di fauna acquatica con le nasse

I campionamenti eseguiti con l'uso delle nasse tra giugno e settembre hanno permesso di catturare 9 specie di fauna acquatica differenti: sei pesci (*Alburnus arborella*, *Ameiurus melas*, *Cyprinus carpio*, *Lepomis gibbosus*, *Gambusia holbrooki*, *Pseudorasbora parva*), due crostacei (*Palemonetes antennarius* e *Paracambarus clarkii*) e un rettile (*Emys orbicularis*). Complessivamente, nel corso dello studio sono stati catturati 885 esemplari di *P. clarkii*, 538 di *G. holbrooki*, 488 di *P. antennarius*, 430 di *P. parva*, 119 di *A. melas*, 37 di *C. carpio*, 26 di *E. orbicularis*, 4 di *A. arborella* e 3 di *L. gibbosus*. A parte la testuggine palustre (*E. orbicularis*), la presenza di tutte le altre specie era già stata individuata attraverso le prove di campionamento i cui risultati sono stati precedentemente riportati; non è invece stato più catturato alcun esemplare di *Pomatoschistus canestrinii* e *Knipowitschia panizzae*. Nella **tabella 9** sono riportati i numeri degli esemplari per specie catturati in ciascuna stazione ogni mese. Risulta evidente che alcune specie erano quasi ubiquitarie, essendo presenti in quasi tutte le stazioni in cui è stato condotto lo studio. In particolare, *A. melas* e *P. clarkii* sono stati sempre campionati tutti i mesi in tutte le stazioni, ad eccezione di V2, dove, durante i tre mesi, non è mai stato catturato alcun pesce, ma solamente esemplari di *E. orbicularis* e *P. antennarius*. Altre specie come *G. holbrooki* e *P. parva* sono state altresì individuate in tutte le stazioni, con la sola eccezione di V2, anche se non durante tutti i mesi di campionamento; in particolare sono risultate complessivamente più presenti nei mesi di luglio e settembre, meno in giugno. Le presenze di *L. gibbosus* e *A. arborella* sono risultate invece più occasionali nel tempo e nello spazio; in particolare, l'alborella è stata campionata solo nella

stazione V18, come successo anche durante i campionamenti di prova. Anche *C. carpio* è stato campionato abbastanza occasionalmente, anche se nel mese di settembre sono stati pescati più individui dei mesi precedenti; si tratta comunque sempre di individui di pochi mesi d'età, gli esemplari più vecchi raggiungono infatti dimensioni troppo grandi per essere catturati con le nasse utilizzate. *P. antennarius* risultava abbondantemente presente nella stazione V2 e sporadico in altre stazioni (V7, V9, V12, V18, V27, V31). Nel corso dello studio, esemplari di *E. orbicularis* sono stati campionati in tutte le stazioni tranne in V27 e V31. Le catture sono avvenute principalmente nel mese di giugno, più raramente nel mese di luglio (solo in V2 e V12), e mai in settembre.

Tabella 9. Numero di individui per specie campionati per mese nelle dieci stazioni in cui è stato effettuato il campionamento.

		<i>Alburnus arborella</i>	<i>Ameiurus melas</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>	<i>Pseudorasbora parva</i>	<i>Palaemonetes antennarius</i>	<i>Procambarus clarkii</i>	<i>Emys orbicularis</i>
V2	giugno									7
	luglio							168		1
	settembre							308		
V7	giugno		2						50	2
	luglio		1		27		23	1	47	
	settembre		11		40		13		27	
V8	giugno		2						42	2
	luglio		4	1	16		1		42	
	settembre		3	3	25		5		14	
V9	giugno		1		10		14		73	1
	luglio		11		39		10	1	34	
	settembre		3	1	20	1	1	2	11	
V10	giugno		3	1					57	1
	luglio		2	3	44		7		28	
	settembre		4		47		14		25	
V12	giugno		3						17	4
	luglio		1		21			3	41	3
	settembre		11		43				23	
V14	giugno		5	9			92		23	3
	luglio		3		64		116		25	
V18	giugno	3	1			2			18	1
	luglio	1	1				44		33	1
	settembre		20		25		18	3	9	
V27	giugno		7						48	
	luglio		1		7		1		50	
	settembre		3	2	101		5	1	39	
V31	giugno		6				1		52	
	luglio		4				17		45	
	settembre		6	17	9		48	1	12	
TOTALE		4	119	37	538	3	430	488	885	26

Nella **figura 52** è possibile osservare come si ripartiscono in percentuale gli individui delle diverse specie campionati nelle varie stazioni durante i tre mesi. La stazione V2 si differenziava nettamente dalle altre in quanto non è stata catturata alcuna specie di pesce, né *P. clarkii*, ma solamente *P. antennarius* e *E. orbicularis*. Le altre stazioni sono invece tutte più confrontabili tra loro in termini di composizione di specie, con la sola stazione V18 che risultava più eterogenea rispetto alle altre, grazie alla presenza di *A. arborella* e *L. gibbosus*, assenti nelle altre stazioni. In giugno, *P. clarkii* è risultata la specie dominante, in termini di numero di individui, praticamente in tutte le stazioni, con la sola

eccezione di V2, per poi diminuire in percentuale nei mesi successivi, grazie ad un netto aumento del numero di individui delle specie ittiche catturati da luglio e ad un brusco calo delle presenze dello stesso gambero nel mese di settembre. Tra i mesi di luglio e soprattutto settembre, infatti, il numero di individui campionati di alcune specie ittiche, come *P. parva* e *G. holbrooki* superava anche abbondantemente quello di *P. clarkii*.

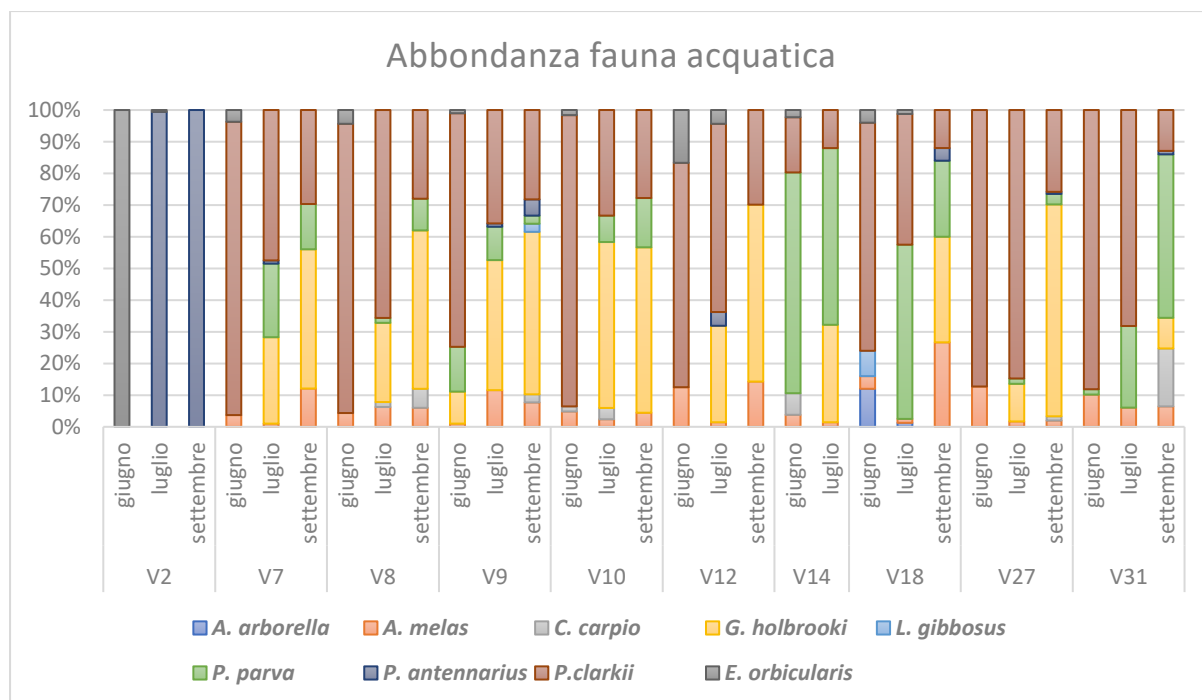


Figura 52. Ripartizione percentuale del numero di individui di fauna acquatica catturati per ciascuna specie in ciascuna stazione durante ogni mese di campionamento.

Complessivamente, nel mese di giugno (**tabella 10**), le specie distribuite maggiormente all'interno dell'Oasi sono risultate essere *A. melas*, *P. clarkii* e *E. orbicularis*, mentre la presenza delle altre specie campionate era piuttosto sporadica, essendo presenti in una o poche stazioni. *A. melas* e *P. clarkii* sono risultate presenti in tutte le stazioni indagate, con la sola esclusione di V2. *E. orbicularis* invece, è risultata assente soltanto in V27 e V31. Le stazioni con il maggior numero di specie rinvenute sono risultate V14 (7 specie) e V18 (6 specie). In V2, al contrario, l'unica specie campionata è risultata la testuggine palustre. Anche in V27 il popolamento è risultato povero di specie, con le sole catture di pesce gatto e gambero della Louisiana.

Tabella 10. Sono stati riportati le specie di fauna acquatica individuate in ciascuna stazione durante i campionamenti con le nasse effettuati a giugno.

	Campionamento giugno									
	V2	V7	V8	V9	V10	V12	V14	V18	V27	V31
<i>Alburnus arborella</i>								X		
<i>Gambusia holbrooki</i>				X			X			
<i>Pseudorasbora parva</i>				X			X	X		X
<i>Cyprinus carpio</i>					X		X			
<i>Lepomis gibbosus</i>								X		
<i>Ameiurus melas</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Knipowitschia panizzae</i>										
<i>Pomatoschistus canestrinii</i>										
<i>Procambarus clarkii</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Palaemonetes antennarius</i>							X			
<i>Emys orbicularis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X		

Nel mese di luglio (**tabella 11**), oltre a *A. melas* e *P. clarkii*, assenti soltanto in V2, anche altre specie sono risultate più ampiamente distribuite nei siti di campionamento. *P. parva* è risultata infatti presente in tutte le stazioni con le sole eccezioni di V2 e V12, mentre *G. holbrooki* non è stata catturata soltanto in V2, V18 e V31. *P. antennarius*, che a giugno era risultato presente soltanto in V14, a luglio è stato catturato in 4 stazioni (V2, V7, V9 e V12). Le catture di *E. orbicularis* sono risultate invece molto più sporadiche che nel mese precedente: questa specie a luglio è stata infatti catturata soltanto nelle stazioni V2 e V12. Risulta cresciuto anche il numero di stazioni in cui era presente *P. antennarius*, mentre è calato quello di stazioni in cui era presente *E. orbicularis*. Rimaneva piuttosto sporadica invece la diffusione delle altre specie campionate nei siti indagati, con *A. arborella* rinvenuta soltanto in V18 e i giovanili di *C. carpio* solo in V8 e V10. *L. gibbosus* non è stato invece catturato in alcuna stazione. Le stazioni con il maggior numero di specie rinvenute sono risultate quelle dei corpi idrici più centrali: V7, V8, V9, V10, V12 (5 specie); al contrario, V2 si confermava la stazione con minori specie catturate (due: *P. antennarius* e *E. orbicularis*).

Tabella 11. Sono stati riportati le specie di fauna acquatica individuate in ciascuna stazione durante i campionamenti con le nasse effettuati a luglio.

	Campionamento luglio									
	V2	V7	V8	V9	V10	V12	V14	V18	V27	V31
<i>Alburnus arborella</i>								X		
<i>Gambusia holbrooki</i>		X	X	X	X	X	X		X	
<i>Pseudorasbora parva</i>		X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Cyprinus carpio</i>			X		X					
<i>Lepomis gibbosus</i>										
<i>Ameiurus melas</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Knipowitschia panizzae</i>										
<i>Pomatoschistus canestrinii</i>										
<i>Procambarus clarkii</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Palaemonetes antennarius</i>	X	X		X		X				
<i>Emys orbicularis</i>	X					X				

Nel mese di settembre (**tabella 12**), le specie catturate in più siti dell'Oasi continuavano ad essere *P. clarkii*, *A. melas*, *G. holbrooki* e *P. parva*, anche se quest'ultima risultava meno diffusa rispetto a luglio. Rimaneva discretamente diffuso anche *P. antennarius*, mentre aumentava il numero di stazioni in cui era stato individuato *C. carpio* (V8, V9, V27, V31). Al contrario, *E. orbicularis* sembrava essere scomparsa in questo periodo dell'anno. *L. gibbosus*, mai rilevato nel mese di luglio, è stato catturato solo nella stazione V9, mentre *A. arborella* in nessuna. Le stazioni con il maggior numero di specie rinvenute sono risultate V9, V27 e V31 (sei specie). Nei mesi precedenti, al contrario, V27 e V31 erano sempre risultate tra le stazioni con il minor numero di specie catturate. Nel mese di settembre la stazione V2 restava quella con il minor numero di specie rilevata, solo *P. antennarius*, mentre non è stato possibile effettuare il campionamento della fauna acquatica nella stazione V14, poiché il livello dell'acqua in questo sito risultava essere di pochi centimetri, insufficiente per permettere l'utilizzo delle nasse.

Tabella 12. Sono stati riportati le specie di fauna acquatica individuate in ciascuna stazione durante i campionamenti con le nasse effettuati a settembre.

	Campionamento settembre									
	V2	V7	V8	V9	V10	V12	V14	V18	V27	V31
<i>Alburnus arborella</i>										
<i>Gambusia holbrooki</i>		X	X		X	X		X	X	X
<i>Pseudorasbora parva</i>			X	X	X			X	X	X
<i>Cyprinus carpio</i>			X	X					X	X
<i>Lepomis gibbosus</i>				X						
<i>Ameiurus melas</i>		X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Knipowitschia panizzae</i>										
<i>Pomatoschistus canestrinii</i>										
<i>Procambarus clarkii</i>		X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Palaemonetes antennarius</i>	X			X				X	X	X
<i>Emys orbicularis</i>										

Nella **tabella 13** sono riportate le biomasse complessive (in grammi) degli esemplari per ciascuna specie (tranne *E. orbicularis*, i cui individui catturati sono stati immediatamente rilasciati) nelle diverse stazioni durante i tre mesi di campionamento. Come visibile anche nella **figura 53**, risulta evidente che la maggior parte della biomassa complessiva era composta dagli esemplari di *P. clarkii* e, in secondo luogo, di *A. melas*. Infatti, non solo gli individui catturati possedevano generalmente dimensioni ben superiori a quelle degli individui delle altre specie, ma erano anche piuttosto abbondanti. Altre biomasse complessive relativamente elevate erano quelle di *P. parva* e *C. carpio*, mentre quelle delle altre specie hanno rappresentato solo una frazione minima del totale, quasi irrilevante per quanto riguarda *A. arborella* e *L. gibbosus*. È possibile osservare inoltre, che malgrado *G. holbrooki* fosse caratterizzata da un elevato numero di individui catturati nei mesi di luglio e settembre, risultando in

molti casi la specie ittica più presente, la biomassa complessiva di questa specie risultava piuttosto bassa a causa delle sue modeste dimensioni individuali.

Tabella 13. Sono state riportate le biomasse totali (in grammi) per ciascuna specie di fauna acquatica (tranne che per *E. orbicularis*) in ciascuna delle dieci stazioni in cui è stato effettuato il campionamento, per ognuno dei tre mesi.

		<i>Alburnus arborella</i>	<i>Ameiurus melas</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>	<i>Pseudorasbora parva</i>	<i>Palaemonetes antennarius</i>	<i>Procambarus clarkii</i>
V2	giugno								
	luglio							33,35	
	settembre							65,00	
V7	giugno		39,53						887,22
	luglio		25,08		5,83		23,36	0,22	767,81
	settembre		431,24		9,98		20,42		395,10
V8	giugno		60,57						749,20
	luglio		79,38	5,59	7,25		3,72		723,35
	settembre		83,43	20,39	9,93		9,38		186,76
V9	giugno		11,85		4,94		16,46		1164,89
	luglio		216,25		11,14		10,04	0,14	567,53
	settembre		63,74	10,50	5,30	0,37	1,00	0,34	151,95
V10	giugno		68,31	5,18					880,70
	luglio		81,55	11,62	8,98		11,71		383,87
	settembre		73,86		14,18		28,76		302,26
V12	giugno		17,07						442,02
	luglio		16,23		5,78			0,39	803,57
	settembre		307,28		12,55				403,14
V14	giugno		114,63	41,41			64,93		288,15
	luglio		85,30		21,41		101,66		321,82
V18	giugno	2,82	8,17			11,90			416,02
	luglio	1,22	53,66				28,86		632,14
	settembre		589,26		8,02		30,27	0,62	153,95
V27	giugno		475,24						1217,13
	luglio		9,56		1,33		2,11		887,18
	settembre		131,47	10,32	29,56		7,26	0,19	572,03
V31	giugno		233,63				0,48		1029,73
	luglio		100,31				21,29		587,27
	settembre		233,52	196,11	4,55		104,32	0,13	148,58
TOTALE		4,04	3610,10	301,13	160,72	12,27	486,00	100,36	15063,37

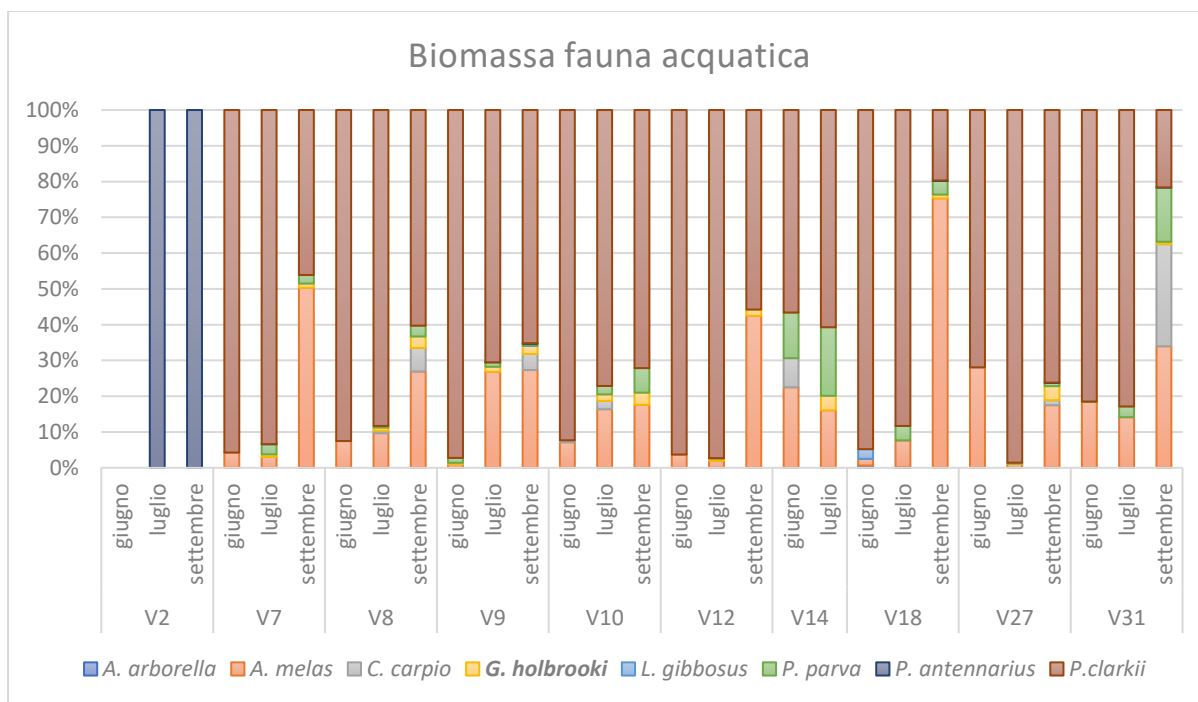


Figura 53. Ripartizione percentuale delle biomasse delle diverse specie di fauna acquatica per ciascuna specie in ciascuna stazione durante ogni mese di campionamento.

I dati di cattura sono stati poi organizzati separatamente per la fauna ittica, per *Procambarus clarkii* e per *Emys orbicularis*, in modo da meglio evidenziare le differenze nella distribuzione di queste diverse componenti della fauna nectonica della valle.

Fauna ittica

Nelle **figure 54 e 55** sono riportate rispettivamente le abbondanze e la composizione percentuale in specie per ciascuna stazione durante ognuno dei tre mesi di campionamento, calcolate sulla base del numero di individui di volta in volta campionati nelle differenti stazioni. Complessivamente si può notare che *G. holbrooki*, seguita da *P. parva* e *A. melas*, fossero le specie dominanti in molte stazioni, soprattutto nei mesi di luglio e settembre. L'unica altra specie che talvolta presentava densità maggiori era *C. carpio*. La stazione V18, nel mese di giugno, era quella che presentava un'abbondanza percentuale delle specie maggiormente diversa dalle altre stazioni, malgrado in termini assoluti il numero di individui delle specie meno diffuse nell'Oasi e qui presenti (*A. arborella* e *L. gibbosus*) rimaneva piuttosto basso.

