
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

**“Linee Guida per la redazione del Progetto di Monitoraggio Ambientale
delle opere soggette a procedura di VIA”**

(Bozza del documento ai fini della consultazione pubblica)

BOZZA

13 marzo 2026

Sommario

Premessa	4
PARTE I – INDICAZIONE DI CARATTERE GENERALE	4
1 Riferimenti normativi e metodologici	4
2 Criteri per la redazione del PMA	4
3 Indicazioni operative generali	4
4 Modalità di restituzione dei dati	4
5 Figure organizzative di riferimento	4
6 Coordinamento con ulteriori strumenti di gestione ambientale	4
PARTE II – INDICAZIONI OPERATIVE SPECIFICHE	5
7 Biodiversità	5
7.1 Obiettivi specifici del monitoraggio ambientale	5
7.2 Ambito oggetto del monitoraggio ambientale	5
7.2.1 Ambito normativo	5
7.2.2 Ambito di indagine	5
7.3 Localizzazione delle aree di indagine e dei punti di monitoraggio	6
7.4 Parametri descrittivi (indicatori)	6
7.5 Frequenza e durata dei monitoraggi	8
7.5.1 Flora e vegetazione	8
7.5.2 Fauna	10
7.6 Metodologie di riferimento/tecniche di misura	10
7.6.1 Vegetazione e Flora terrestre e acquatica (acque interne e di transizione)	10
7.6.1.1 <i>Stato Fitosanitario</i>	11
7.6.1.2 <i>Stato Delle Popolazioni</i>	12
7.6.1.3 <i>Stato Degli Habitat</i>	12
7.6.2 Angiosperme acquatiche in ambiente di transizione	16
7.6.3 Fanerogame marine	18
7.6.4 Letti a Rodoliti	21
7.6.5 Fauna	23
7.6.5.1 <i>Ambiente terrestre e di acque dolci</i>	23
7.6.5.1.1 Pesci e Ciclostomi	23
7.6.5.1.2 Anfibi	25
7.6.5.1.3 Rettili	27
7.6.5.1.4 Uccelli	28
7.6.5.1.5 Mammiferi terrestri	31
7.6.5.2 <i>Ambiente marino e di transizione</i>	38

7.6.5.2.1	Pesci (ambiente marino)	38
7.6.5.2.2	Pesci (ambiente di transizione)	39
7.6.5.2.3	Rettili	42
7.6.5.2.4	Mammiferi	44
7.6.5.2.5	Habitat di fondo duro	48
7.6.5.2.6	Habitat di fondo mobile	54
7.7	Valori di riferimento	57
7.8	Scheda tecnica	58
7.9	Approfondimento: Uccelli	60
7.9.1	Parametri descrittivi (indicatori)	60
7.9.2	Frequenza/durata monitoraggio	63
7.9.3	Metodologie di riferimento/tecniche di misura	64
7.10	Approfondimento: Specie aliene bentoniche	71
7.10.1	Metodologia, localizzazione dei siti di indagine e delle stazioni di monitoraggio	71
7.10.2	Unità di campionamento	71
7.10.3	Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati	72
7.10.4	Frequenza della raccolta dati	72

PARTE II – INDICAZIONI OPERATIVE SPECIFICHE

7 Biodiversità

7.1 Obiettivi specifici del monitoraggio ambientale

Scopo del PMA è quello di valutare efficacemente (nel tempo e nello spazio) le possibili conseguenze ambientali relative alla costruzione ed esercizio delle opere sottoposte a valutazione di impatto ambientale, tramite l'individuazione e la misurazione di opportuni indicatori.

Il monitoraggio consiste nella sorveglianza regolare dell'andamento dei parametri indicatori dello stato dell'ambiente e dei processi in esso presenti, finalizzata alla valutazione delle deviazioni da uno standard determinato, che nel caso specifico corrisponde alle condizioni dell'ambiente *ante operam*. Nel caso della biodiversità, esso è finalizzato a sviluppare un sistema di previsione del comportamento di variabili chiave per il controllo della conservazione del patrimonio biologico e della compatibilità con il progetto in esame, permettendo la conoscenza tempestiva delle variazioni.

Per quanto attiene le specifiche componenti, il monitoraggio deve esaminare la comunità biologica, generalmente rappresentata dalla vegetazione naturale e seminaturale, dalle specie appartenenti alla flora e alla fauna (con particolare riguardo a specie e habitat inseriti nella normativa comunitaria, nazionale e regionale), le interazioni svolte all'interno della comunità e con l'ambiente abiotico, nonché le relative funzioni che si realizzano a livello di ecosistema.