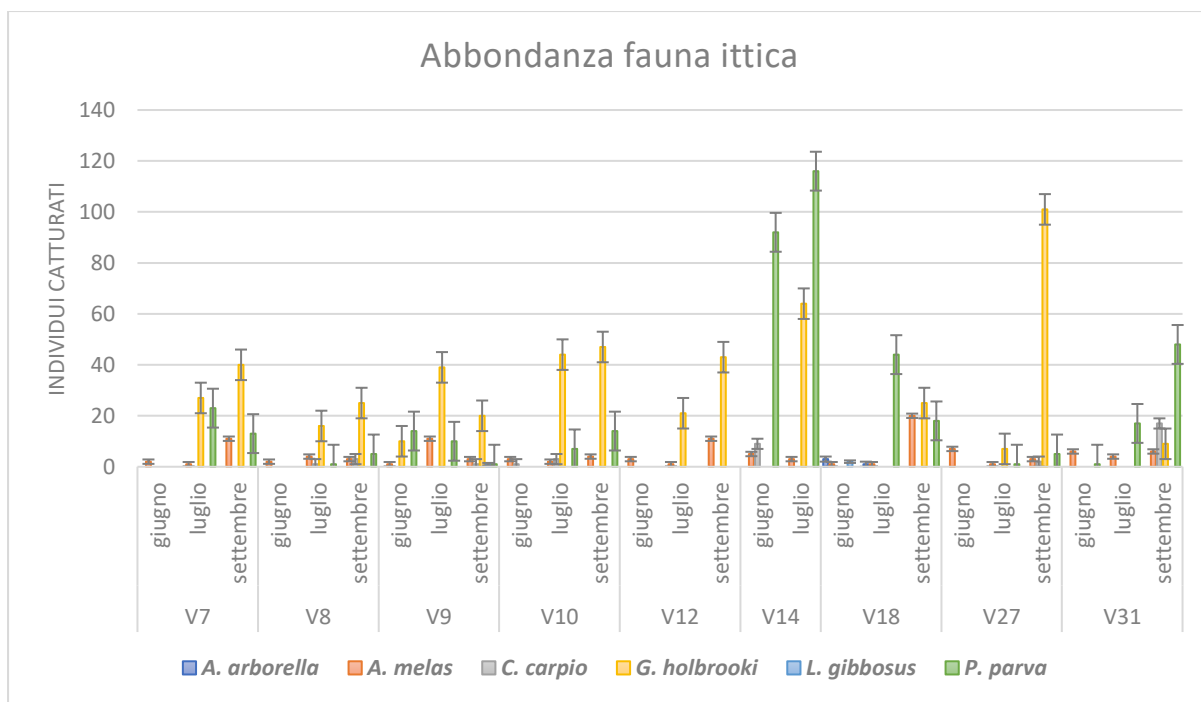


Figura 54. Numero di individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie in ciascuna stazione durante ogni mese di campionamento.

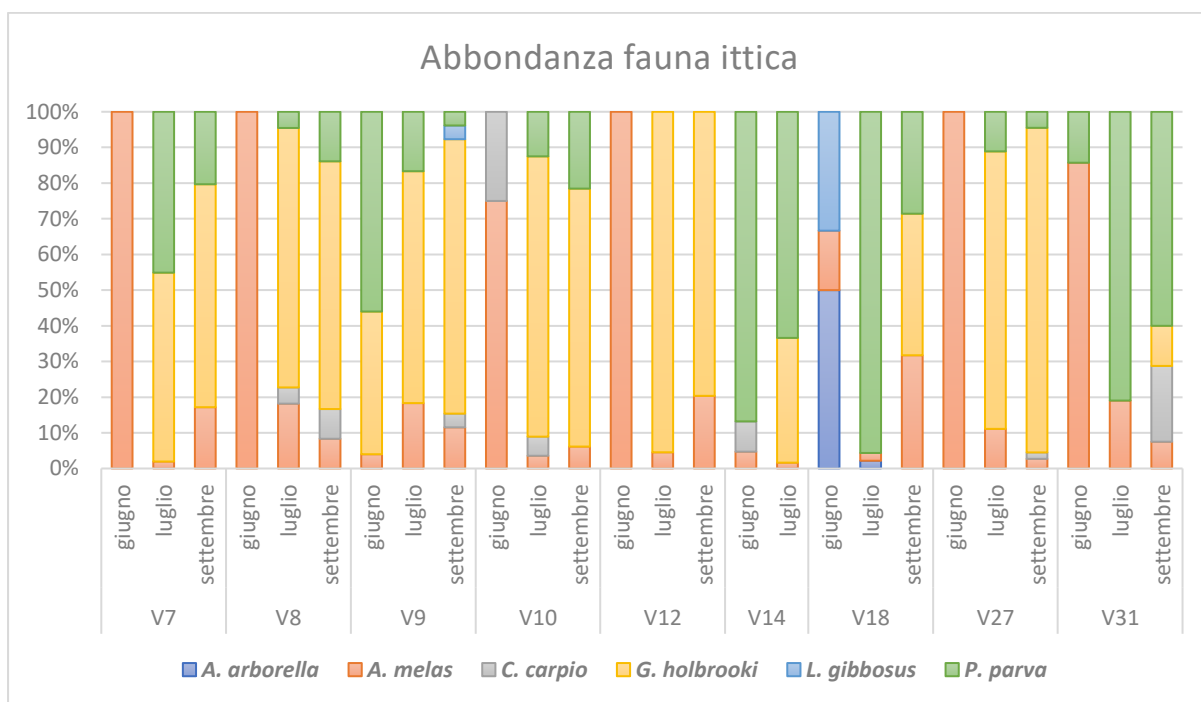


Figura 55. Ripartizione percentuale del numero di individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie in ciascuna stazione durante ogni mese di campionamento.

Nelle **figure 56 e 57** sono riportate rispettivamente le biomasse totali catturate per specie e la composizione percentuale in biomassa delle catture per ciascuna stazione durante ognuno dei tre mesi di campionamento. Risulta evidente che *A. melas* risulta essere la specie dominante in termini di biomassa, in tutti i mesi e in tutte le stazioni, con pochissime eccezioni. Solamente *P. parva* e *C. carpio*

hanno mostrato occasionalmente valori di biomassa non trascurabili, mentre *G. holbrooki*, malgrado spesso presentasse abbondanze numeriche elevate, dal punto di vista della biomassa era quasi sempre poco rilevante.

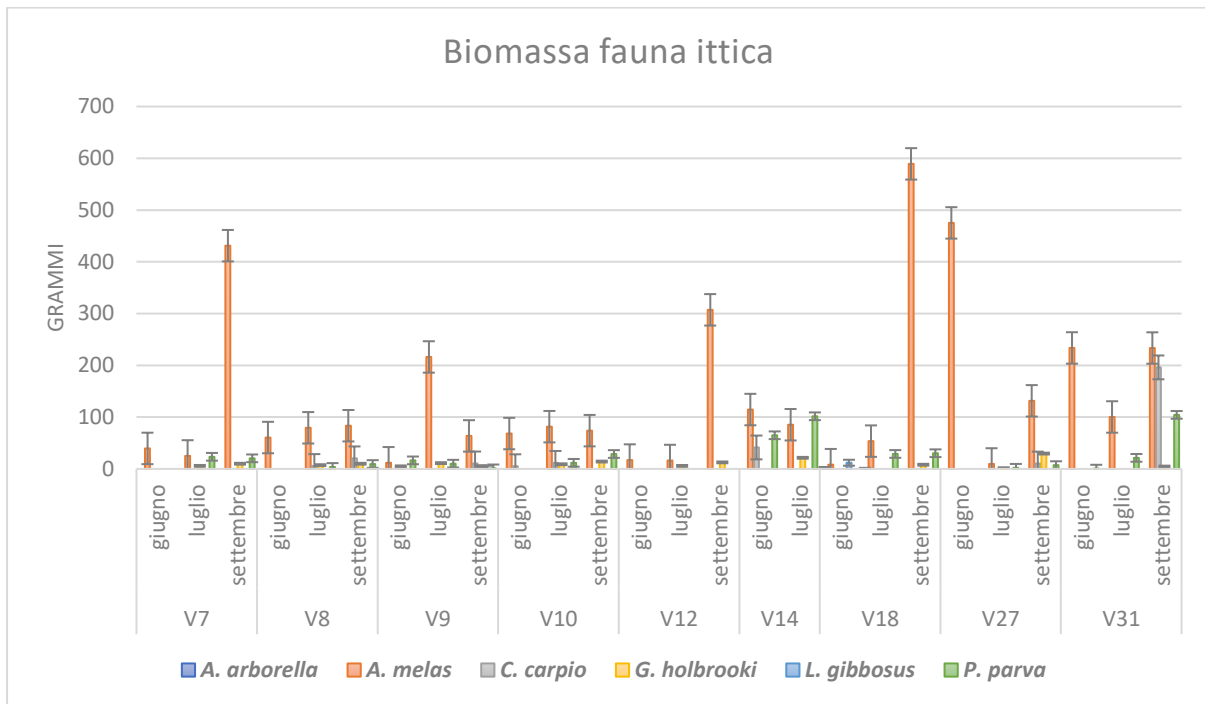


Figura 56. Biomassa delle diverse specie di fauna ittica catturata in ciascuna stazione durante ogni mese di campionamento.

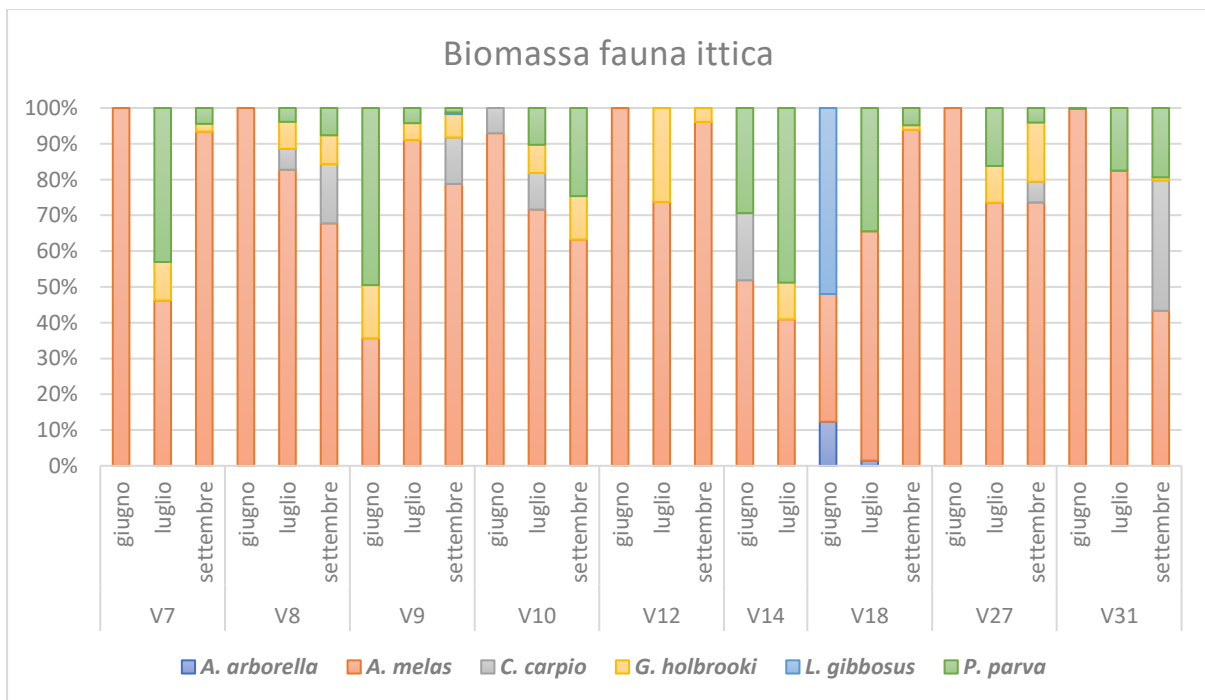


Figura 57. Ripartizione percentuale delle biomasse delle diverse specie di fauna ittica per ciascuna specie in ciascuna stazione durante ogni mese di campionamento.

Per evidenziare le differenze osservate nel popolamento ittico nei tre mesi di campionamento, i dati, sia di abbondanza che di biomassa, sono stati organizzati per mese cumulando assieme le catture effettuate in tutte le stazioni di campionamento.

Nelle **figure 58 e 59** sono riportate rispettivamente le abbondanze e la composizione percentuale in numero di ciascuna specie ittica calcolate sul totale di individui complessivamente campionati per mese di indagine. Nei vari mesi le abbondanze ittiche osservate sono risultate piuttosto variabili. In giugno la specie complessivamente più abbondante è risultata *P. parva*, seguita da *A. melas*. In luglio, rispetto al mese precedente, è stato osservato un aumento marcato delle abbondanze sia di *G. holbrooki* che di *P. parva*, che dominano il popolamento ittico in termini di numero di individui campionati. Calano lievemente invece le abbondanze di *A. arborella*, *C. carpio* e *A. melas*. Nel mese di settembre la specie più abbondante è risultata *G. holbrooki* (che costituiva da sola circa il 62% di tutti gli individui catturati), mentre si osserva un calo di abbondanza di *P. parva*, che torna ai numeri di giugno. In questo mese è stato osservato anche un aumento delle abbondanze di giovanili di pesce gatto e carpa.

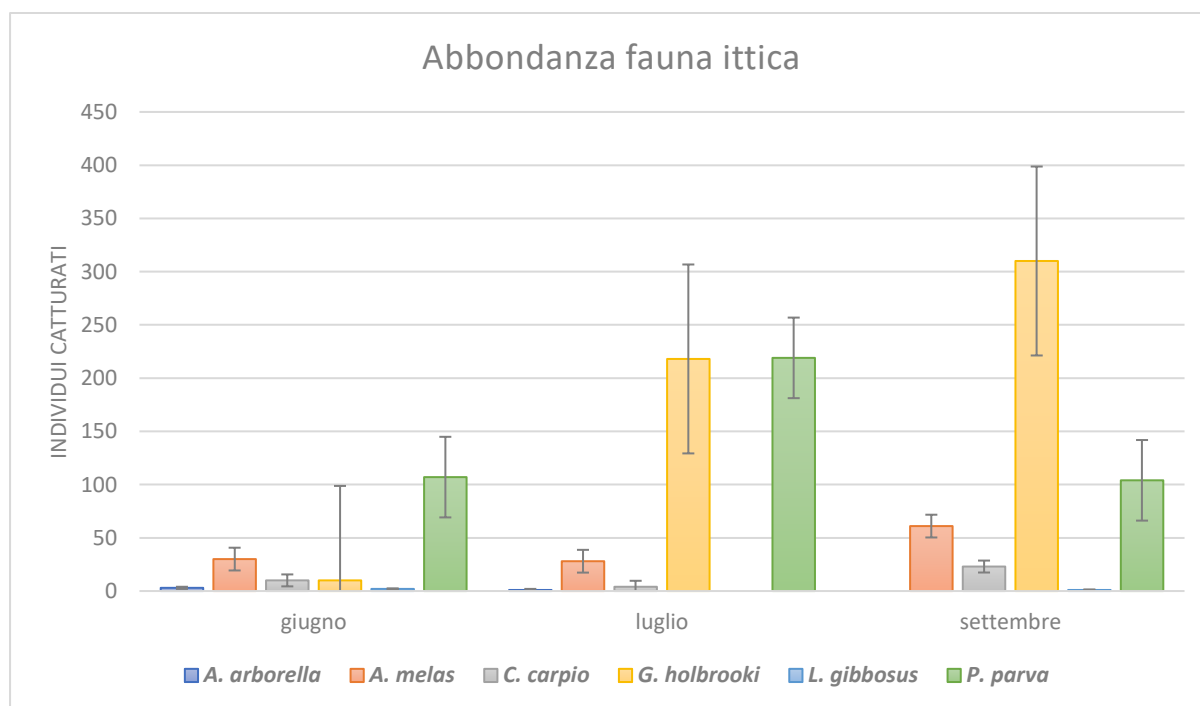


Figura 58. Numero di individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente in tutte le stazioni divisi per mese di campionamento.

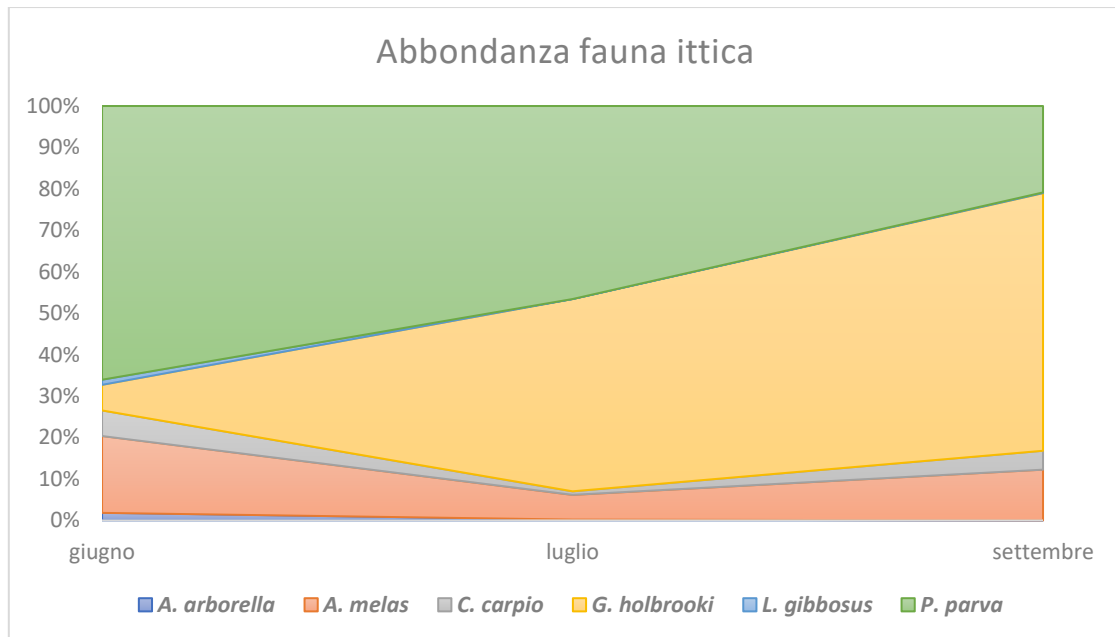


Figura 59. Ripartizione percentuale del numero di individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente in tutte le stazioni divisi per mese di campionamento.

Nelle **figure 60 e 61** sono riportate rispettivamente le biomasse e la composizione percentuale delle biomasse complessive di ciascuna specie nei tre mesi. È osservabile che durante tutti i mesi la biomassa maggiore e completamente dominante sulle altre fosse quella di *A. melas*. Le uniche altre biomasse più rilevanti erano quelle di *P. parva* in luglio e settembre e di *C. carpio* sempre in settembre. A causa di una decrescita della biomassa di *A. melas* nel mese di luglio, in quel momento ha assunto una maggior rilevanza in termini percentuali la biomassa delle altre specie, principalmente *P. parva* e *G. holbrooki*.

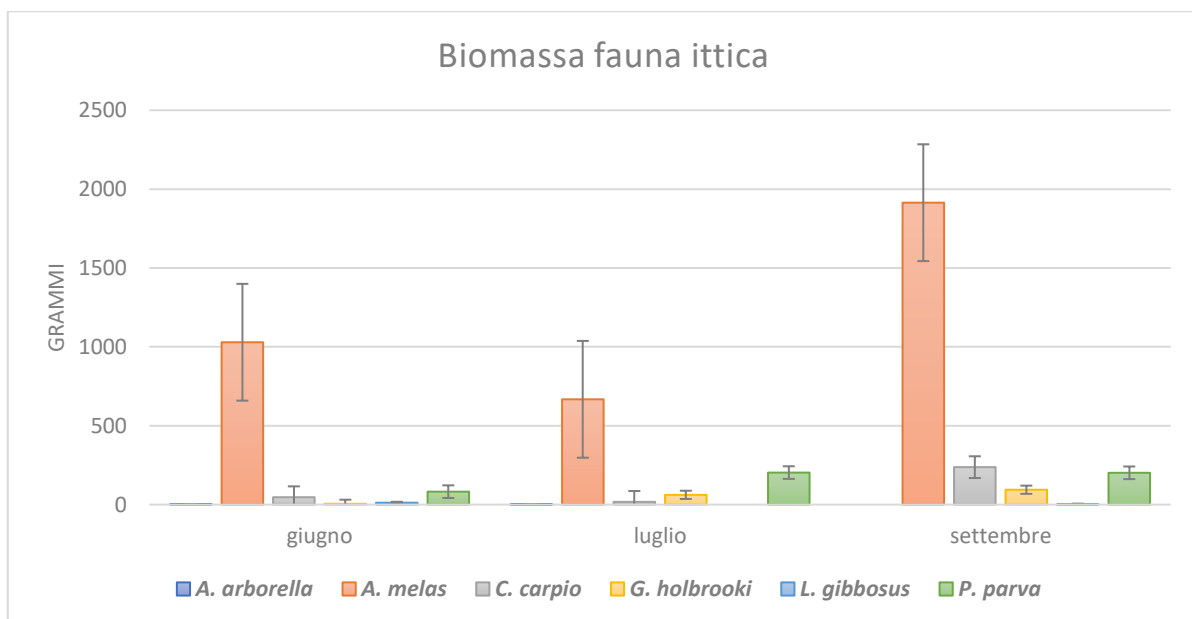


Figura 60. Biomassa degli individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente in tutte le stazioni divisi per mese di campionamento.

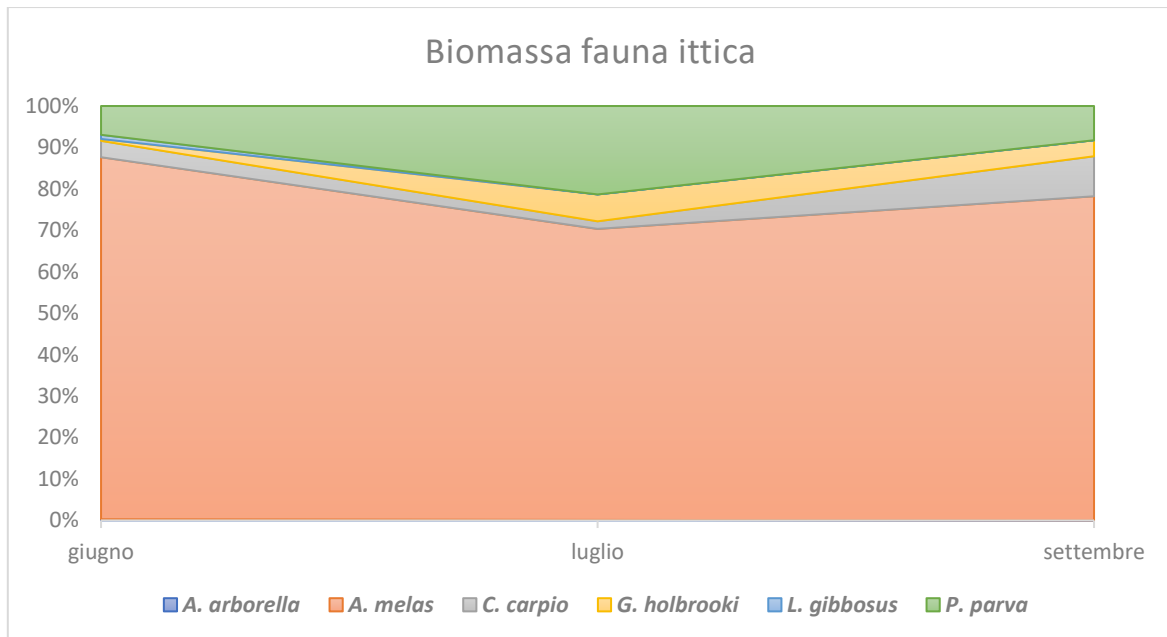


Figura 61. Ripartizione percentuale della biomassa degli individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente in tutte le stazioni divisi per mese di campionamento.

Per evidenziare le differenze osservate nel popolamento ittico tra stazioni di campionamento, i dati, sia di abbondanza che di biomassa, sono stati poi organizzati per stazione cumulando assieme le catture effettuate nelle tre campagne di campionamento.

Nelle **figure 62 e 63** sono riportate rispettivamente le abbondanze e la composizione percentuale in specie (sulla base del numero totale di individui complessivamente campionati durante il periodo di indagine) per ciascuna stazione. Si può notare che *G. holbrooki* è risultata la specie più abbondante in quasi tutte le stazioni, con l'eccezione di V14, V18 e V31, dove il popolamento ittico è risultato complessivamente dominato da *P. parva*. Quest'ultima specie è quella che ha presentato il picco assoluto di abbondanza sull'intero periodo di indagine, osservato nella stazione V14. *A. melas* ha presentato variazioni di abbondanza fra stazioni molto più contenute, rispetto a quanto osservato per gambusia e pesudorasbora. *C. carpio* ha raggiunto densità maggiori nella stazione V31, seguita da V8, V10 e V14, dove risultava però poco abbondante rispetto ad altre specie. *A. melas* risultava ubiquitario ma con densità mai particolarmente elevate. *A. alborella* e *L. gibbosus* sono risultate caratterizzate da valori molto bassi di abbondanza e con una distribuzione pressoché limitata alla sola stazione V18.

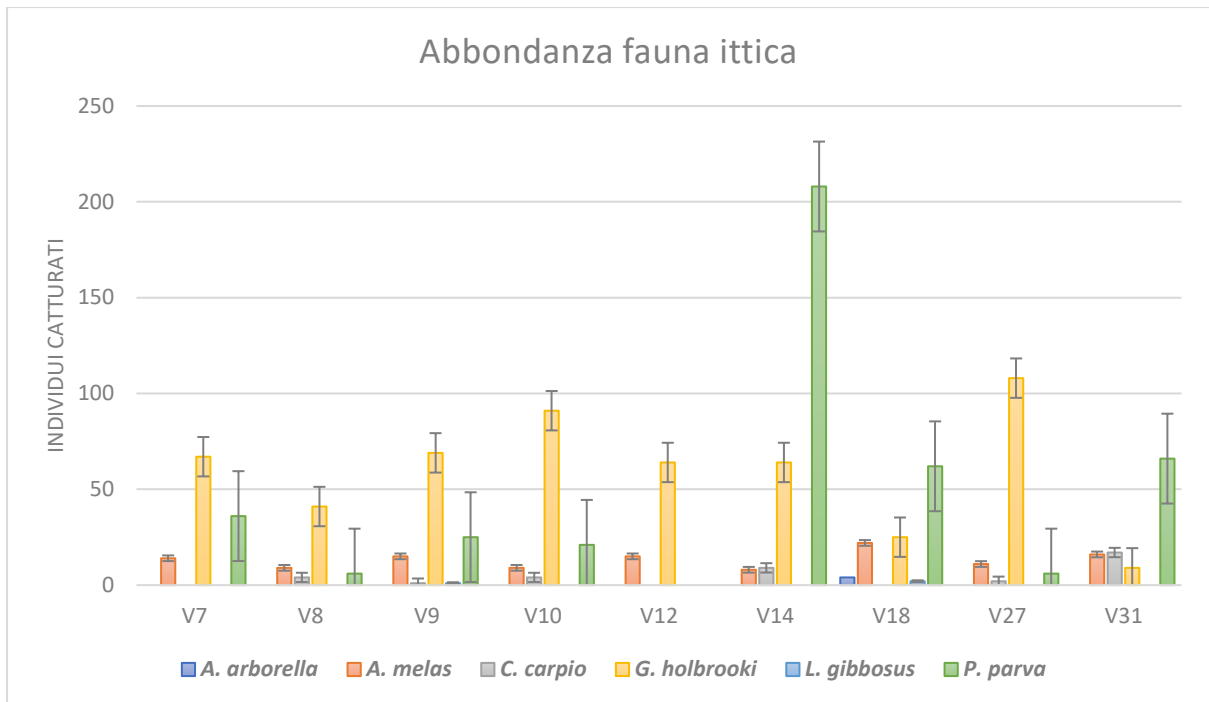


Figura 62. Numero di individui di fauna ittica complessivamente catturati per ciascuna specie durante i tre mesi di campionamento divisi per stazione.

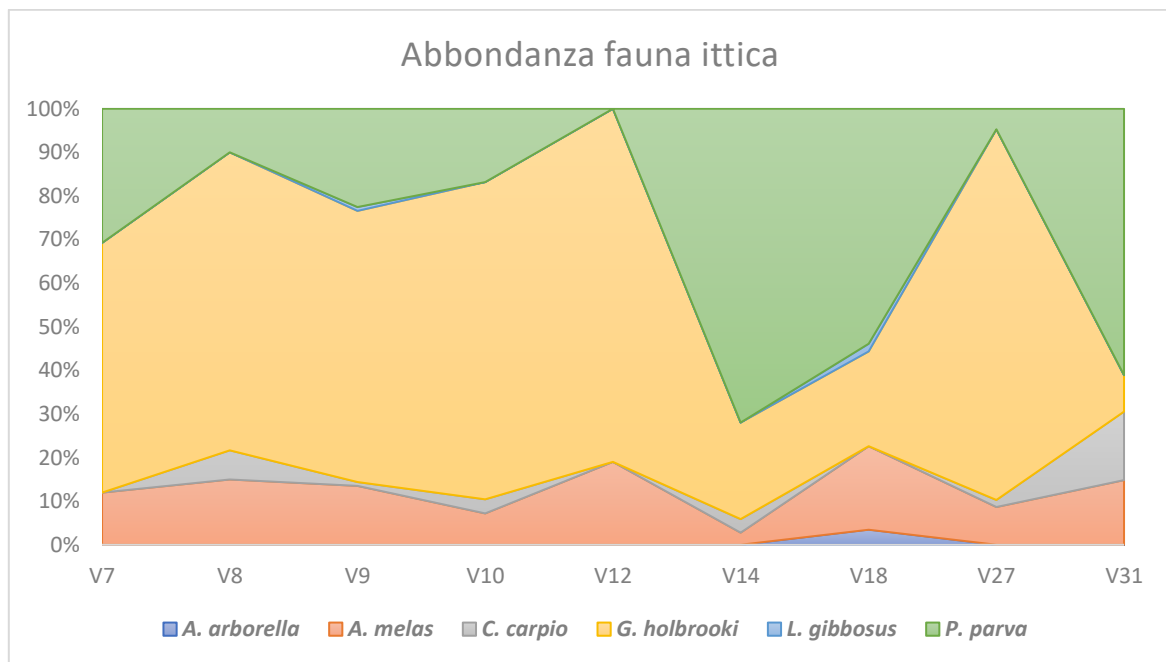


Figura 63. Distribuzione percentuale del numero di individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente durante i tre mesi di campionamento divisi per stazione.

Nelle **figure 64** e **65** sono riportate rispettivamente le biomasse e le biomasse percentuali degli individui per ciascuna specie nelle diverse stazioni ottenute cumulando insieme le catture effettuate nei tre mesi di campionamento. È evidente come *A. melas*, malgrado abbondanze non

particolarmente elevate, sia risultata la specie dominante, in termini di biomassa, in tutte le stazioni campionate, con la sola eccezione di V2 in cui non sono state catturate specie ittiche. In termini di biomassa il contributo di *P. parva* è risultato non trascurabile soprattutto nelle stazioni V14 e V31, mentre quello di *C. carpio* solamente in V31. Le altre specie campionate, compresa *G. holbrooki*, dominante in termini di numero di individui, hanno contribuito in modo trascurabile al popolamento ittico, quando si considerino invece le biomasse, in tutte le stazioni indagate.

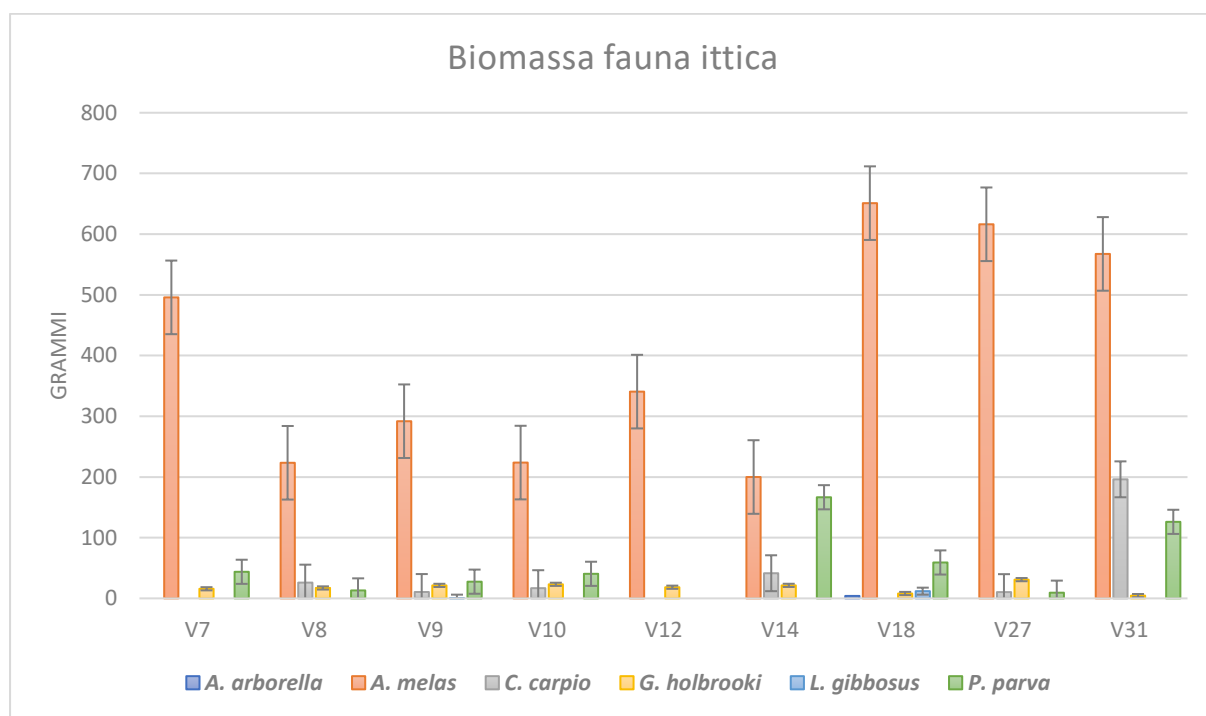


Figura 64. Biomassa (in grammi) degli individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente durante i tre mesi di campionamento divisi per stazione.

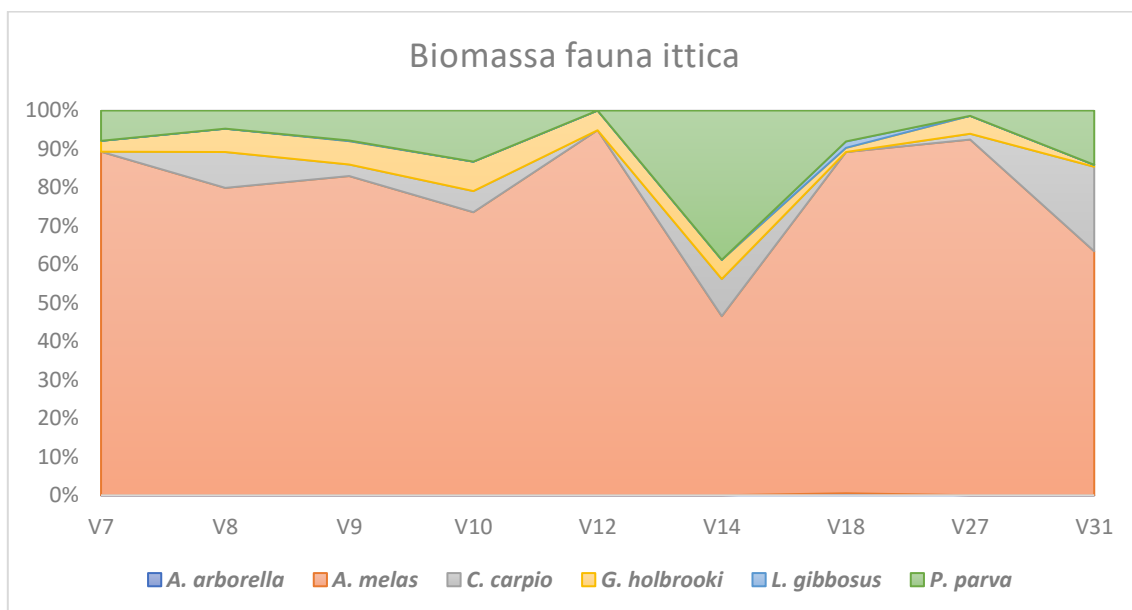


Figura 65. Distribuzione percentuale degli individui di fauna ittica catturati per ciascuna specie complessivamente durante i tre mesi di campionamento divisi per stazione.

Il gambero rosso della Louisiana, *Procambarus clarkii*

Nella **tabella 14** e nella **figura 66** viene riportato il numero di individui catturati in ciascuna stazione divisi per mese di campionamento. Complessivamente sono stati catturati 885 individui: 380 nel mese di giugno, 345 a luglio, e 160 a settembre. In generale è stato possibile notare una decrescita temporale delle abbondanze, gli individui campionati nel mese di settembre risultavano infatti meno della metà rispetto a quelli campionati in luglio, che a loro volta erano meno di quelli campionati in giugno. È poi subito evidente come la specie fosse totalmente assente nella stazione V2, mentre risultasse ubiquitaria nel resto delle stazioni, dove però sembrava essere presente con densità diverse. Il maggior numero di esemplari in una singola stazione (137 nei tre mesi) è stato catturato in V27, che è risultato anche l'unico sito in cui l'abbondanza è rimasta piuttosto alta anche nel mese di settembre. Le altre stazioni in cui sono stati catturati complessivamente più esemplari erano V31, V7, V10 e V9; in quest'ultima in particolare è stato registrato il picco di individui campionati in un singolo mese, 73 in giugno, con un brusco calo delle presenze nei mesi successivi, fino ad arrivare agli 11 esemplari catturati in settembre. Le stazioni in cui *P. clarkii* è risultata meno presente, oltre a V2 dov'era totalmente assente, sono V18 e V14, in quest'ultima stazione però non è stata effettuata alcuna cattura nel mese di settembre a causa del livello dell'acqua troppo basso.

Tabella 14. Sono stati riportati i numeri di individui di *P. clarkii* catturati in ciascuna stazione nei tre mesi di campionamento e in totale durante tutto il periodo dello studio. È stato inoltre riportato il totale di individui catturati complessivamente ogni mese nell'Oasi.

Numero di esemplari di <i>P. clarkii</i>				
	giugno	luglio	settembre	TOT
V2	0	0	0	0
V7	50	47	27	124
V8	42	42	14	98
V9	73	34	11	118
V10	57	28	25	110
V12	17	41	23	81
V14	23	25	-	48
V18	18	33	9	60
V27	48	50	39	137
V31	52	45	12	109
tot	380	345	160	885

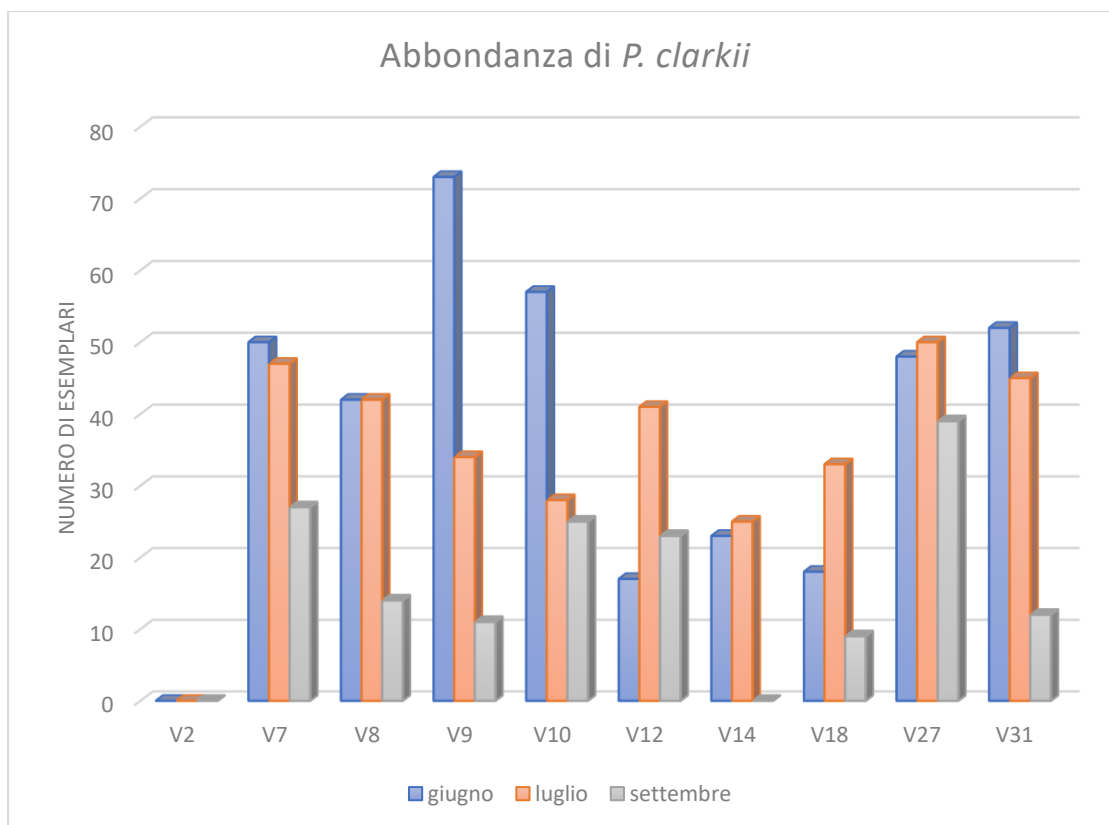


Figura 66. Numero di individui di *P. clarkii* catturati nelle diverse stazioni durante i tre mesi di campionamento.

Dal calcolo e dall'analisi della biomassa media per individuo (**figura 67**), risulta evidente come anche questo parametro, al pari dell'abbondanza degli individui, risulti diminuire nel tempo in tutte le stazioni di cattura. In particolare, picchi di biomassa media per individuo sono stati registrati nel mese di giugno nelle stazioni V12 (26,00 g), V27 (25,36 g) e V18 (23,11 g). Nelle stazioni più centrali dell'Oasi (V7, V8, V9 e V10) le biomasse medie per individuo sono risultate più basse e molto simili tra loro durante tutti i tre mesi di campionamento. Gli individui di minori dimensioni risultavano però essere quelli catturati in V14: 12,53 g in giugno e 12,87 g in luglio, con una biomassa media individuale circa la metà rispetto a quella degli individui delle stazioni dove sono stati registrati i picchi.