Obiettivo delle indagini deve essere quindi il monitoraggio delle popolazioni animali e vegetali, delle loro dinamiche, degli eventuali cambiamenti, rispetto all'*ante operam*, nella struttura e nella composizione delle biocenosi e nello stato di salute delle popolazioni di specie *target*, durante le fasi di cantiere, di esercizio ed eventuale dismissione dell'opera.

Il Monitoraggio Ambientale deve, inoltre, verificare la corretta attuazione e l'efficacia delle misure di mitigazione e compensazione, nonché delle azioni di salvaguardia degli ecosistemi e delle specie che li caratterizzano, previste all'interno del SIA.

Il mantenimento di un'elevata qualità ecologica, o la verifica dell'efficacia di interventi di mitigazione in caso di degrado accertato, devono essere il fine delle attività di monitoraggio.

7.2 Ambito oggetto del monitoraggio ambientale

7.2.1 Ambito normativo

Per quanto riguarda la biodiversità, non essendo presenti in normativa delle soglie di riferimento, si applica la normativa vigente in tema di VIA (D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.).

Per quanto concerne gli habitat e le specie di interesse conservazionistico, si fa riferimento alle Direttive Habitat (92/43/CEE) e Uccelli (2009/147/CE), al D.P.R. 357/97 e alla L. 157/92.

7.2.2 Ambito di indagine

Gli ambiti da monitorare sono la vegetazione, la flora e la fauna, attraverso:

- individuazione delle scale temporali e spaziali d'indagine;
- uso di *taxa* appropriati;
- uso di associazioni tassonomiche e funzionali;
- uso di metodologie appropriate;
- standardizzazione dei criteri di raccolta dei dati;
- integrazione di dati biotici con dati abiotici.

Per la vegetazione il monitoraggio *ante operam* deve prevedere la caratterizzazione delle fitocenosi e degli elementi floristici presenti in area vasta e nell'area direttamente interessata dal progetto, riportando anche lo stato di conservazione della vegetazione presente. Il monitoraggio in corso e *post operam* prevede e verifica l'insorgenza di alterazioni nelle condizioni di salute delle specie e nella composizione delle cenosi.

Per la fauna il monitoraggio *ante operam* deve prevedere la caratterizzazione degli elementi faunistici e le relative zoocenosi, presenti in area vasta e nell'area direttamente interessata dal progetto. Il monitoraggio in corso e *post operam* prevede e verifica l'insorgere di eventuali variazioni nella consistenza e nella struttura delle cenosi precedentemente individuate.

7.3 Localizzazione delle aree di indagine e dei punti di monitoraggio

All'interno del PMA dovranno essere individuate le stazioni di campionamento, le aree e i punti di rilevamento, in funzione della tipologia di opera e dell'impatto diretto o indiretto già individuato nel SIA, delle caratteristiche del territorio, della presenza di eventuali aree sensibili e/o prioritarie (siti Natura 2000, Ramsar, aree protette, IBA) e delle eventuali mitigazioni e compensazioni necessarie.

Il sistema di campionamento (transetto lineare, quadrato, griglia, *plot* permanenti ecc.) andrà opportunamente scelto in funzione delle caratteristiche dell'area di studio e delle popolazioni da monitorare selezionate, in base ai possibili impatti.

In corso d'opera il monitoraggio dovrà essere eseguito con particolare attenzione nelle aree prossime ai cantieri, dove è ipotizzabile si possano osservare le interferenze più significative. In sede di esercizio, nel caso di opere puntuali deve essere individuata un'area *buffer* di possibile interferenza all'interno della quale compiere i rilievi. Nel caso di infrastrutture lineari, se di grandi dimensioni, devono essere individuati transetti e *plot* permanenti all'interno dei quali compiere i monitoraggi periodici.

I punti di monitoraggio individuati in generale, dovranno essere gli stessi per le fasi *ante*, in corso e *post operam*, al fine di verificare eventuali alterazioni nel tempo e nello spazio e di monitorare l'efficacia delle mitigazioni e compensazioni previste. Per quanto concerne le fasi in corso e *post operam*, è necessario identificare le eventuali criticità ambientali non individuate durante fase *ante operam*, che potrebbero richiedere ulteriori esigenze di monitoraggio.