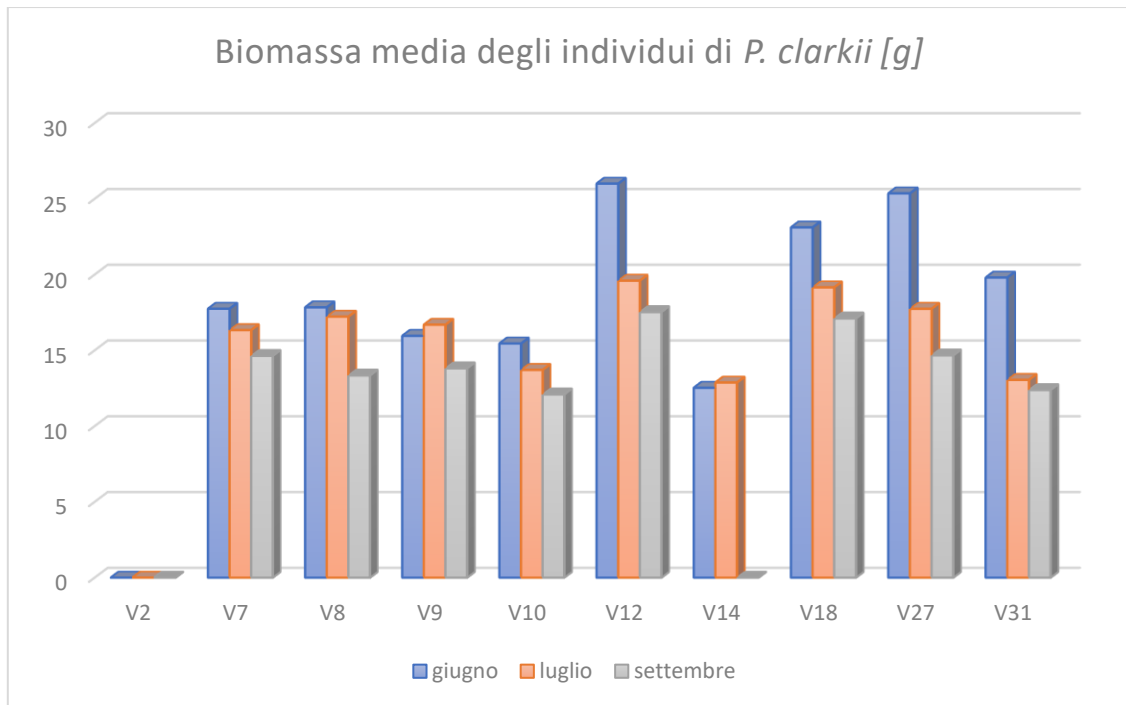


Figura 67. Biomassa media degli individui di *P. clarkii* catturati nelle diverse stazioni durante i tre mesi di campionamento.

La determinazione del sesso degli individui campionati ha permesso di calcolare la sex ratio della specie registrato durante i mesi di campionamento in Valle Averta. Complessivamente gli individui di sesso maschile sono risultati più abbondanti della controparte femminile. La sex ratio complessiva (**figura 68**) era di 1,25, con un totale di 492 maschi e 393 femmine. Calcolando la sex ratio nei diversi mesi, è sempre confermata una maggiore abbondanza degli individui maschili. La sex ratio per il mese di giugno era 1,25, per il mese di luglio 1,17, e per il mese di settembre ha raggiunto un massimo di 1,46.

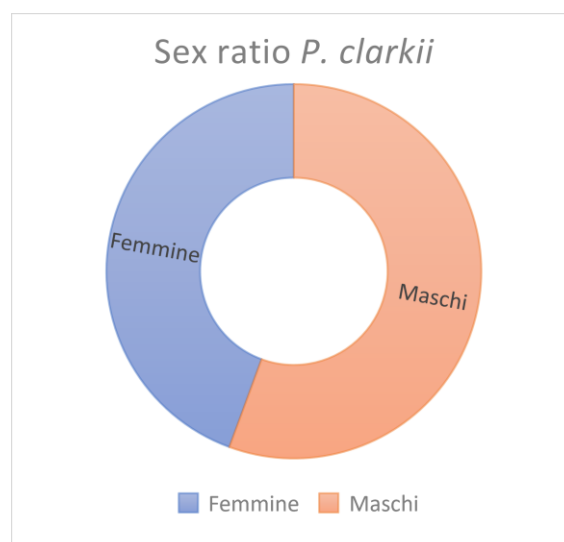


Figura 68. Sex ratio complessiva calcolata tra tutti gli individui di *P. clarkii* catturati durante i campionamenti con le nasse svoltisi tra giugno e settembre.

Esaminando la sex ratio per stazione (**figura 69**) è possibile osservare che gli individui maschi risultavano generalmente più abbondanti degli individui femmine, ma non ovunque; nella stazione V7, e soprattutto nella stazione V31, sono stati catturati un numero maggiore di esemplari di sesso femminile. La sex ratio maggiore a favore dei maschi (1,66) è stata riscontrata in V14, mentre la minore (0,73), appunto in V31.

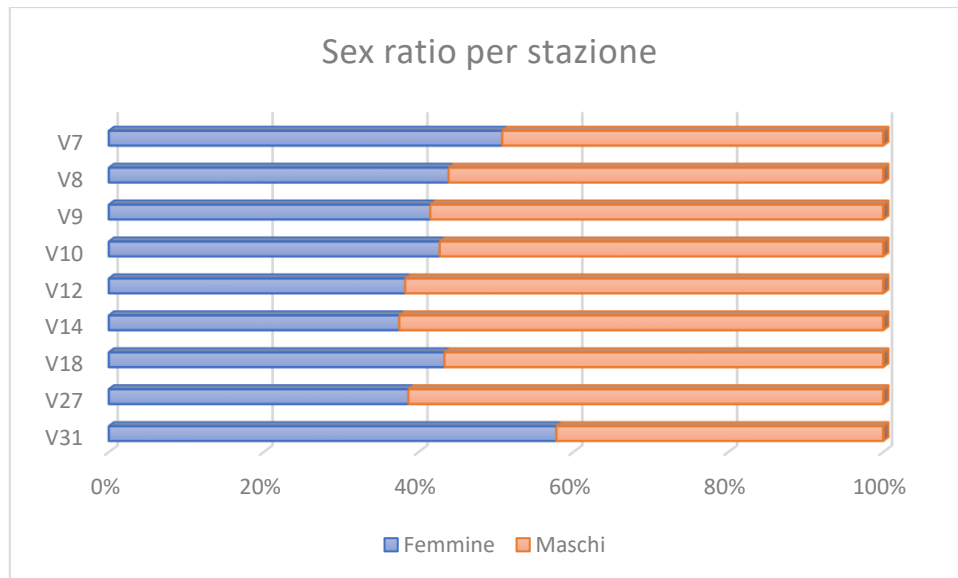


Figura 69. Sex ratio degli individui di *P. clarkii* catturati durante i tre mesi di campionamento calcolata per stazione.

La testuggine palustre, *Emys orbicularis*

Durante i campionamenti di fauna acquatica effettuati tra giugno e settembre sono stati catturati un totale di 26 individui di *E. orbicularis*, con una lunghezza media del piastrone (plastron length, PL) di 12,1 cm. L'esemplare di maggiori dimensioni presentava una lunghezza di 15 cm, quello di minori dimensioni era lungo 5,1 cm. Complessivamente solo tre individui presentavano una lunghezza del piastrone inferiore ai 10 cm, di conseguenza, considerando le dimensioni degli individui, si può affermare la maggior parte degli esemplari catturati fossero adulti (Zuffi & Gariboldi, 1995). Com'è possibile osservare dal grafico (**figura 70**), la maggior parte degli esemplari sono stati campionati nelle stazioni V2 e V12, e in numero minore in tutte le altre stazioni, tranne in V27 e V31 dove non è mai stato catturato alcun individuo di testuggine durante il periodo di indagine.

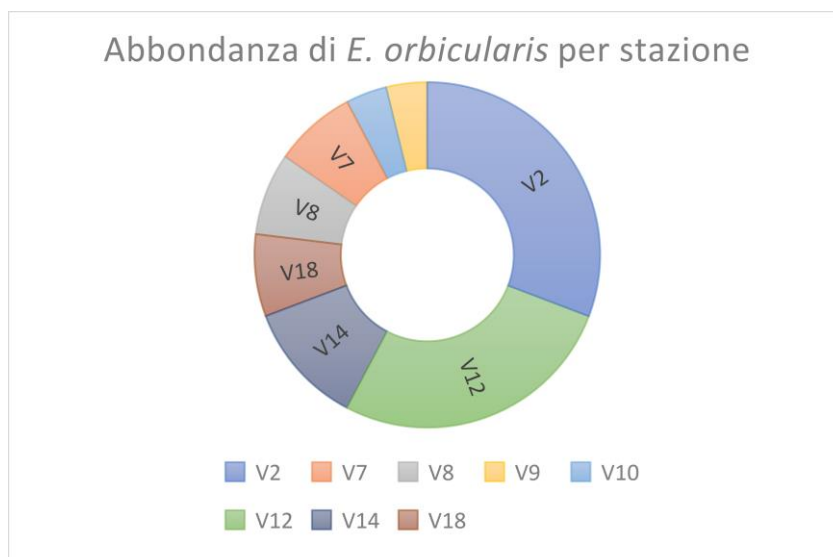


Figura 70. Distribuzione percentuale del numero di individui di *E. orbicularis* catturati complessivamente nei tre mesi di campionamento nelle diverse stazioni.

Nella **tabella 15** e nella **figura 71** è possibile osservare il numero di individui catturati in ciascuna stazione divisi per mese di campionamento. Risulta evidente come la maggior parte degli esemplari totali (21 su 26) sono stati campionati nel mese di giugno, e i restanti 5 nel mese di luglio, mentre nessun esemplare è stato catturato nel mese di settembre. La stazione in cui complessivamente sono stati campionati più esemplari era V2 (8), seguita da V12 (7), V14 (3), V7, V8 e V18 (2), V9 e V10 (1). Nel mese di giugno la specie è risultata quasi ubiquitaria nell'Oasi, concentrandosi soprattutto in V2, mentre i pochi esemplari campionati in luglio sono risultati concentrati in V12.

Tabella 15. Sono stati riportati i numeri di individui di *E. orbicularis* catturati in ciascuna stazione nei tre mesi di campionamento e in totale durante tutto il periodo dello studio. È stato inoltre riportato il totale di individui catturati complessivamente ogni mese nell'Oasi.

Numero di esemplari di <i>E. orbicularis</i>				
	giugno	luglio	settembre	TOT
V2	7	1	0	8
V7	2	0	0	2
V8	2	0	0	2
V9	1	0	0	1
V10	1	0	0	1
V12	4	3	0	7
V14	3	0	0	3
V18	1	1	0	2
V27	0	0	0	0
V31	0	0	0	0
tot	21	5	0	26

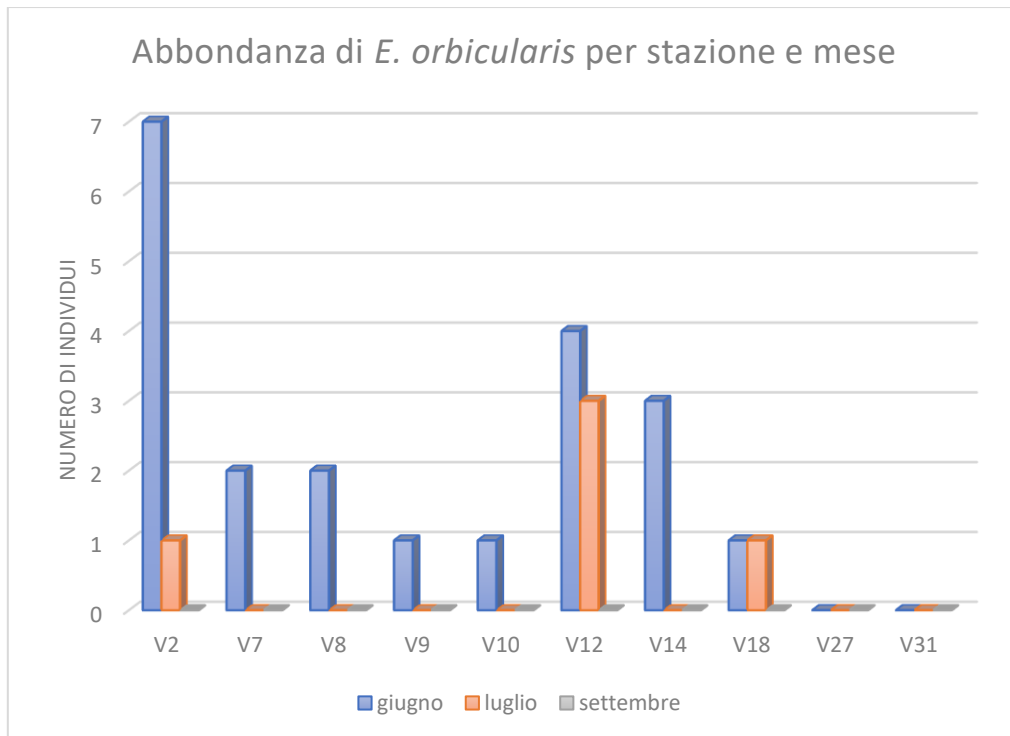


Figura 72. Numero di individui di *E. orbicularis* catturati in ciascuna stazione divisi per i tre mesi di campionamento.

4. DISCUSSIONE

4.1 Caratterizzazione idrobiologica di Valle Averno

Dal monitoraggio dei parametri chimico-fisici effettuato tra marzo e settembre nelle diverse stazioni si può affermare che la Valle è caratterizzata complessivamente da una discreta eterogeneità di ambienti acquatici. Risulta evidente come alcune delle stazioni prese in esame si discostino notevolmente dalle altre, come confermato anche dall'analisi delle componenti principali; considerando poi altre variabili, come la produzione primaria, le concentrazioni di nutrienti, la morfologia e l'idrologia dei corpi idrici, la vegetazione e la fauna acquatica è possibile caratterizzare le diverse zone di Valle Averno come segue:

- La zona di ingresso dell'acqua dolce dal canale Novissimo, che si immette in valle dalle campagne circostanti, dov'è situata la stazione V18, possiede caratteristiche ben distinte dalle acque del resto dell'Oasi. Indubbiamente, questa zona è fortemente influenzata dall'acqua in entrata, che fluisce piuttosto rapidamente, è decisamente meno torbida rispetto al resto delle acque della valle, ma presenta anche un carico di nutrienti notevole, come confermato anche dallo studio condotto da Selc nell'ambito del Progetto Europeo Life FORESTALL (Miotti & Checchin, 2021; Selc, dati non pubblicati). In particolare, si mantengono quasi costantemente elevate le concentrazioni di fosforo e nitrati, ma minime quelle di ammoniaca, indicando probabilmente una notevole influenza dell'attività agricola (Mitsch & Gosselink, 2000). Lo scorrimento rapido dell'acqua potrebbe essere responsabile della ridotta torbidità e di un'escursione termica della temperatura estremamente limitata nel corso della giornata, al contrario di tutte le altre stazioni indagate, ma allo stesso tempo potrebbe ridurre al minimo la produzione primaria, malgrado le elevate concentrazioni di nutrienti presenti. Anche la composizione faunistica sembra essere fortemente influenzata dall'acqua in entrata, in quanto in quest'area sono state campionate specie che la differenziano dal resto dell'Oasi. In particolare, *Lepomis gibbosus*, è stato campionato quasi esclusivamente in questa stazione, mentre *Alburnus arborella*, nell'ambito di questo studio, non è mai stata individuata in altre parti della valle se non in quest'area, dove invece è stata pescata in più occasioni. Anche il già citato studio di Zanardo (Zanardo, 2015) ha identificato in questo sito una netta predilezione da parte delle due specie. La loro presenza in questo sito è però probabilmente legata all'entrata di individui dal canale Novissimo, che non riescono poi a diffondersi e a prosperare nel resto della valle, forse a causa della maggiore competitività con altre specie alloctone. La tipologia di habitat favorito da queste due specie, infatti, possiede caratteristiche più simili a quelle dei corpi idrici più interni all'Oasi (Marconato et al., 2000), eppure in quelle aree le due

specie sono quasi completamente assenti, al contrario è ben diffusa *P. parva*, specie che probabilmente ha un forte impatto sulla presenza di *A. arborella* (Marconato et al., 2000).

- I corpi idrici più centrali della valle, percorsi dall'acqua che dopo essere entrata in valle ha già fluito per tutta la parte meridionale dell'Oasi, presentano caratteristiche molto simili tra loro. Possiamo raggruppare in quest'area canali più o meno profondi (da poche decine di cm a quasi un metro), con acque più o meno stagnanti, e piccoli stagni non molto profondi (qualche decina di cm) dove il fluire dell'acqua è piuttosto lento. Le stazioni presenti in quest'area, nell'ordine con cui vi fluisce l'acqua, sono V27, V12, V10, V8, V7, V9 e V28. Per tutto il periodo dello studio, come confermato anche dall'analisi delle componenti principali, queste stazioni presentavano caratteristiche abbastanza simili tra loro. Malgrado qualche occasionale variazione di alcuni parametri, complessivamente quest'area della valle presenta un carico di nutrienti decisamente ridotto rispetto all'acqua in entrata. Probabilmente, infatti, fluendo per la parte meridionale dell'Oasi, l'acqua beneficia delle proprietà fitodepurative della vegetazione (LIFE FORESTALL Technical Application Forms, 2019), che abbondantemente presente anche nella zona centrale dell'Oasi, mantiene la qualità dell'acqua in condizioni migliori. In questa parte di Valle Averno, tra la stazione V7 e V9 è localizzata anche una delle cinque stazioni monitorate dell'ambito del Progetto FORESTALL, e i rilevamenti confermano una qualità delle acque generalmente migliore rispetto al resto dell'Oasi, come confermato anche dal calcolo dell'Indice LIMeco da parte di Selc (Miotti & Checchin, 2021; Selc, dati non pubblicati). Durante il periodo 2020-2021, infatti, questo indice possedeva il valore più alto tra tutte le stazioni, traducibile in un migliore stato dell'acqua, seppur ricadendo nella classe di qualità intermedia assegnabile dall'indice, ovvero 'sufficiente'. A beneficiare delle condizioni dell'acqua migliori rispetto al resto dell'Oasi è però una fauna acquatica dominata da alloctoni. In particolare, in quest'area si sono registrate le massime densità di *Gambusia holbrooki* e *Paracambarus clarkii*, oltre ad un'omogenea diffusione di *Ameiurus melas*. Anche *Pseudorasbora parva* è risultata diffusa in quest'area, seppur con densità minori rispetto ad altri siti. *P. clarkii* raggiungeva nelle stazioni adiacenti V27 e V12 anche le dimensioni medie individuali maggiori tra tutti gli individui campionati nel corso dello studio, ad indicare che potrebbero trovare nell'acqua che proviene dalla parte meridionale dell'Oasi le caratteristiche più adatte alla loro crescita. Queste due stazioni, nonostante fossero vicine e condividessero la presenza di individui di *P. clarkii* mediamente più grandi e una composizione ittica molto simile, sono risultate molto differenti in termini di presenze della specie autoctona *Emys orbicularis*. Se in V27, infatti, non è mai stato catturato alcun individuo di questa specie, V12 è risultata la seconda stazione tra quelle campionate in cui *E. orbicularis* era maggiormente

presente. Al netto delle tante similitudini tra V27 e V12, questa forte discrepanza potrebbe essere spiegata dalle differenze di vegetazione fra le due stazioni. La copertura vegetazionale è infatti scarsa in V27 e abbondante in V12, tanto da risultare il fattore che probabilmente ha maggior peso nel determinare la presenza o l'assenza di *E. orbicularis*, come concluso nei loro studi anche da Pesce (Pesce, 2020) e Liuzzo (Liuzzo, 2022).

- La stazione V31 è localizzata nei pressi della fine del percorso dell'acqua all'interno della valle, prima di essere scaricata in laguna. In questa zona, l'acqua presentava caratteristiche molto simili a quelle dei corpi idrici più centrali dell'Oasi, l'acqua in uscita sembra quindi essere qualitativamente migliore di quella presente in altri siti di Valle Averte, come V2, V14 e V18. La composizione della fauna acquatica, tuttavia, sembra discostarsi da quella che caratterizza le zone centrali dell'Oasi. In termini di abbondanza, infatti, a risultare nettamente dominante era *P. parva*, probabilmente a scapito della più piccola *G. holbrooki*, che in questo sito risultava quasi totalmente assente. Un'altra specie che qui non è stata individuata è *E. orbicularis*, forse a causa di una vegetazione non troppo abbondante o della maggiore velocità dell'acqua che scorre verso l'uscita della valle.
- Rispetto alle stazioni della zona centrale precedentemente trattate, la stazione V14 è localizzata lungo un percorso alternativo effettuato dall'acqua nella parte centro-orientale della valle. Si tratta di un sito che presenta caratteristiche molto differenti rispetto alle altre zone della valle su cui è stato condotto lo studio, e qui il livello dell'acqua si è abbassato così tanto da aver portato il canale quasi in secca per praticamente tutta l'estate. La qualità di questo sito è infatti risultata piuttosto scarsa, con concentrazioni di fosforo e ammoniaca che durante l'estate hanno raggiunto concentrazioni molto elevate (D.Lgs. 152/99; Salvati et al., 2005). Anche la temperatura della poca acqua presente ne ha risentito, venendo maggiormente riscaldata dal sole estivo ha infatti superato i 30 °C, contribuendo anche ad un aumento della salinità. La produzione primaria è risultata estremamente elevata, con la maggiore abbondanza e diversità di specie di fitoplancton presenti e con i valori di clorofilla tra i più alti in assoluto tra quelli misurati in Valle Averte, con conseguenti picchi di ossigeno disciolto estremamente elevati di giorno (fino al 184,65%, registrato il 17 maggio), seguiti da picchi di consumo di notte, con il possibile insorgere di crisi anossiche dovute, in quanto ad elevate temperature la velocità di riossigenazione naturale delle acque diminuisce, e contemporaneamente aumenta la velocità dei processi di ossidazione biologica (Bioprogram, 2008). A risentire di queste condizioni potrebbero essere tutte le specie acquatiche, considerando che addirittura l'invasivo *P. clarkii*, facilmente adattabile alle più svariate condizioni ambientali (Tricarico et al., 2018; LIFE ASAP, 2020), in questo sito ha registrato le

densità di presenza minori tra tutte le stazioni in cui presente, nonché dimensioni medie individuali molto inferiori alle altre stazioni, presentando una biomassa media individuale circa la metà di quella degli individui campionati in alcune delle stazioni localizzate nella zona centrale dell'Oasi. Nonostante la scarsa qualità dell'acqua, fortemente influenzata dalla secca estiva, *E. orbicularis* e *P. parva* sembrano essere perfettamente adattate in questo sito. Anche altri lavori (Pesce, 2020; Liuzzo, 2022) e il responsabile dell'Oasi indicano questo canale come uno dei favoriti dalla testuggine europea, che forse beneficia dell'abbondante vegetazione presente e dalla minore competitività con altre specie, come *P. clarkii*, che secondo Liuzzo (2022) impatterebbe negativamente su *E. orbicularis*.

- Anche la stazione V15 possiede caratteristiche piuttosto particolari e distinte dalle altre stazioni prese in esame. In questo sito sono state registrate variazioni dei parametri ambientali molto nette nel corso dei mesi. In particolare, ossigeno disciolto, ma anche torbidità e salinità che in generale sono risultate variabili abbastanza costanti nelle altre stazioni, e ancora l'ammoniaca, hanno alternato mesi in cui presentavano valori molto bassi a mesi in cui venivano raggiunti picchi piuttosto elevati. Il canale ove è localizzata questa stazione è direttamente connesso con il Lago Ancillotto, uno dei laghi di Valle Averte, e la fluttuazione dei parametri potrebbe essere legato proprio all'influenza variabile delle acque del lago sul canale. Per meglio comprendere le dinamiche di questa zona andrebbe condotto uno studio che si concentri o che comprenda anche la caratterizzazione delle acque dei laghi, e non solo delle acque interne dell'Oasi, come fatto in questo lavoro di tesi. I livelli di azoto nitrico e fosforo comunque non risultavano particolarmente elevati, il che potrebbe suggerire che le acque dei laghi potrebbero trovarsi in uno stato di qualità migliore rispetto alla parte interna dell'Oasi, com'era stato concluso anche da Bioprogram in seguito a uno studio effettuato sui laghi nel 2005 (Bioprogram, 2008).
- Caratteristiche ancora differenti sono quelle che presenta il canale che costeggia a nord il Lago Ancillotto. All'estremità meridionale di questo canale è situata la stazione V2, che tra tutte è quella che maggiormente si è differenziata dalle altre durante la presente indagine. Si tratta innanzitutto di un canale considerabile mesoalino, poiché la sua salinità si è mantenuta attorno al 10‰ durante tutto il periodo di studio; ciò è probabilmente dovuto al fatto che il canale è da alcuni anni escluso completamente dal reticolo idrologico della valle, di conseguenza non vi è alcun apporto di acqua dolce, se non di acqua piovana. Il mancato afflusso di acqua dolce e forse anche una certa influenza dall'acqua salmastra dei laghi e della laguna sulle acque del canale, ne hanno probabilmente causato una graduale salinizzazione, fino a raggiungimento delle condizioni attuali. Durante i mesi estivi, inoltre, il canale è risultato

particolarmente torbido, la produzione primaria era fortemente aumentata, raggiungendo in luglio il picco massimo assoluto della concentrazione di clorofilla tra tutte le stazioni durante l'intero periodo di studio. Sono risultate piuttosto elevate anche le concentrazioni di azoto nitrico, fosforo e in particolare di azoto ammoniacale, che sempre in questa stazione ha raggiunto il picco massimo assoluto nel mese di giugno. Tra i mesi di maggio e luglio sono inoltre stati registrati valori piuttosto bassi di ossigeno disciolto, con un minimo di 14,04% in luglio. Proprio in questo mese, durante i campionamenti effettuati in mattinata, era presente anche un odore pungente di idrogeno solforato, ad indicare una possibile crisi anossica verificatasi durante la notte precedente (Liu, et al., 2019). Tutte queste caratteristiche del sito sono probabilmente influenzate fortemente dall'isolamento del canale e dalla totale assenza di ricircolo dell'acqua, rendendolo soggetto a possibili e probabili problematiche, come appunto l'anossia nei mesi più caldi dell'anno (Mitsch & Gosselink, 2000; Bioprogram, 2006; Liu et al., 2019). A risentirne è sicuramente la fauna ittica che risulta completamente assente da questo canale. Le condizioni ambientali riscontrate in questo sito potrebbero spiegare anche l'assenza di *P. clarkii* che potrebbe essere scomparso dal canale in seguito al peggioramento della qualità delle acque o all'aumento della salinizzazione dell'acqua (Meineri et al., 2014). Le uniche specie che sembrano in grado di sopravvivere in questo ambiente sono risultate il gamberetto *Palemonetes antennarius* e la testuggine *E. orbicularis*. Entrambe, addirittura, hanno presentato densità piuttosto elevate, le più alte per le loro specie tra tutte le stazioni oggetto di studio. Queste due specie, evidentemente in grado di sopravvivere a condizioni critiche come quelle presentate da questo sito, o nel caso di *P. antennarius* favorite anche dalla salinità più elevata (Ungherese et al., 2008), beneficiano sicuramente dalla totale assenza di specie ittiche e di *P. clarkii*, che possano avere un impatto negativo su di loro (Pesce, 2020; Liuzzo, 2022).

Complessivamente, Valle Averno si presenta quindi come un sito piuttosto diversificato nelle sue parti, ma che, dove più e dove meno, presenta caratteristiche spesso non ottimali per la fauna acquatica. Ancora nel 2006 Bioprogram valutava una criticità complessiva del sistema, con una classe di qualità delle acque mediocri (Bioprogram, 2006). Questo lavoro di tesi e il contemporaneo studio portato avanti da Selc nell'ambito del progetto Life FORESTALL (Miotti & Checchin, 2021; Selc, dati non pubblicati) riconfermano a distanza di anni che lo status qualitativo delle acque dell'oasi risulta scarso in alcune zone e sufficiente in altre, mantenendo comunque diverse problematiche. L'elevato carico organico e le condizioni di eutrofia sono probabilmente la conseguenza di un insufficiente afflusso d'acqua dolce all'interno della valle, con il rischio di raggiungere condizioni di particolare pericolosità per la vita acquatica (Bioprogram, 2006). Complessivamente, la fauna acquatica autoctona presenta

uno stato di conservazione per nulla ottimale. La presenza di una numerosa popolazione di *E. orbicularis* (Liuzzo, 2022) è sicuramente l'unico aspetto positivo dal punto di vista della funzionalità conservazionistica dell'Oasi. Le uniche altre specie autoctone rilevate (*P. antennarius*, *A. arborella*, *Pomatoschistus canestinii* e *Knipowitschia panizzae*) sono risultate estremamente rare e sporadiche durante tutto il periodo di svolgimento dello studio, oltre che durante lo studio condotto da Zanardo pochi anni prima (Zanardo, 2015). Entrambi gli studi evidenziano un'assoluta dominanza di specie alloctone, soprattutto *G. holbrooki*, *P. parva* e *P. clarkii*, che contribuiscono sicuramente a peggiorare le condizioni di conservazione della fauna locale. A impattare sulle specie autoctone e sulla qualità degli habitat sono poi anche *Cyprinus carpio* e *Silurus glanis*, i cui esemplari adulti raggiungono dimensioni notevoli e che quindi non possono essere campionati durante studi effettuati tramite l'utilizzo di nasse, ma la cui presenza e abbondanza sono note grazie a interventi di pesca effettuati nell'ambito del progetto Life FORESTALL, per quanto riguarda il siluro, e nell'ambito della gestione ordinaria dell'Oasi, per quanto riguarda la carpa. Quest'ultima, in realtà, può essere facilmente osservata anche ad occhio nudo, essendo molto diffusa e raggiungendo grandi dimensioni. Inoltre, la presenza di individui giovanili messa in evidenza in più stazioni durante questo lavoro di tesi sta ad indicare che questa specie si è riprodotta con successo nel periodo di indagine. Negli anni, le biomasse di questa specie prelevate sono state notevoli, nell'ordine di centinaia o migliaia di chilogrammi l'anno, e non sembra essere presente una tendenza della specie a diminuire (Borella, dati non pubblicati). Ciò indica probabilmente che la popolazione di *C. carpio* in Valle Averte è talmente numerosa e ben strutturata da non risentire delle abbondanti catture, suggerendo che possa dunque avere notevoli impatti sulla qualità delle dell'Oasi, sia per quanto riguarda alcuni parametri abiotici, come la torbidità, che aumenterebbe a causa della risospensione dei sedimenti provocata dalla bioturbazione dei fondali operata dalle carpe durante le attività di ricerca delle prede bentoniche (Huser et al., 2022), che per quanto riguarda la competizione per gli spazi e le risorse con le specie ittiche autoctone (Marconato et al., 2000). Al contrario, la popolazione di *S. glanis* sembra essere in decrescita, in quanto le catture sono in calo ogni anno da quanto è iniziato il prelievo nell'ambito del progetto Life (Borella, dati non pubblicati). Inoltre, nessun esemplare giovanile della specie è mai stato campionato durante questo studio, né durante lo studio effettuato da Zanardo (Zanardo, 2015), indicando che forse la sua popolazione non è così abbondante e ben strutturata in Valle Averte, o che non trovi le condizioni adatte per la riproduzione, e che quindi la specie potrebbe essere eradicata o per lo meno contenuta con successo, andando a minimizzare gli impatti negativi sulle altre specie.

4.2 Progetto di ripristino e gestione

4.2.1 Fasi e sviluppo di un progetto di ripristino nelle zone umide

L'obiettivo primario dei progetti di recupero delle zone umide è ripristinare e preservare i benefici forniti dalle zone umide, ristabilendo i naturali processi ecologici (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Alcune funzioni delle zone umide possono essere imitate con l'installazione di strutture ingegneristiche, ma questa tipologia di intervento, in genere, non garantisce il massimo beneficio ecologico, ed è quindi preferibile optare per interventi che garantiscono maggiormente la naturalità del sito. L'obiettivo degli interventi di ripristino è infatti quello di riportare una zona umida degradata o un'ex zona umida ad una condizione preesistente o il più vicino possibile a tale condizione. In altri casi, si possono effettuare solamente degli interventi di miglioramento mirati all'incremento di una o più funzioni svolte da una zona umida, causando spesso però una diminuzione di altre funzioni. I progetti di ripristino e di miglioramento possono essere difficili da distinguere l'uno dall'altro; infatti, entrambi vengono eseguiti in zone umide degradate già esistenti. Nel primo caso è però previsto il ritorno di una zona umida ad uno stato precedente (ad esempio, il riempimento di un fossato in modo che una zona umida drenata venga nuovamente allagata), mentre nel secondo caso la zona umida viene modificata in modo che una o più funzioni vengano migliorate anche oltre il loro stato originale (ad esempio, la deviazione di un piccolo ruscello in una zona umida in modo che l'area abbia acque più profonde). Migliorare una zona umida in un certo modo, tuttavia, ne può degradare altri aspetti. Ad esempio, un maggiore apporto di acqua in una zona umida può creare un habitat migliore per i pesci, ma ridurrà la capacità della zona umida di trattenere le acque che dilavando i suoli si arricchiscono di nutrienti e inquinanti. Di conseguenza, quando viene intrapreso un progetto di ripristino delle zone umide, gli obiettivi del progetto dovrebbero includere la riduzione al minimo di qualsiasi diminuzione delle funzioni esistenti, mirando ad ottenere una situazione di miglior compromesso possibile (Mitsch & Grosselink, 2000; Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002).

Generalmente, durante i progetti di ripristino vengono implementate solo le azioni necessarie per ristabilire i processi naturali delle zone umide da recuperare, e per fare ciò possono essere utilizzati metodi differenti. Un primo metodo è spesso definito 'passivo', e si basa sulla rimozione dei fattori che causano il degrado o la perdita delle zone umide, lasciando poi che gli ecosistemi si ripristino in maniera naturale. Ad esempio, se la vegetazione delle zone umide e la qualità dell'acqua vengono degradate principalmente a causa del pascolo del bestiame, l'interruzione di tale attività potrebbe essere l'unica azione necessaria per ripristinare il sistema coinvolto. I metodi passivi consentono

quindi la rigenerazione naturale delle comunità vegetali delle zone umide, la ricolonizzazione naturale da parte degli animali e il ripristino dell'idrologia e dei suoli delle zone umide. Questo approccio è più appropriato nei casi in cui il sito degradato conservi ancora le caratteristiche di base delle zone umide e la fonte del degrado possa essere rimossa. Il successo dei metodi passivi, di solito, dipende però dalla disponibilità di una fonte d'acqua accessibile, dalla vicinanza di piante e animali tipici delle zone umide e dal meccanismo che consente alle specie di colonizzare il sito. I vantaggi dei metodi passivi includono un basso costo e un alto grado di certezza che la zona umida risultante sarà compatibile con il paesaggio circostante. Per molti siti i metodi passivi non sono però sufficienti per ripristinare il sistema naturale, ed è quindi necessario servirsi di un approccio definito 'attivo'. In questo caso è necessario compiere degli interventi fisici, in cui l'uomo controlla direttamente i processi del sito per ripristinare, creare o migliorare le zone umide. Questo tipo di approccio è più appropriato quando una zona umida è gravemente degradata o quando gli obiettivi non possono essere raggiunti in altro modo, e comporta anche costi significativi per l'attuazione dei lavori necessari (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002).

Un progetto di ripristino può prevedere quattro fasi principali: la pianificazione, l'implementazione, il monitoraggio e la gestione a lungo termine.

- La fase di pianificazione è di estrema importanza, ma molto spesso viene trascurata dal progetto di restauro, risultando di conseguenza tra le ragioni principali per cui molte volte i progetti non riescono a ripristinare naturalmente dei sistemi autosufficienti e funzionanti. Questa fase è fondamentale perché richiede di caratterizzare l'areale del progetto, raccogliendo informazioni, resoconti storici e permettendo di capire meglio come intervenire, stabilendo obiettivi chiari e realizzabili.
- La fase di implementazione corrisponde al processo fisico di realizzazione effettiva del progetto di restauro, e generalmente include la preparazione del sito, la realizzazione di interventi, la manutenzione e la gestione adattiva continua. Durante la preparazione del sito, l'area interessata dal progetto viene modificata per consentire il funzionamento dei processi naturali o per prepararlo ad un ulteriore intervento antropico e può comprendere, ad esempio, la rimozione di specie alloctone, di sedimento o di suoli inquinati. A volte questo tipo di azioni possono essere sufficienti, altre volte devono invece essere realizzati ulteriori interventi. Durante questa fase può verificarsi un'ampia gamma di attività, che possono risultare anche piuttosto invasive, per questo è importante ridurre al minimo gli impatti

temporanei ma distruttivi che possono verificarsi. Alcuni interventi che vengono realizzati in questa fase comprendono la realizzazione di strutture di controllo delle acque, la movimentazione di terreno, la stabilizzazione delle sponde dei corsi d'acqua, l'installazione di tubi o la piantagione di vegetazione. In fine, la fase di manutenzione e gestione è importante per mantenere il sito in condizioni ecologiche successivamente alla realizzazione degli interventi, e può comprendere il monitoraggio della biodiversità, la riparazione di strutture o altre azioni ricorrenti come la falciatura della vegetazione.

- La fase di monitoraggio viene sviluppata attraverso la raccolta sistematica di dati che forniscano informazioni sui cambiamenti del sito soggetto a ripristino, indicando i progressi verso la realizzazione degli obiettivi previsti o l'insorgenza di problematiche. Il monitoraggio è quindi essenziale per valutare il successo degli interventi, che non sempre è garantito. Durante la realizzazione del progetto possono infatti insorgere alcune problematiche o alcuni imprevisti, spesso sono quindi richieste azioni correttive in corso d'opera, della cui necessità ci si può rendere conto solamente grazie ad un continuo monitoraggio.
- La gestione a lungo termine è una fase del progetto di ripristino che va programmata poiché le zone umide sono ecosistemi che si evolvono e cambiano rapidamente in risposta all'ambiente circostante. Non ci si può dunque aspettare, che una volta realizzate le azioni pratiche di implementazione del progetto, il lavoro di ripristino sia terminato. Spesso una gestione a lungo termine si rende necessaria per mantenere attive le funzionalità del sito, attraverso, ad esempio, azioni che mantengano le strutture esistenti come gli argini, che affrontino problemi come la deposizione di sedimenti o la colonizzazione di specie invasive, e che mantengano una specifica comunità vegetale (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002).

4.2.2. Fase di pianificazione applicata a Valle Averno

Basandosi sui dati raccolti nell'ambito della caratterizzazione idrobiologica di Valle Averno, con questo lavoro di tesi si è cercato anche di sviluppare una teorica fase di pianificazione per un eventuale progetto di ripristino che coinvolga l'area, andando a suggerire alcune possibili azioni da implementare per il recupero e il miglioramento delle funzionalità dell'Oasi, con lo scopo di favorire la conservazione e la diffusione della fauna acquatica autoctona.

Inquadramento nel paesaggio locale

Per pianificare un progetto di ripristino di una zona umida che sia funzionale e compatibile con gli ecosistemi adiacenti, è necessario conoscere innanzitutto il paesaggio locale all'interno del quale è inserito il sito da recuperare (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). È quindi importante evidenziare come Valle Averte sia posizionate lungo la fascia costiera della Laguna di Venezia, collocandosi a est di vasti territori di campagna adibiti principalmente all'attività agricola, e a ovest di un'ampia zona lagunare occupata da barene. Bisogna quindi considerare che le acque dell'Oasi possano essere influenzate da queste due tipologie di ambienti che la circondano. In particolare, l'agricoltura rappresenta spesso una fonte di pesticidi e fertilizzanti che possono danneggiare le zone umide a causa delle loro alte concentrazioni che si accumulano nelle acque, mentre l'area lagunare potrebbe essere responsabile di una salinizzazione delle acque (Mitsch & Gosselink, 2000). Per quanto riguarda le possibili problematiche legate all'attività agricola, è possibile osservare dai campionamenti effettuati nella stazione in cui entra in valle l'acqua dolce proveniente dal Canale Novissimo, su cui si raccoglie l'acqua che scorre per le campagne, che le acque in entrata hanno presentato concentrazioni di nutrienti sempre decisamente superiori alla media delle concentrazioni nelle altre stazioni di campionamento individuate all'interno dell'Oasi. È quindi evidente che l'acqua che entra in valle presenta un eccessivo carico di nutrienti, che poi si abbassa, probabilmente grazie alle proprietà fitodepurative della vegetazione, che tende a migliorare la qualità delle acque che scorrono all'interno dell'Oasi. Per quanto riguarda la salinità, la maggior parte delle stazioni indagate presentavano concentrazioni molto basse, raramente superiori a 1‰ e spesso tendenti a 0. Ci sono però alcune eccezioni, in particolare una delle undici stazioni su cui si è concentrato lo studio presentava regolarmente una salinità attorno al 10‰, indice che probabilmente le acque lagunari hanno una certa influenza per lo meno in alcune aree della valle, soprattutto dove l'apporto di acqua dolce è molto scarso. Un altro aspetto da tenere in considerazione, relativamente al paesaggio all'interno del quale è situata l'area di studio, sono le connessioni con gli ambienti confinanti, con i quali possono avvenire anche scambi di biodiversità, soprattutto per quanto riguarda la fauna acquatica via acqua. È infatti plausibile pensare che le specie alloctone che popolano la valle, vi siano giunte grazie ai collegamenti con gli ambienti circostanti, e in particolare che la fauna ittica aliena abbia colonizzato l'Oasi arrivando dai canali d'acqua dolce disseminati nelle campagne circostanti, grazie all'unico attuale punto di ingresso dell'acqua in valle. Per la pianificazione delle azioni di recupero di Valle Averte è dunque importante tenere in considerazione l'influenza che il paesaggio entro cui è inserita, non solo ha avuto in passato, ma che ancora potrebbe avere in futuro, al fine di evitare di compiere interventi che possano essere vanificati dall'influenza del territorio circostante.

Raccolta dei dati

Per pianificare un progetto di ripristino è poi necessario effettuare una quanto più vasta caratterizzazione del sito da recuperare, attraverso la raccolta di dati quantitativi con cui effettuare una valutazione dello status attuale dell'area, per determinare quali possano essere le problematiche presenti e per individuare le corrette azioni da intraprendere per risolverle o per migliorare le condizioni presenti (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Si rendono dunque necessarie quante più informazioni possibili sull'idrologia, sui suoli, sulla vegetazione e sulla fauna. Proprio per questo motivo, nel presente lavoro di tesi, si è cercato di individuare e raccogliere tutti i dati disponibili provenienti da altri studi, monitoraggi e interventi realizzati in Valle Averno e documentati, che potessero risultare utili ai fini del lavoro. Vista l'importanza dei dati quantitativi, per ampliare la mole di dati disponibili, e per avere un quadro più chiaro e attuale dello status dell'Oasi, è stata svolta un'ulteriore indagine sull'area di studio attraverso i rilevamenti e i campionamenti descritti e discussi nei capitoli precedenti (Capitolo 2: Materiali e Metodi; Capitolo 3: Risultati; Capitolo 4.1: Caratterizzazione idrobiologica di Valle Averno).