Per quanto riguarda la vegetazione, il suo studio si articola su basi qualitative (variazione nella composizione specifica) e quantitative (variazioni nell'estensione delle formazioni). Normalmente le metodologie di rilevamento possono essere basate su *plot* e transetti permanenti la cui disposizione spaziale viene parametrizzata rispetto alle caratteristiche dell'opera (lineare, puntuale, areale). L'analisi prevede una ricognizione dettagliata della fascia d'interesse individuata con sopralluoghi nel corso della stagione vegetativa.

Per quanto riguarda la fauna, analogo approccio dovrà verificare qualitativamente e quantitativamente lo stato degli individui, delle popolazioni e delle associazioni tra specie negli habitat e nei tempi adeguati alla fenologia e alla distribuzione delle specie.

7.4 Parametri descrittivi (indicatori)

Durante la stesura del PMA deve essere definita una strategia di monitoraggio per la caratterizzazione qualitativa dei popolamenti e delle comunità potenzialmente interferiti dall'opera e dalle sue fasi di cantiere, esercizio ed eventuale dismissione.

Tale strategia deve individuare, come specie *target*, quelle protette dalle Direttive 92/43/CEE e 2009/147/CE, dalle leggi nazionali e regionali, le specie rare e minacciate secondo le Liste Rosse nazionali e regionali, le specie endemiche, relitte e le specie chiave (ombrello o bandiera) caratterizzanti gli habitat presenti e le relative funzionalità.

Non ci si dovrebbe tuttavia limitare ad includere in maniera acritica uno o più descrittori tra quelli proposti, ma dovrebbe essere cura del proponente pianificare il monitoraggio sulla base di una batteria di parametri composita e ben bilanciata, al fine di mitigare i vari aspetti di alterazione diretta e indiretta sulle specie, sulle popolazioni ed eventualmente sui singoli individui delle specie con uno stato di conservazione sfavorevole.

All'interno di ogni fase di realizzazione dell'opera (*ante*, in corso, *post*) le attività di studio e monitoraggio dovranno tenere conto dei seguenti fattori:

Vegetazione e flora

- elementi da campionare (specie, associazioni vegetali e altri raggruppamenti);
- fase del ciclo vitale della specie in esame durante la quale effettuare il monitoraggio;
- modalità e metodologia di campionamento;
- stazioni, aree e punti di campionamento;
- frequenza, intensità, durata di campionamento e tempistica (in relazione alla fenologia delle specie chiave e delle comunità naturali);
- *status* dei singoli popolamenti e della comunità ecologica complessiva.

Fauna

- elementi da campionare (*taxa*, gruppi funzionali, livelli trofici, *guilds* o corporazioni ecologiche, o altri raggruppamenti); la scelta degli elementi faunistici, basata sui risultati della caratterizzazione *ante operam* dovrà tener conto della complessità degli habitat (mosaico ambientale) e delle comunità ecologiche (struttura delle reti trofiche e delle popolazioni);
- fase del ciclo vitale della specie in esame durante la quale effettuare il monitoraggio (alimentazione, stagione e strategia riproduttiva, estivazione/ibernamento, migrazione/dispersione ecc., e relativa distribuzione geografica - areali di alimentazione/riproduzione, *home range*, ecc.);
- modalità e metodologia di campionamento;
- stazioni, aree e punti di campionamento;
- frequenza, intensità, durata di campionamento e tempistica (fenologia delle specie chiave);
- *status* delle zoocenosi.

Nell'ambito della strategia, andranno individuati gli indicatori più rappresentativi ed efficaci in modo da monitorare gli impatti individuati nel SIA e ritenuti significativi. Tali indicatori dovranno essere periodicamente rilevati e misurati in punti fissi sul territorio al fine di costituire un'adeguata rete di monitoraggio.

Di seguito, sono elencati i parametri descrittivi da monitorare, calibrati sui vari *taxa* o gruppi funzionali sensibili, precedentemente individuati nel SIA.

Flora e vegetazione

• Stato fitosanitario

L'interferenza delle opere con la vegetazione può causare un deterioramento dello stato di salute delle piante presenti, a causa di fenomeni d'inquinamento o contaminazione.

Il monitoraggio dello stato fitosanitario prevede la raccolta di informazioni non solo relative alla presenza di mortalità, patologie, parassitosi, ma anche relative ad altezza e diametro degli esemplari o delle popolazioni coinvolte.

Lo stato fitosanitario può essere quindi dedotto dall'analisi dei seguenti indicatori:

- presenza di patologie/parassitosi;
- alterazioni della crescita;
- tasso di mortalità/infestazione delle specie chiave.

• Stato delle popolazioni

Lo stato delle popolazioni può essere studiato attraverso l'analisi dei seguenti indicatori:

- condizioni e *trend* di specie o gruppi di specie vegetali selezionate;

- comparsa/aumento delle specie alloctone, sinantropiche e ruderali.