Scelta degli obiettivi

La fase di programmazione prevede anche di stabilire gli obiettivi da raggiungere attraverso le azioni di recupero. Gli obiettivi devono essere chiari, realizzabili e quantificabili in maniera oggettiva e numerica attraverso dei target misurabili da associare a ciascun obiettivo. Questi target permettono di valutare se il progetto sta procedendo nella giusta direzione, o se si rende necessario intervenire con azioni correttive. I target devono quindi essere misurabili, oggettivi, ottenibili con metodi semplici e standardizzati, in modo che i dati possano essere comparabili nel tempo. Bisogna però tener conto anche dell'evoluzione naturale degli ecosistemi, includendo obiettivi incrementali. In caso di obiettivi molto specifici bisogna assicurarsi di non concentrarsi solo su quella determinata funzione da recuperare, ma pianificare il ripristino che coinvolga la maggior parte possibile del sistema (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Nel caso di Valle Averno, dal rilevamento delle problematiche presenti e dal lavoro di caratterizzazione possono essere individuati i seguenti obiettivi:

- miglioramento dell'idrologia della valle, per gestire in maniera ottimale lo scorrimento dell'acqua, migliorare i parametri chimico-fisici delle acque ed evitare episodi di anossia localizzati;
- abbattimento del carico di nutrienti presenti nelle acque, specialmente nel punto di ingresso dell'acqua in valle e negli altri siti dove le concentrazioni risultano così elevate da poter provocare l'insorgere di problematiche;

- diminuire la risospensione di sedimenti e quindi la torbidità delle acque, al fine di eliminare le problematiche che ne derivano;
- contenere le popolazioni di specie alloctone che possono competere o impattare negativamente sulla fauna autoctona o sull'ecosistema;
- espandere e migliorare l'habitat ideale per la conservazione della specie protetta *E. orbicularis*.

L'avanzamento di tutti questi obiettivi può essere facilmente valutato attraverso dei monitoraggi, similmente a quanto avvenuto nella fase di rilevamento e campionamento, ovvero attraverso l'utilizzo di una sonda multi-parametrica, analisi dei nutrienti e campionamenti della fauna acquatica. Potrà quindi essere valutato se i parametri dell'acqua, come torbidità e ossigeno disciolto, miglioreranno nel tempo, in seguito alle azioni effettuate, se le concentrazioni di nutrienti diminuiranno, se caleranno le catture di specie alloctone impattanti negativamente, come la carpa, il siluro, la pseudorasbora o il gambero della Louisiana, e se aumenteranno quelle della testuggine europea e delle specie ittiche autoctone.

Siti di riferimento

Considerando che nella maggior parte dei casi in cui si vuole andare a realizzare un progetto di ripristino non sono disponibili abbastanza informazioni dettagliate, diventa opportuno individuare un sito di riferimento con caratteristiche simili a quelle del sito da recuperare. I siti di riferimento sono in genere delle zone umide locali che possano rappresentare il sito del progetto, ma che si trovano in uno stato di minor disturbo. Bisogna inoltre tener sempre in considerazione il fattore temporale e non dimenticarsi delle variazioni naturali che avvengono nei sistemi naturali (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Purtroppo Valle Averte rappresenta un sito unico all'interno del paesaggio in cui è inserita, poiché la maggior parte delle zone umide che circondano la Laguna di Venezia sono di proprietà privata e di conseguenza non accessibili per studi scientifici. Non è dunque possibile individuare un sito di riferimento locale per il quale sia disponibile una maggiore quantità di dati rispetto a quanti già disponibili per Valle Averte. Per sviluppare una pianificazione degli interventi da effettuare si farà quindi riferimento a diversi siti, anche se non locali, che presentano caratteristiche e problematiche simili a quelle di Valle Averte, in modo che possano essere utilizzati come spunto ed esempio per la pianificazione degli interventi migliorativi e gestionali dell'Oasi.

L'approccio semplice

Una volta ottenuto un quadro complessivo dei dati disponibili sul sito e sui siti di riferimento, e stabilito gli obiettivi del progetto, bisogna scegliere l'approccio da utilizzare per l'implementazione. I metodi di

attuazione dei progetti sono molto diversi e dovrebbero essere sviluppati con tutte le competenze ecologiche, idrologiche e/o pedologiche che è possibile raccogliere. In generale, l'approccio migliore consiste nell'utilizzare i metodi più semplici possibili, perché più complesso è il progetto di una zona umida, maggiori sono le possibilità che qualcosa possa andare storto. L'attuazione dovrebbe quindi essere realizzata con i mezzi meno distruttivi disponibili e propendendo per le soluzioni più ecologiche possibili. Andrebbero dunque considerati per primi i metodi passivi, e solo in seguito, se necessario, gli interventi più attivi. Questo dovrebbe essere sicuramente anche il miglior approccio da utilizzare in Valle Averte, dando la precedenza a interventi più semplici, naturali e anche più economici, che possano comunque garantire una buona probabilità di successo nel miglioramento delle condizioni dell'Oasi, che comunque non si presenta in condizioni critiche da necessitare grandi interventi drastici.

Gestione adattativa e perfezionamento degli obiettivi

Quando si procede con l'implementazione è importante considerare le informazioni che verranno raccolte e che saranno disponibili, e sulla base di ciò sviluppare una gestione adattativa, ovvero incorporando le nuove informazioni in tutte le fasi del progetto. In questo modo il progetto viene costantemente perfezionato grazie ad un "ciclo di feedback" in cui avanzando con l'implementazione le nuove informazioni disponibili vengono incorporate per procedere alle fasi successive nella maniera più ottimale possibile. Allo stesso modo, anche gli obiettivi devono essere perfezionati con l'avanzare del progetto, in base ai dati ecologici raccolti sul paesaggio e alle condizioni attuali e passate del sito di ripristino (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Se in futuro alcune delle azioni proposte in questo lavoro dovessero essere effettivamente implementate in Valle Averte, sarà dunque fondamentale monitorare costantemente l'avanzare dei risultati, in modo da poter integrare le conoscenze di partenza con quelle raccolte in corso d'opera, potendo quindi perfezionare gli obiettivi qui proposti.

4.2.3. Interventi pratici di recupero e gestione dell'Oasi

Idrologia e qualità dell'acqua

L'idrologia è la variabile più importante nella progettazione del ripristino delle zone umide, in quanto se le corrette condizioni idrologiche sono raggiunte, anche le condizioni chimiche e biologiche ne risentiranno positivamente (Mitsch & Gosselink, 2000). Prima di qualsiasi altra azione implementativa, è quindi indispensabile ristabilire le migliori condizioni idrologiche, senza le quali altri interventi potrebbero risultare inutili o di scarso successo nel tempo. Bisogna considerare poi che l'idrologia dipende da molti fattori, come il clima, le variazioni stagionali, gli apporti di acque superficiali e

sotterranee ed eventualmente l'infiltrazione di acque salate o salmastre dalla confinante laguna. Le zone umide che presentano una variazione stagionale del livello dell'acqua hanno maggiori potenzialità di sviluppare una maggiore diversità di piante, animali e processi biogeochimici (Mitsch & Gosselink, 2000). In un sito come Valle Averno, in cui lo scorrimento e i livelli di profondità dell'acqua sono regolati antropicamente dall'apertura e dalla chiusura di numerose chiaviche tra i vari corpi idrici, è importante riuscire a garantire una certa naturalità nella fluttuazione dei livelli stagionali dell'acqua, evitando di mantenerne la profondità pressoché costante. La fluttuazione dei livelli dell'acqua può infatti provocare l'ossidazione dei sedimenti organici, andando a ringiovanire il sistema, aumentandone la capacità di ritenzione dei nutrienti (Mitsch & Gosselink, 2000). Per ridurre il carico di nutrienti nelle acque, bisogna poi tenere in considerazione che grandi concentrazioni vengono accumulate proprio dai sedimenti, e rilasciate maggiormente nei periodi in cui l'erosione dei suoli è maggiore, generalmente in primavera, quando la copertura vegetazionale è ancora scarsa e si verificano spesso eventi di pioggia importanti, oltre che nei periodi in cui l'utilizzo di fertilizzanti in agricoltura è maggiore, anche in questo caso in primavera (Mitsch & Gosselink, 2000). Questo periodo dell'anno potrebbe quindi risultare critico per quanto riguarda l'arricchimento di nutrienti dell'acqua e dei sedimenti, e va quindi gestito attentamente, ad esempio attraverso interventi che riducano la l'erosione, che comprendono la piantagione di vegetazione a crescita rapida o il posizionamento di barriere in materiali naturali e biodegradabili che stabilizzino le sponde senza denaturalizzare l'area (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). L'impianto di vegetazione, magari in grado di tollerare certi livelli di inquinamento, può essere utile, oltre che per diminuire l'erosione, anche per migliorare in maniera diretta la qualità dell'acqua, attraverso le sue capacità fitodepurative (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002). Un altro fattore fondamentale nell'abbattimento delle concentrazioni di nutrienti è il tempo di residenza dell'acqua nella zona umida, che si calcola attraverso il flusso e il volume totale di acqua nel sito. Questo fattore rappresenta quanto l'acqua rimane mediamente all'interno della zona umida, prima di uscirne. È stato calcolato che, per adempiere alla funzione di abbattimento dei nutrienti, il tempo di residenza dell'acqua nelle zone umide deve essere compreso tra i 5 e i 14 giorni, ma tale durata può variare dipendentemente dalla stagione, e quindi dalla disponibilità di acqua, risultando maggiore nei periodi secchi, e minore dei periodi più piovosi (Mitsch & Gosselink, 2000). Nel caso di siti di relativamente piccole dimensioni, come Valle Averno, può risultare difficile rispettare tali durate, è però importante evitare che l'acqua scorra ed esca troppo velocemente dalla zona umida, con carichi di nutrienti potenzialmente ancora elevati. A tale scopo sarebbe buona pratica cercare di prolungare il percorso delle acque all'interno dell'Oasi, gestendone in maniera ottimale i flussi lungo i vari canali e stagni che occupano la valle. Anche la morfologia dei bacini è un altro fattore fondamentale per regolare i flussi dell'acqua e per le

funzionalità che fornisce. Per garantire un buon trattamento delle acque è raccomandata una pendenza dell'alveo attorno allo 0,5%. Sarebbe poi ottimale la presenza di una certa varietà nella profondità delle acque, per le diverse funzionalità che si possono avere. Le acque più profonde (> 50 cm) forniscono un habitat ideale per i pesci, aumentano la capacità di abbattimento dei nutrienti e favoriscono la reazione di nitrificazione, che precede quella di denitrificazione, attraverso la quale viene rimosso l'azoto. Le acque poco profonde (< 50 cm) favoriscono invece la crescita della vegetazione acquatica e altre reazioni chimiche come la denitrificazione (Mitsch & Gosselink, 2000). È quindi importante che anche in Valle Aversa venga mantenuta una certa disomogeneità nella profondità dei corpi idrici, in modo da garantire il migliore trade-off tra i vari vantaggi e svantaggi che vengono forniti dai diversi livelli dell'acqua. Nel caso l'erosione e la sedimentazione tendessero ad interrare i bacini, sarebbe necessario intervenire scavando per approfondire alcune aree, per non perdere determinate funzionalità, come il mantenimento di un habitat adatto al popolamento della fauna ittica. È però importante non intervenire ovunque, mantenendo una bassa profondità in alcune zone, cercando la proporzione tra profondità minori e maggiori che garantisca la più grande resa funzionale. Attraverso gli interventi di idrologia si mira quindi a raggiungere diversi obiettivi, come la gestione più appropriata dello scorrimento dell'acqua nell'Oasi, il miglioramento dei parametri chimico-fisici, l'abbattimento delle concentrazioni di nutrienti, lo sviluppo di condizioni ottimali per la funzionalità degli ecosistemi e la creazione delle basi per la gestione della biodiversità animale e vegetale. È importante non concentrarsi solamente su uno o pochi interventi, ma considerarne quanti più possibile, regolandoli in maniera equilibrata in modo da non favorire estremamente solo alcune funzionalità e per nulla altre, ma di favorirle tutte il più possibile senza sacrificare le altre.

Gestione della fauna acquatica

Una volta che lo status di base dell'Oasi sia migliorato attraverso la gestione dell'idrologia della zona umida e siano state ripristinate le caratteristiche qualitative adatte, si può proseguire con la pianificazione di azioni volte a gestire la fauna acquatica, relativamente alla conservazione delle specie autoctone, principalmente quelle protette, e al contenimento delle specie alloctone che esercitano un impatto negativo sugli habitat e sulle altre specie.

- **Conservazione della fauna ittica autoctona:** la fauna ittica svolge un ruolo fondamentale nella struttura e nel funzionamento degli ecosistemi delle zone umide. Molti pesci rappresentano specie chiave all'interno delle comunità, e la loro perdita può risultare in considerevoli cambiamenti dell'ecosistema, erosione del capitale naturale e perdita di funzionalità ecologica. La perdita di fauna ittica autoctona è un chiaro segnale che indica una degradazione degli habitat,

causata da diversi fattori come l'alterazione dell'idrologia, l'inquinamento, l'interruzione di connettività o l'invasione di specie alloctone (Closs et al., 2015). L'Oasi di Valle Averno si trova proprio in questa situazione di degrado, considerando che la fauna ittica autoctona è quasi completamente assente, sostituita da numerose specie alloctone. Le poche specie autoctone rilevate sono risultate molto rare, catturate solo occasionalmente e con basse biomasse. Al contrario le specie alloctone sono assolutamente dominanti, alcune delle quali ubiquitarie e con biomasse rilevanti. È quindi importante cercare di invertire il trend, cercando di favorire il ripopolamento di specie locali e di contenere le specie aliene, specialmente quelle che con la loro presenza impattano negativamente sulle specie autoctone. L'eradicazione delle specie aliene sarebbe l'operazione per cui pretendere maggiormente, soprattutto se la ricolonizzazione dalle aree circostanti è improbabile. In molti casi di studio l'eradicazione di specie alloctone ha infatti permesso un ripopolamento delle specie native e un recupero spontaneo degli habitat. Spesso però una totale eradicazione non è possibile, nel caso di Valle Averno potrebbe essere effettuata solo tramite un prosciugamento momentaneo dei vari corsi d'acqua o attraverso un trattamento chimico, dopo aver salvato quanti più esemplari delle specie autoctone da poi reintrodurre, (Marks et al., 2010), azioni che però potrebbero risultare estremamente invadenti e impattanti nei confronti di tutto l'ecosistema, nonché costose. Inoltre, impedire la ricolonizzazione sarebbe improbabile, considerando che la fauna ittica aliena popola sicuramente anche i canali delle campagne da cui proviene l'acqua che si immette in valle, e l'unico modo per evitarne il ripopolamento sarebbe quello, impensabile, di bloccare l'ingresso di acqua dolce nell'Oasi. Una possibile soluzione potrebbe essere quella di posizionare una griglia che funga da filtro nel punto in cui l'acqua del Canale Novissimo si immette in Valle Averno, ma anche in questo caso è improbabile che qualche individuo, soprattutto i giovanili di piccole dimensioni, non riescano a passare e ricolonizzare i corsi d'acqua dell'oasi. Piuttosto che pensare ad un'eradicazione, i cui risultati con buona probabilità sarebbero fallimentari, cercare di contenere le specie alloctone potrebbe risultare decisamente più utile. Ridurre la presenza delle specie aliene con azioni di contenimento ripetute che prevedano catture diffuse e ricorrenti in diversi punti dell'Oasi potrebbe diminuire significativamente gli impatti negativi sugli habitat e sulle altre specie ittiche. Questo tipo di intervento è risultato in molti casi utile e sufficiente per recuperare le zone umide che presentavano la medesima problematica (Closs et al., 2015). Proprio in Valle Averno, azioni di cattura ripetute tra il 2020 e il 2022, nell'ambito del progetto Life FORESTALL, hanno evidenziato un netto calo nella presenza di *S. glanis*, indice che il contenimento della specie starebbe risquadrando buoni risultati. Per alcune specie, come la carpa, sono stati

progettati metodi di cattura esclusivi per aumentare l'efficienza nel contenimento, come nel caso di gabbie che sfruttano l'abitudine comportamentale a saltare della specie per effettuare le catture, come descritto dettagliatamente in Stuart 2009 (Barret et al., 2014; Koehn et al., 2014) e che potrebbero essere applicati anche all'Oasi di Valle Averno. Gli interventi di contenimento e lo sforzo di cattura devono però essere sufficientemente elevati e costanti, in modo da diminuire drasticamente e tenere al minimo l'abbondanza di queste specie, impedendo loro di riprendersi. Per quanto comunque le specie aliene spesso siano dannose per gli ambienti in cui sono inserite, bisogna tenere in considerazione che a volte potrebbero invece possedere a loro volta una certa funzionalità utile agli ecosistemi, essendo ad esempio fonte alimentare per altre specie acquatiche o ornitologiche (Closs et al., 2015). Anche in questi casi è importante valutare i trade-offs tra la presenza e l'assenza delle specie, andando ad esempio a contenere quelle specie per le quali prevalgono gli impatti negativi, senza intervenire però su quelle che possono risultare più utili che dannose. Un'altra azione che si potrebbe intraprendere, qualora le popolazioni di specie native non si riprendessero naturalmente in seguito alla rimozione dei fattori di stress, potrebbe essere quella di ripopolare i canali e gli stagni con nuovi individui delle specie meno densamente presenti. Se le condizioni ottimali dovessero essere state ripristinate si potrebbe inoltre pensare di reintrodurre anche altre specie autoctone non più presenti nell'Oasi, ma non senza considerare l'importanza dell'eterogeneità del patrimonio genetico tra gli individui introdotti, la compatibilità con le popolazioni delle aree circostanti e tutti i possibili rischi legati ad una introduzione artificiale (Interagency Workgroup on Wetland Restoration, 2002; Closs et al., 2015).

- **Gestione dell'invasivo *P. clarkii*:** questa specie alloctona può provocare gravi impatti agli ecosistemi in cui è introdotta, ed è sicuramente spesso responsabile della perdita di altre specie di gambero native (Peay et al., 2019). Si tratta di una specie in grado di colonizzare facilmente nuove aree grazie alla sua capacità di spostarsi a lungo fuori dall'acqua e di respirare ossigeno atmosferico, e per questo difficile da eradicare, poiché potrebbe facilmente ricolonizzare i siti da cui viene rimosso (Tricarico et al., 2018). L'eradicazione completa può essere possibile solo in piccoli stagni e brevi tratti di piccoli corsi d'acqua utilizzando però un biocida non selettivo (Peay et al., 2019). Come riportato da Peay et al., tra il 2004 e il 2012 sei siti nel Regno Unito sono stati trattati con piretro naturale, e *P. clarkii* è stato eradicato con successo in tre di questi. Anche in Svezia e Norvegia alcuni siti sono stati trattati con successo utilizzando pireneidi sintetici, come la deltametrina. Complessivamente, in questi tre

paesi, il successo dei trattamenti con biocidi a livello di sito è stato raggiunto otto volte su undici (circa 70% dei casi). Il successo del trattamento sembra comunque essere fortemente correlato alle piccole dimensioni del sito e ad una popolazione di gamberi non ancora troppo numerosa (Peay et al., 2019), e rimane il rischio di una possibile futura ricolonizzazione da siti limitrofi. Progettare azioni di eradicazione completa della specie con biocidi in Valle Averte potrebbe quindi difficilmente risultare l'opzione migliore per la gestione del gambero, in quanto risulterebbero costose, dannose anche per gli altri organismi, come per *E. orbicularis* e la fauna ittica, e di improbabile successo, considerando la grande e strutturata popolazione di *P. clarkii* nell'Oasi e la sua elevata mobilità (Chiarello, 2018). Come per la fauna ittica aliena, anche in questo caso bisogna però considerare che *P. clarkii* può risultare anche utile all'ecosistema, in quanto risorsa alimentare per altre specie, come la testuggine palustre europea e numerosi uccelli (Ottonello et al., 2005). Una rimozione totale della specie potrebbe quindi essere controproducente per il funzionamento della rete trofica. A causa di tutti gli impatti negativi che questa specie esercita sulle altre specie e sull'intero ecosistema, se un'eradicazione completa sembra forse essere forse addirittura controproducente, oltre che improbabile da raggiungere, bisogna quanto meno intervenire per contenerla. Sono numerosi i progetti che recentemente hanno avuto lo scopo di contenere le popolazioni del gambero della Louisiana nei territori in cui si è diffuso, come ad esempio il Progetto Europeo LIFE RARITY, attuato in Friuli Venezia-Giulia tra il 2011 e il 2014, che ha conseguito con successo l'obiettivo di contenimento del crostaceo, migliorando lo stato di conservazione delle popolazioni autoctone di gambero di fiume. Nell'ambito di questo progetto sono state adottate diverse misure di contenimento, dal prelievo massivo, alla diffusione di specie antagoniste, alla sterilizzazione degli esemplari maschi e al monitoraggio per un rapido rilevamento della colonizzazione di nuovi siti. Una delle tecniche innovative messe in atto per il controllo della specie, detta 'Sterile Male Release', ha previsto la sterilizzazione di individui maschi con raggi X e il successivo rilascio. Questi individui riuscivano quindi ad accoppiarsi con le femmine, entrando in competizione con i maschi non sottoposti a sterilizzazione, diminuendo lo sviluppo di uova fertili deposte, traducibile in una diminuzione della popolazione della specie (LIFE RARITY, 2014). Nell'ambito del progetto è stata poi ideata una tecnica per adescare gli individui con del pellet arricchito di inibitori delle gonadi, anche in questo caso per ridurre la fertilità. Un'altra misura di contenimento adottata ha previsto il rilascio di specie antagoniste del gambero, come l'anguilla, che si ciba delle sue uova. Sono poi state messe in atto campagne di cattura intensiva del gambero, con l'aiuto di esche prodotte in laboratorio, contenenti composti con effetti simili ai feromoni sessuali, per attirare i maschi maturi

durante il periodo riproduttivo. L'imitazione del feromone sessuale è stata sintetizzata utilizzando una libreria di fagi dall'RNA dei tessuti dei gamberi. Questa tecnica è stata testata sul campo e ha confermato che è specie-specifica, quindi ha un buon potenziale per l'adescamento delle trappole (LIFE RARITY, 2014). Queste tecniche combinate hanno consentito di ottenere una riduzione stimata dell'87% della popolazione di *P. clarkii*, e impedito la colonizzazione di nuove aree limitrofe a dove già presente (LIFE RARITY, 2014). Tutte o alcune delle tecniche utilizzate nell'ambito del progetto Life potrebbero essere attuate anche in Valle Averte, in particolare, è già stato dimostrato con il lavoro di tesi di Chiarello (2018), che il trappolaggio intensivo può avere un ruolo fondamentale nel contenimento della specie nell'Oasi. Nell'ambito di quel progetto sono state infatti effettuate catture ripetute di individui, che sono risultate decrescenti nel tempo, suggerendo una decrescita anche della popolazione, grazie al trappolaggio intensivo, che sembra quindi essere un efficace metodo per ridurre sensibilmente le popolazioni della specie. È stato inoltre osservato che nei periodi di stop tra una settimana di cattura e l'altra, la popolazione tendeva ricrescere, suggerendo in questo caso una possibile rapida ricolonizzazione dalle aree limitrofe (Chiarello, 2018). Di conseguenza, nell'ambito di azioni di trappolaggio di *P. clarkii*, risulta fondamentale agire costantemente e con catture continue, per impedire alla popolazione presente in valle di riprendersi.

- **Conservazione di *E. orbicularis*:** questa specie popolava diffusamente, almeno fino agli inizi del XX secolo, le acque dolci e salmastre dell'intero Veneto, per poi subire una drammatica flessione a causa della sua cattura, degli interventi di bonifica, della degradazione e inquinamento degli habitat in cui vive e della diffusione dell'alloctona testuggine americana *Trachemys scripta*, specie più competitiva di *E. orbicularis*. Negli ultimi decenni le testuggini autoctone si trovano quindi in uno stato di conservazione per nulla ottimale, con poche popolazioni ancora presenti, spesso isolate tra di loro a causa della frammentazione dell'areale disponibile (Bioprogram, 2006; Cerato e Fracasso, 2012). È dunque fondamentale intervenire per proteggere queste popolazioni ancora esistenti gli habitat ideali alla loro conservazione. Una popolazione di testuggine palustre europea è presente in Valle Averte, e grazie alla presenza di numerosi corpi idrici, di un basso disturbo antropico, della scarsa presenza di specie alloctone in competizione e di altre caratteristiche favorevoli, risulta piuttosto numerosa e ben conservata. Tuttavia, trattandosi di una delle poche popolazioni ancora in buone condizioni, è importante tenerla monitorata per intervenire tempestivamente nel caso insorgessero problematiche, e attuare alcuni interventi di gestione

preventivi che possano favorire ulteriormente questa specie (Pesce, 2020; Liuzzo, 2022). Un impatto molto negativo sulla testuggine è provocato dalle operazioni di gestione dei corsi d'acqua, come gli interventi di risagomatura o di sfalcio della vegetazione, che contribuiscono alla semplificazione degli habitat e alla perdita di naturalità, oltre ad avere un impatto diretto attraverso la distruzione dei nidi e l'uccisione di individui in ibernazione o in fase di termoregolazione (Cerato e Fracasso, 2012). È quindi necessario continuare a limitare il disturbo antropico nell'Oasi e prestare attenzione qualora dovessero essere necessari interventi di gestione sui corpi idrici. Lo sfalcio della vegetazione può avere anche un impatto positivo per la conservazione della specie, permettendo di diminuire le minacce verso la testuggine e di favorire le condizioni per la nidificazione; l'attività di sfalcio deve però essere limitata nei periodi di ovodeposizione e preferenzialmente effettuata all'inizio di marzo, ovvero prima dell'accoppiamento, e verso metà ottobre, dopo la fine della stagione riproduttiva (Pesce, 2020; Liuzzo, 2022). È poi importante anche effettuare periodiche azioni di monitoraggio, per permettere di valutare lo stato di conservazione della popolazione e censire le aree di nidificazione, individuando quelle che vengono predate (Pesce, 2020). Le azioni di monitoraggio permettono anche di valutare la presenza dell'alloctona *Trachemys scripta*, specie che condivide habitat ed esigenze ecologiche con la *Emys*, ma che risulta dominante nella competizione per le risorse, quali i siti per la nidificazione, gli spazi per la termoregolazione, e le fonti alimentari, risultando un potenziale elemento negativo per la conservazione della testuggine autoctona (Cerato e Fracasso, 2012). Fortunatamente, al momento, esemplari di *T. scripta* sono stati avvistati solo occasionalmente all'interno dell'Oasi (Pesce, 2020), ma è fondamentale prevenirne la diffusione attraverso azioni di cattura e rimozione immediata degli esemplari individuati (Andreatta, 2009; Pesce, 2020). Un altro aspetto chiave nella conservazione di *E. orbicularis* è quello di identificare e ripristinare gli habitat e le condizioni ambientali che favoriscono la specie. Grazie agli studi di Pesce (2020) e Liuzzo (2022) condotti in Valle Averte, è stato possibile osservare le preferenze della testuggine. Le aree con presenza di fitti canneti (fragmiteto) sembrano essere preferite rispetto alle zone caratterizzate da vegetazione arborea, probabilmente poiché forniscono una maggiore efficienza di termoregolazione e protezione da potenziali minacce esterne; le acque stagnanti e eutrofiche risultano inoltre più popolate dalla testuggine, forse per l'assenza di altre specie acquatiche che potrebbero risultare fonte di disturbo e competizione (Pesce, 2020). La gestione dell'Oasi dovrebbe quindi prevedere la conservazione e l'espansione del canneto (Liuzzo, 2022), che come visto precedentemente, risulta un fattore importante anche per il miglioramento della qualità dell'acqua. Oltre alla vegetazione, anche la torbidità e la

salinità sono parametri chiave nel definire gli habitat preferenziali della testuggine. I risultati ottenuti dallo studio di Liuzzo (2022) mostrano che una maggiore salinità influisce positivamente sulla distribuzione della specie all'interno dell'Oasi, i cui individui sono stati individuati preferenzialmente in acque mesoaline piuttosto che oligoaline, probabilmente perché le acque più dissalate e dolci favoriscono l'insediamento e lo sviluppo di popolazioni di specie aliene, come *A. melas* e *P. clarkii*, che sembrano possano avere impatti negativi sulla testuggine europea (Liuzzo, 2022), al contrario di quanto riportato in studi precedentemente citati, secondo i quali, invece, il gambero della Louisiana fungerebbe da preda per *E. orbicularis*, favorendone la presenza. Sarebbe quindi necessario svolgere ulteriori studi per verificare quale impatto possano avere le specie aliene sulla testuggine, e come già descritto precedentemente, procedere con azioni di contenimento delle specie dannose. Un'altra possibile azione per favorire *E. orbicularis* potrebbe essere quella di aumentare la salinità dei corpi idrici in alcune zone della valle (Liuzzo, 2022), operazione realizzabile grazie all'utilizzo delle chiaviche presenti nell'Oasi, che possono isolare alcuni siti, rendendoli più adatti alla diffusione di *E. orbicularis*, pur incidendo negativamente sulla fauna ittica. È fondamentale quindi valutare i trade-offs di quest'azione, per non rischiare di impattare negativamente su altri aspetti ambientali e conservazionistici di Valle Averte. Una certa eterogeneità, che garantisca la presenza di corpi idrici con diverse caratteristiche potrebbe essere la soluzione migliore per massimizzare l'espansione della popolazione di testuggini autoctone garantendo anche le altre funzionalità dell'Oasi.

5. CONCLUSIONI GENERALI

Complessivamente, questo lavoro di tesi si allinea nei risultati con i diversi altri studi condotti negli ultimi anni in Valle Averta (Bioprogram, 2006; Bioprogram, 2007; Bioprogram, 2008; Zanardo, 2015; Chiarello, 2018; Pesce, 2020; Liuzzo, 2021; Miotti et al., 2021; Liuzzo, 2022), sia per quanto riguarda la qualità delle acque, che per quanto riguarda lo studio della fauna acquatica. Le acque interne all'Oasi risultano piuttosto eterogenee, dove qualitativamente migliori e dove peggiori, ma complessivamente presentando sempre alcune criticità che non permettono di valutare positivamente lo stato di conservazione dei corpi idrici interni alla valle. L'acqua che entra nell'Oasi possiede caratteristiche chimico-fisiche che vengono poi modificate lungo il percorso verso l'uscita, ed è evidente il ruolo fitodepurativo compiuto dalla vegetazione, in grado di abbattere il contenuto di nutrienti nelle acque, che risultano però anche accumularsi in alcuni corpi idrici più isolati o con un afflusso d'acqua dolce scarso o assente. La conservazione della fauna acquatica autoctona si trova in uno stato per nulla ottimale, solo la testuggine palustre europea sembra essere presente con una popolazione consistente in quasi tutta l'Oasi, anche se sono stati individuati alcuni siti preferenziali dov'è maggiormente abbondante. Per il resto, la fauna acquatica di Valle Averta risulta dominata da specie ittiche alloctone (carpa, siluro, pesce gatto, pseudorasbora, gambusia, ecc.) e dal gambero rosso della Louisiana, che esercitano impatti principalmente negativi sugli habitat e sulle altre specie.

Sono numerose le azioni suggerite in questo lavoro su interventi che possono essere intrapresi per cercare migliorare lo stato di conservazione e le funzionalità dell'Oasi e sulla gestione a più lungo termine, che comprendono interventi sull'idrologia, sulla vegetazione e sulla fauna acquatica. Gli obiettivi sono quelli di migliorare la qualità delle acque, ridurre il carico di nutrienti, contenere le popolazioni di specie alloctone dannose, favorendo la diffusione e la conservazione di specie ittiche locali e della testuggine palustre europea. Spesso per ottenere tali obiettivi andrebbero intraprese azioni che favoriscano alcuni aspetti ma che allo stesso tempo ne peggiorino altri, per questo è importante riuscire a trovare il giusto compromesso che possa massimizzare la riuscita di tutti gli obiettivi influenzando il minimo possibile sugli altri.

6. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

- Alcaraz, M., Calbet, A. (2020). Zooplankton Ecology.
- Andreatta, P. (2009). Studio Preliminare finalizzato al ripopolamento della testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*) nel Parco Naturale delle Lame del Sesia (VC). Tesi di Laurea. Università degli studi di Milano, 50 pp.
- Arpav (2019). Monitoraggio Ambientale delle lagune del Delta del Po, rapporto anno 2018. ARPAV, con la collaborazione di Consorzio di Bonifica Delta del Po. <https://www.arpa.veneto.it/arpav/chi-e-arpav/file-e-allegati/dap-rovigo/acqua/Monitoraggio%20ambientale%20lagune%20Delta%20del%20Po%202018.pdf>
- Baiocchi, P., Pizzuti Piccoli, A., (2020). Rettili e anfibi dell'Oasi Naturale del Bosco di Palo. Associazione Natura per Tutti Onlus.
- Barrett J., Bamford H., Jackson P. (2014). Management of Alien Fishes in the Murray-Darling Basin. *Ecological Management & Restoration* 15 (Suppl. 1), 51–56.
- Biondi, E., Blasi, C., Burrascano, S., Casavecchia, S., Copiz, R., Del Vico, E., Galdenzi, D., Gigante, D., Lasen, C., Spampinato, G., Venanzoni, R., Zivkovic, L., (2009). Manuale Italiano di Interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43/CEE.
- Bioprogram, (2006). Area Protetta di Valle Averno - Aggiornamento delle conoscenze sull'erpetofauna della Riserva Naturale dello Stato di Valle Averno.
- Bioprogram, (2007). Riserva Naturale dello Stato di Valle Averno - Monitoraggio ambientale: Acque superficiali.
- Bioprogram, (2008). Riserva Naturale dello Stato di Valle Averno - Progetto preliminare della sistemazione idraulica di Valle Averno e relativi rilievi tecnici conoscitivi.
- Cerato, E., Fracasso, G., (2012). Anfibi e rettili dei Colli Berici. Provincia di Vicenza.
- Chiarello, F., (2018). Il gambero della Louisiana nell'Oasi di Valle Averno: trappolaggio intensivo, dinamica di popolazione e implicazioni gestionali. Tesi di laurea magistrale. Università Ca' Foscari Venezia, 72 pp.
- Closs, G., Krkosek, M., Olden, J. (Eds.), (2015). Conservation of Freshwater Fishes (Conservation Biology). Cambridge: Cambridge University Press.
- D'Antoni S., Battisti C., Cenni M., Rossi G.L. (a cura di), (2011) – Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide. Rapporti ISPRA 153/11.
- Decreto Legislativo 152/1999 - Decreto legislativo recante disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
- Decreto Ministeriale 131/2008 - Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto.
- Hamasaki, K., Osabe, N., Nishimoto, S., Dan, S., Kitada, S., (2020). Sexual dimorphism and reproductive status of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Zoological studies*, 59.
- Innocenti, G., Cianfanelli, S. (2012). Distribuzione di *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) e

- Palaemonetes antennarius (H. Milne Edwards, 1837) (Crustacea: Decapoda) in Toscana e Liguria. *In Lenzi A. et al. (a cura di), Codice Armonico Quarto Congresso di scienze naturali Ambiente toscano*. Edizioni ETS, pp. 87-95.
- Interagency Workgroup on Wetland Restoration, (2002). An Introduction and User's Guide to Wetland Restoration, Creation, and Enhancement. *Environmental Protection*, 102 pp. <https://purl.fdlp.gov/GPO/LPS33588>
- Field, C. B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J. T., Falkowski, P., (1998). Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237–242.
- Gandolfi, G., Zerunian, S., Torricelli, P., Marconato, A., (1991). I pesci delle acque interne italiane. Riconoscimento, Biologia, Distribuzione e Status delle Specie (Gandolfi, G., Zerunian, S., Torricelli, P. & Marconato, A., eds), pp. 487–553. Roma: Ministero dell'ambiente – Servizio Conservazione Natura, Unione Zoologica Italiana, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.
- Huser, B.J., Bajer, P. G., Kittelson, S., Christenson, S., Menken, K., (2022). Changes to water quality and sediment phosphorus forms in a shallow, eutrophic lake after removal of common carp (*Cyprinus carpio*), *Inland Waters*, 12:1, 33-46, DOI: 10.1080/20442041.2020.1850096
- Koehn, J. D., Lintermans, M. and Copeland, C., (2014), Laying the foundations for fish recovery: The first 10 years of the Native Fish Strategy for the Murray-Darling Basin, Australia. *Ecol Manag Restor*, 15: 3-12. <https://doi.org/10.1111/emr.12090>
- Kottelat, M., Freyhof, J., (2007). Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin. 646 pp.
- Ladiges, W., Vogt, D., (1986). Guida dei pesci d'acqua dolce d'Europa. Milano: Edizioni Labor.
- Legambiente, (2020). Focus Zone Umide 2020
- LIFE10 NAT/IT/000239 RARITY (2014). Eradicate Invasive Louisiana Red Swamp and Preserve Native White Clawed Crayfish in Friuli Venezia Giulia – RARITY. European Commission, LIFE Public Database. https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=4054
- LIFE15 GIE/IT/001039 ASAP (2020). Gambero rosso della Louisiana – Scheda tecnica. <https://lifeasap.eu/index.php/en/allcategories-en-gb/11-ias/77-gambero-rosso-della-louisiana>
- LIFE18 NAT/IT/001020 FORESTALL, (2019). "Technical Application Forms". Unpublished.
- Liu, C., Shao, S., Zhang, L., Du, Y., Chen, K., Fan, C., Yu, Y., (2019). Sulfur development in the water-sediment system of the algae accumulation embay area in Lake Taihu. *Water*, 11(9), 1817.
- Liuzzo, M., Borella, S., Ottonello, D., et al., (2021). Population abundance, structure and movements of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758) based on capture-recapture data in a Venice Lagoon wetland area, Italy. *Ethol Ecol Evol* 33:561–575. <https://doi.org/10.1080/03949370.2020.1870567>
- Liuzzo, M., (2022). Management and conservation along the inland margins of the lagoon: the European pond turtle (*Emys orbicularis*) case study in a protected internal wetland area of the Southern Venice lagoon. Tesi di Dottorato, XXXIV ciclo. Università Ca' Foscari Venezia, 106 pp.
- Lomartire, S., Marques, J. C., Gonçalves, A. M., (2021). The key role of zooplankton in ecosystem services: A perspective of interaction between zooplankton and fish recruitment. *Ecological Indicators*, 129, 107867.
- Lorenzen, C. J., (1966), A method for the continuous measurement of in vivo chlorophyll

- concentration. *Deep-Sea Research*, 13: 223-227.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M., (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.
- Marconato, E., Maio, G., Salviati, S., (2000) - La fauna ittica della provincia di Venezia. Attuale situazione dei popolamenti ittici e indicazioni gestionali - Provincia di Venezia - Ass. Caccia, Pesca e Polizia Provinciale.
- Marks, J. C., Haden, G. A., O'Neill, M. and Pace, C., (2010), Effects of Flow Restoration and Exotic Species Removal on Recovery of Native Fish: Lessons from a Dam Decommissioning. *Restoration Ecology*, 18: 934-943. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00574.x>
- Matočec, S. G., Kuzman, A., & Kerovec, M., (2006). Life history traits of the grass shrimp *Palaemonetes antennarius* (Decapoda, Palaemonidae) in the delta of the Neretva River, Croatia. *Limnologica*, 36(1), 42-53.
- Meineri, E., Rodriguez-Perez, H., Hilaire, S., Mesleard, F., (2014). Distribution and reproduction of *Procambarus clarkii* in relation to water management, salinity and habitat type in the Camargue: *Procambarus clarkii* in relation to land-use induced salinity. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 312–323. <https://doi.org/10.1002/aqc.2410>.
- Miotti, C., Checchin, E., (2021). Life FORESTALL – Monitoring the quality of surface waters – First Report. SELC soc. Coop.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J.G., (2000). *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley, New York.
- Ottonello, D., Salvidio, S., Rosecchi, E., (2005). Feeding habits of the European pond terrapin *Emys orbicularis* in Camargue (Rhône delta, Southern France). *Amphibia-Reptilia*, 26(4), 562-565.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., Agrawal, Y. K., (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118.
- Peay, S., Johnsen, S., Bean, C., Dunn, A., Sandodden, R., Edsman, L., (2019). Biocide Treatment of Invasive Signal Crayfish: Successes, Failures and Lessons Learned. *Diversity*. 11(3), 29.
- Pesce, G., (2020). Monitoraggio dei ritmi di attività di basking della testuggine palustre europea, *Emys orbicularis*, tramite tecnica di fototrappolaggio. Tesi di laurea. Università Ca' Foscari Venezia, 50 pp.
- Provincia di Venezia, (2014). La carta ittica della Provincia di Venezia 2014 - 2019. Servizio caccia e pesca, pp. 151.
- Ramsar Convention on Wetlands, (2021). *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat. <https://www.global-wetland-outlook.ramsar.org/>
- Ramsar Convention Secretariat, (2016). *The Fourth Ramsar Strategic Plan 2016–2024*. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 5th edition, vol. 2. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Reynolds, C. S., (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Reynolds, C. S., (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

- Richardson, A. J., (2008). In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 279-295.
- Rossi, G., Montagnani, C., Gargano, D., Peruzzi, L., Abeli, T., Ravera, S., Cogoni, A., Fenu, G., Magrini, S., Gennai, M., Foggi, B., Wagensommer, R. P., Venturella, G., Blasi, C., Raimondo, F. M., Orsenigo, S., (Eds.), (2013). Lista Rossa della Flora Italiana. 1. Policy Species e altre specie minacciate. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Salvati, S., Alessi, R., Licopodio, E., (2005). L’inquinamento da nitrati di origine agricola nelle acque interne in Italia. APAT - Agenzia per la protezione dell’ambiente e per i servizi tecnici.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, (2020). Global Biodiversity Outlook 5. Montreal.
- Sito Web ISPRA. Inventario delle zone umide del territorio italiano.
<http://sgi1.isprambiente.it/zoneumide/>
- Sito Web LIFE FORESTALL. <https://lifeFORESTALL.eu/it/node/136>
- Sito Web RAMSAR. <https://rsis.ramsar.org/>
- Smith, T. M., & Smith, R. L., (2017). *Elementi di ecologia*, 9/Ed. Pearson.
- Stuart I., (2009) The Mark V Williams Cage for coordinated trapping of Murray fishways. Kingfisher Research final report to the Murray-Darling Basin Commission.
- Tricarico, E., Brundu, G., Inghilesi, A. F., Loi, M. C., (2018). Le specie aliene invasive: Cosa e come comunicare al grande pubblico - Guida tecnica per operatori didattici di orti botanici, zoo, musei scientifici, acquari e aree protette. Life ASAP.
- Utermohl, H., (1958). Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 9, 1–38.
- Winder, M., Sommer, U., (2012). Phytoplankton response ro a changing climate. *Hydrobiologia*, 698(1), 5-16.
- Yi, S., Zhang, L., Li, Y., Shi, L., Chen, J., Wang, W., She, L., He, J., (2020). Genetic diversity and phenotypic variation of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Astacidea: Astacidae), in China. *The Journal of Crustacean Biology*, 40(5), 574-583.
- Ungherese, G., Boddi, V., Ugolini, A., (2008). Eco-physiology of *Palaemonetes antennarius* (Crustacea, Decapoda): the influence of temperature and salinity on cardiac frequency. *Physiological Entomology*, 33(2), 155-161.
- Zanardo, E., (2015). Il popolamento nectonico in Valle Averte (Laguna Sud): implicazioni gestionali e conservazionistiche. Tesi di laurea. Università Ca’ Foscari Venezia, 54 pp.
- Zuffi, M. A. L., Gariboldi, A., (1995). Sexual dimorphism of the European pond terrapin, *Emys orbicularis* (L., 1758) from Italy. *Scientia herpetologica*, 1995, 124-129.

Fonti immagini:

http://www.ittiofauna.org/webmuseum/decapodi/palaemonidae/palaemonetes/palaemonetes_antennarius/index.htm

http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/cypriniformes/cyprinidae/carassius/carassius_auratus/c_auratus_big.htm

http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/cyprinodontes/poecilidae/gambusia/gambusia_holbrooki/gambusia_holbrooki_big.htm

http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/perciformes/gobidae/pomatoschistus/p_canestrinii/index.htm

<http://www.marepesca.it/pesci-acqua-dolce/carpa>

<https://animalshouse.it/il-gambero-killer/>

<https://en.wikipedia.org/wiki/Phytoplankton>

<https://it.wikipedia.org/wiki/Emys>

https://it.wikipedia.org/wiki/Knipowitschia_panizzae

https://it.wikipedia.org/wiki/Lepomis_gibbosus

https://it.wikipedia.org/wiki/Pseudorasbora_parva

<https://pescafacile.it/il-pesce-siluro/>

<https://www.gardapost.it/2021/04/23/progetto-alborella-si-di-veneto-e-trentino-no-della-lombardia-pescatori-inbufaliti/>

<https://www.istockphoto.com/it/foto/zooplancton-acquatico-dacqua-dolce-al-microscopio-gm655248446-119188257>

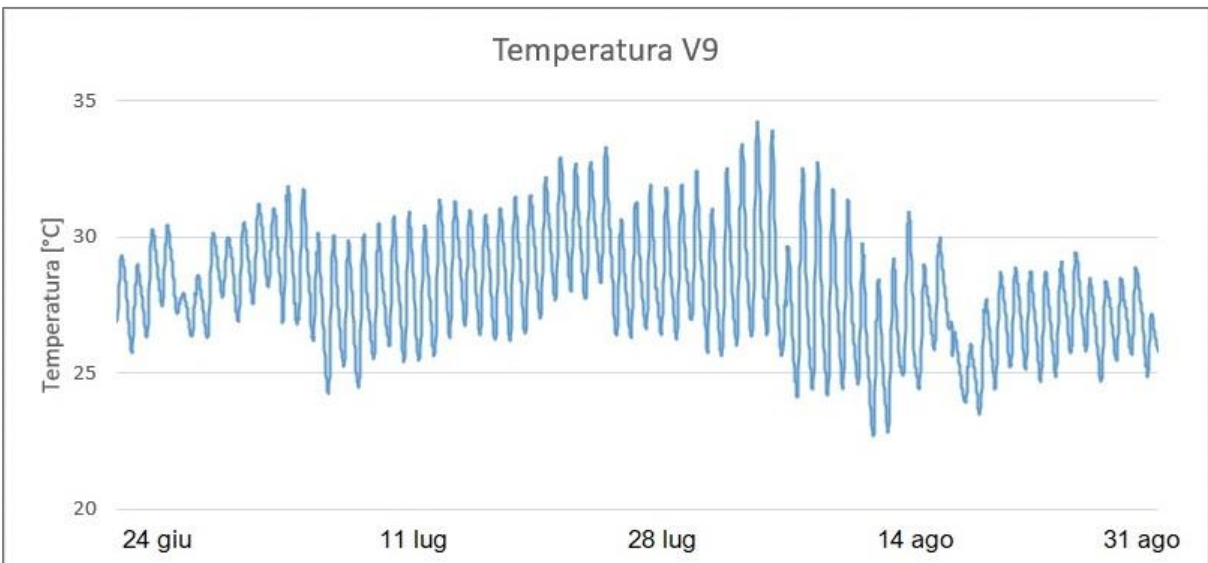
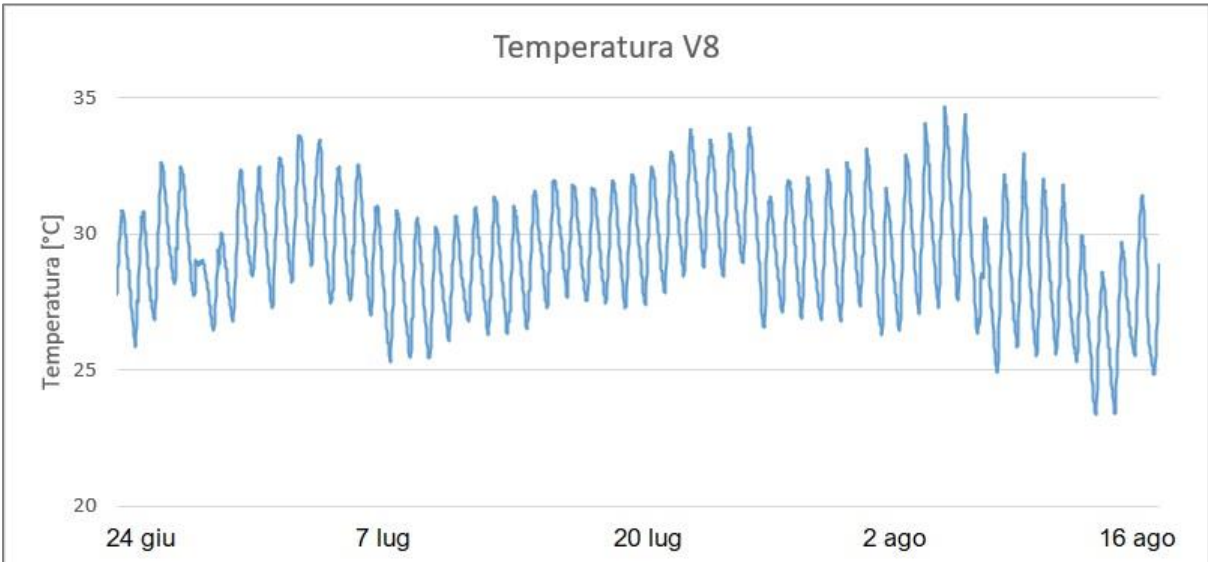
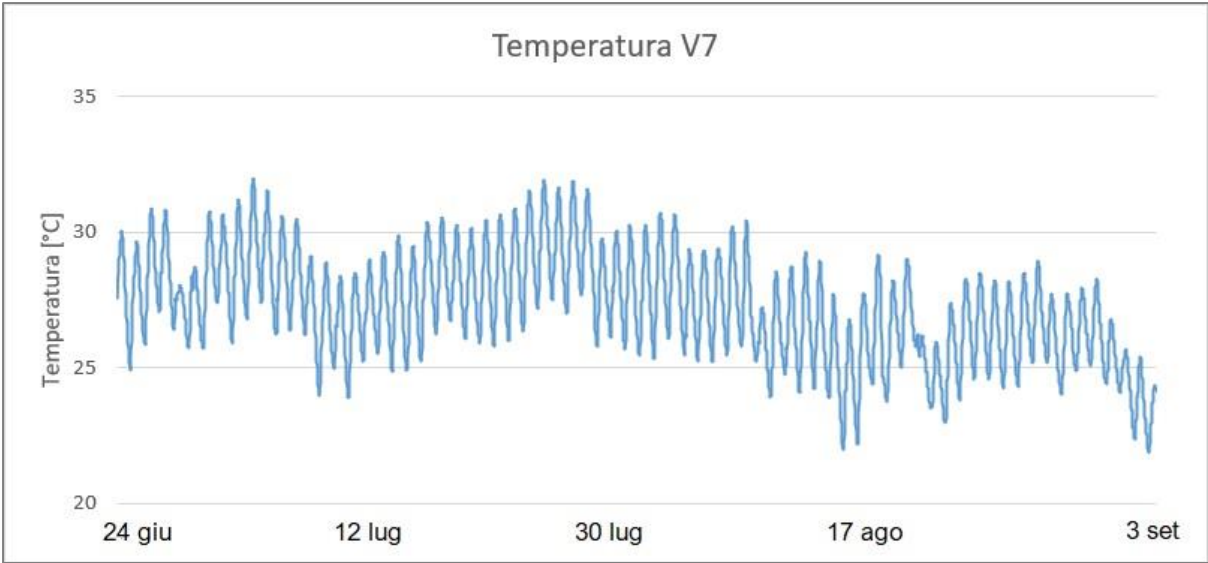
<https://www.welfarenetwork.it/il-pesce-gatto-en-pescaduur-furtunaat-di-giorgio-barbieri-20170211/>

7. APPENDICE

Tabella 16. Dati completi registrati attraverso i rilevamenti effettuati con la sonda multi-parametrica da marzo a giugno.

ID	Date	Time	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	Turb.FNU
V2	2022/03/18	09:34:56	9,65	8,47	10,49	115,82	59,20
	2022/04/27	09:57:35	16,83	8,21	9,73	56,04	37,05
	2022/05/17	09:36:12	23,96	8,02	10,11	31,76	36,57
	2022/06/24	08:39:50	25,21	7,93	8,96	29,92	314,52
	2022/07/18	09:40:47	25,19	7,84	10,03	14,04	588,04
	2022/09/06	09:49:38	23,41	7,79	10,43	57,21	215,23
V7	2022/03/18	10:31:29	9,87	7,70	1,16	38,10	44,00
	2022/04/27	12:03:09	17,88	7,87	0,35	61,40	43,82
	2022/05/17	10:15:43	23,80	7,58	0,27	14,44	18,27
	2022/06/24	09:02:46	25,97	7,82	0,18	62,92	52,14
	2022/07/18	09:54:33	26,08	7,96	0,17	101,81	32,91
	2022/09/06	10:04:04	23,41	8,05	0,17	93,09	20,86
V8	2022/03/18	10:37:47	10,99	7,89	1,16	59,48	42,75
	2022/04/27	12:34:05	19,98	8,03	0,36	92,09	32,91
	2022/05/17	11:07:28	26,15	7,63	0,27	29,64	38,04
	2022/06/24	09:21:09	27,42	7,90	0,17	105,26	222,23
	2022/07/18	10:09:45	27,58	8,18	0,16	73,61	41,79
	2022/09/06	10:15:08	24,99	8,13	0,16	118,30	18,65
V9	2022/03/18	10:43:47	10,57	7,81	1,12	54,45	72,71
	2022/04/27	12:28:03	19,39	7,91	0,37	76,04	37,65
	2022/05/17	10:45:55	24,94	7,60	0,27	30,61	54,34
	2022/06/24	09:56:58	26,68	7,84	0,18	87,06	33,04
	2022/07/18	10:32:28	26,44	7,99	0,17	53,90	86,57
	2022/09/06	10:30:08	24,63	8,03	0,16	115,95	49,15
V10	2022/03/18	10:48:34	10,72	7,79	1,17	47,11	78,47
	2022/04/27	12:14:57	19,83	8,13	0,35	92,24	18,23
	2022/05/17	11:29:48	26,32	7,61	0,27	35,02	43,49
	2022/06/24	09:58:59	27,54	7,81	0,18	83,21	71,21
	2022/07/18	10:34:36	27,18	8,15	0,16	49,08	73,31
	2022/09/06	10:32:05	24,69	8,07	0,16	111,99	9,40
V12	2022/03/18	11:24:07	10,88	7,81	1,47	60,87	25,97
	2022/04/27	11:37:35	17,08	7,86	0,32	47,41	7,63
	2022/05/17	15:48:16	26,51	7,60	0,26	43,37	10,66
	2022/06/24	10:24:33	25,91	7,65	0,18	40,57	11,85
	2022/07/18	12:24:36	26,61	7,90	0,18	23,53	31,42
	2022/09/06	11:47:56	23,27	7,99	0,17	62,84	14,37

ID	Date	Time	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	Turb.FNU
V14	2022/03/18	11:38:55	11,02	8,53	1,64	110,51	37,63
	2022/04/27	11:08:31	17,82	7,96	1,45	76,53	67,58
	2022/05/17	15:05:15	28,19	8,52	1,35	184,65	159,23
	2022/06/24	10:43:53	26,62	8,38	0,52	130,78	97,86
	2022/07/18	11:58:25	30,36	9,08	0,73	25,54	233,92
	2022/09/06	11:20:30	24,48	8,43	1,68	118,12	277,67
V18	2022/03/18	12:00:30	11,51	7,84	0,29	90,67	13,40
	2022/04/27	10:19:46	16,35	8,33	0,28	76,53	18,87
	2022/05/17	12:31:26	23,80	7,72	0,23	71,38	20,25
	2022/06/24	11:32:29	27,70	7,66	0,18	63,95	10,75
	2022/07/18	11:06:00	28,22	7,61	0,18	38,17	6,50
	2022/09/06	10:45:53	24,16	7,60	0,16	65,36	38,33
V27	2022/03/18	13:05:14	11,52	7,93	0,68	72,21	19,92
	2022/04/27	10:41:52	17,05	7,95	0,30	48,13	9,53
	2022/05/17	14:04:49	26,33	7,61	0,25	63,71	25,91
	2022/06/24	11:05:16	27,07	7,86	0,18	83,58	23,39
	2022/07/18	11:28:53	26,99	7,82	0,18	32,86	17,71
	2022/09/06	11:00:07	23,54	7,76	0,16	79,40	19,01
V28	2022/03/18	13:10:21	11,27	7,81	1,45	53,62	15,79
	2022/04/27	10:49:48	17,27	7,87	0,40	39,87	32,07
	2022/05/17	14:21:07	27,01	7,64	0,28	40,81	38,00
	2022/06/24	11:14:20	27,08	7,78	0,18	69,76	64,34
	2022/07/18	11:30:23	26,28	7,81	0,17	33,53	50,95
	2022/09/06	11:02:16	23,37	7,59	0,17	65,05	36,02
V31	2022/03/18	13:43:54	11,77	7,87	2,78	60,27	41,16
	2022/04/27	09:38:47	16,72	7,71	0,51	67,68	15,72
	2022/05/17	11:57:16	25,05	7,77	0,32	42,47	28,17
	2022/06/24	11:58:49	27,94	7,96	0,19	73,82	53,81
	2022/07/18	12:45:40	27,97	8,13	0,17	30,84	53,61
	2022/09/06	12:01:28	24,65	7,99	0,22	72,33	54,42
V15	2022/03/18	11:42:24	11,26	7,96	3,00	101,79	46,26
	2022/05/17	14:51:28	29,01	7,63	1,89	29,30	14,35
	2022/07/18	11:59:51	27,52	8,62	0,18	27,09	938,45
	2022/09/06	11:22:10	27,94	8,07	10,52	95,18	121,05



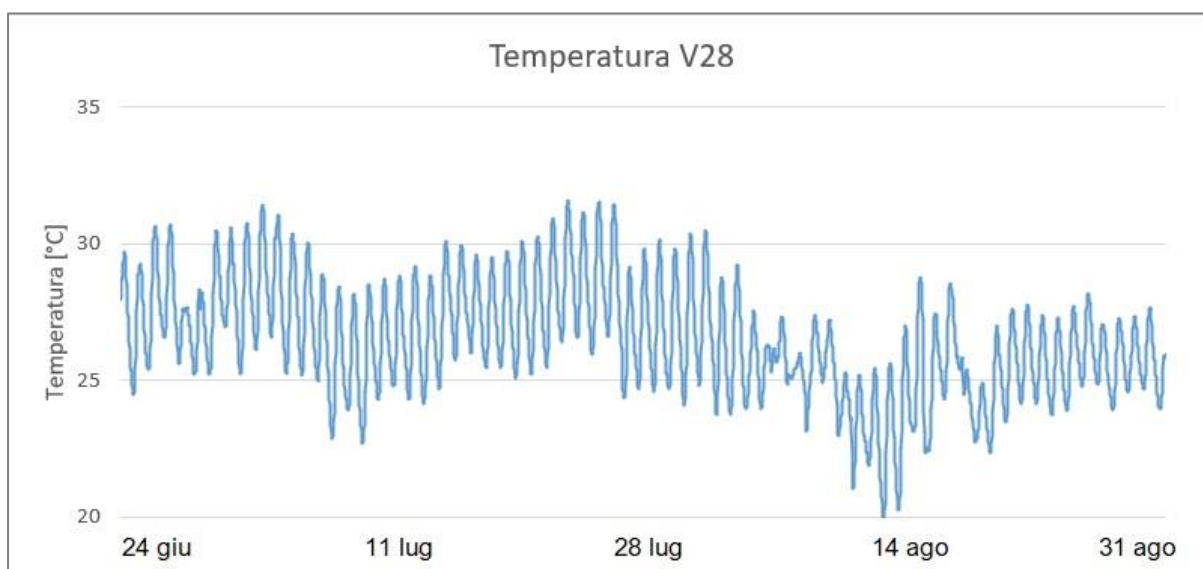
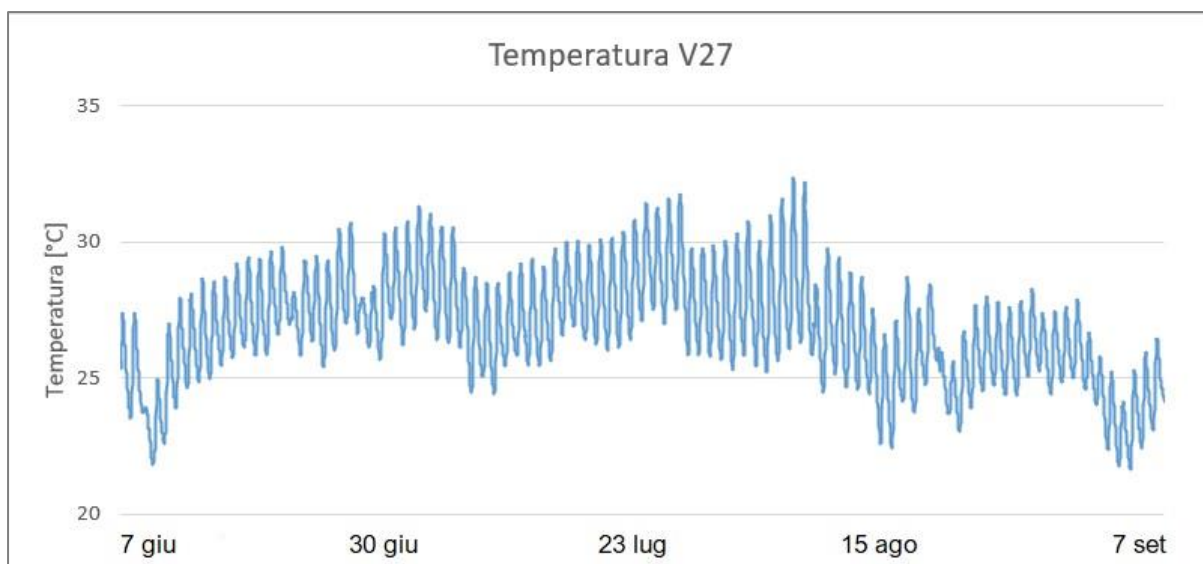


Figura 73. Grafici che mostrano l'andamento della temperatura dell'acqua registrata ogni 30 minuti durante i mesi più caldi dell'anno nelle stazioni V7, V8, V9, V27 e V28.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio il mio relatore, il Professor Piero Franzoi per avermi dato l'opportunità di sviluppare questo progetto e per tutto il supporto fornito, non solo per la realizzazione di questo lavoro, ma durante tutto il mio percorso di studi. Per lo stesso motivo volevo ringraziare anche il dott. Simone Redolfi Bristol, che in questi anni è sempre stato estremamente disponibile e pronto ad aiutarmi. Ringrazio poi il dott. Mirko Liuzzo per avermi fornito i risultati dei suoi studi In Valle Averno, e la dott.ssa Chiara Facca per l'aiuto fornito durante lo svolgimento di questo lavoro, nonché per la sua disponibilità. Ci tengo a ringraziare anche Stefano Borella, responsabile dell'Oasi WWF di Valle Averno, che mi ha guidato nello sviluppo di questo progetto con le sue conoscenze del luogo, e che mi ha spesso accompagnato durante i miei campionamenti, come ha più volte fatto anche Patrik Borgo, che altresì ringrazio per questo motivo. Ringrazio poi il dr. Francesco Scarton per avermi messo in contatto con Stefano Borella e anche tutti gli altri di Selc che mi hanno fornito aiuto e supporto durante lo svolgimento di questo progetto. Ringrazio infine i miei genitori che hanno sempre creduto in me, e tutti i miei amici, nuovi o di sempre, che mi hanno accompagnato durante questi anni, in particolare Nadia, che seppur lontana, sempre mi è stata vicina.