- Stato degli habitat

Lo studio degli habitat (*sensu* Direttiva 92/43/CEE) è uno strumento fondamentale nel monitoraggio della valutazione degli impatti. Gli habitat, infatti, sono fondamentali per la sopravvivenza delle specie vegetali e animali.

L'analisi dello stato degli habitat si articola su basi qualitative (variazione nella composizione specifica) e quantitative (variazioni nell'estensione), tenendo conto dei seguenti indicatori:

- frequenza delle specie ruderali, esotiche e sinantropiche
- conta delle specie *target* suddivise in classi di età (plantule, giovani, riproduttori)
- rapporto tra specie alloctone e specie autoctone
- grado di conservazione/estensione habitat d'interesse naturalistico.

Fauna

I parametri da monitorare per quanto attiene questa componente sono sostanzialmente relativi allo stato degli individui e delle popolazioni appartenenti alle specie interferite direttamente o indirettamente a seguito della costruzione e dall'esercizio dell'opera. È necessario, quindi, monitorare eventuali cambiamenti nella struttura e nella composizione delle popolazioni delle specie *target*.

- Stato degli individui
 - presenza di patologie/parassitosi;
 - tasso di mortalità/migrazione delle specie chiave;
 - frequenza di individui con alterazioni comportamentali.
- Stato delle popolazioni
 - abbandono/variazione dei siti di alimentazione/riproduzione/rifugio;
 - variazione della consistenza delle popolazioni almeno delle specie *target*;
 - variazioni nella struttura dei popolamenti;
 - modifiche nel rapporto prede/predatori;
 - comparsa/aumento delle specie alloctone.

7.5 Frequenza e durata dei monitoraggi

La frequenza dei campionamenti, la relativa intensità sul territorio (densità e numero dei prelievi, lunghezza dei transetti ecc.), la durata e la tempistica (tenendo conto della fenologia delle specie chiave) dovranno essere definite nel PMA.

La durata del periodo di monitoraggio *post operam* per le opere di mitigazione e compensazione dovrà essere di almeno tre anni, al fine di verificare e garantire l'attecchimento delle specie vegetali e l'efficacia degli interventi sui popolamenti faunistici.

I popolamenti animali e vegetali possono essere influenzati dall'aumento del disturbo dovuto alle attività di cantiere e dell'opera in esercizio. In entrambi i casi, il numero dei campionamenti necessari a un appropriato monitoraggio dell'impatto dipende dall'estensione e dalle caratteristiche dell'opera e deve essere opportunamente motivato in relazione alle dimensioni e distribuzione dei popolamenti significativi nell'area di ricaduta degli impatti.

7.5.1 Flora e vegetazione

Riguardo alle caratteristiche dell'opera e all'estensione dell'area di potenziale impatto, saranno necessari, durante le tre fasi (*ante*, in corso e *post operam*), rilevamenti floristici periodici di porzioni omogenee di territorio

per l'individuazione del numero di specie alloctone, sinantropiche e ruderali e il calcolo percentuale rispetto al totale delle specie presenti (ANPA, 2000). La frequenza dei rilevamenti dovrà essere basata sulla fenologia delle specie *target* e delle formazioni vegetali in cui vivono.

L'analisi floristica prevede una ricognizione dettagliata della fascia d'interesse con sopralluoghi nel corso della stagione vegetativa. L'analisi delle condizioni e del *trend* di specie o gruppi di specie vegetali pregiate, in fase di cantiere, deve essere annuale, mentre in fase di esercizio annuale per i primi 3 anni, successivamente svolgersi ogni 5.

Specie o gruppi di specie vegetali pregiate sono da considerare quelle inserite nell'Al. II della Direttiva 92/43/CEE e nella Lista Rossa della Flora Italiana (Rossi *et al.*, 2014, 2020, con particolare riferimento alle categorie CR, EN, VU, LR, NT) o che rappresentino peculiarità individuate in letteratura per l'area di progetto. Tali specie dovrebbero essere analizzate a livello di popolazione da individuare in fase *ante operam*, a livello di Studio di Impatto Ambientale o Valutazione di Incidenza (SIC, ZSC, ZPS). Nella fase *post operam* la consistenza delle popolazioni è un ottimo indicatore delle condizioni di stress, degrado o modifica dell'habitat. Per le specie vegetali citate nella Direttiva 92/43/CEE per le modalità di monitoraggio specie-specifico si rimanda alle Linee Guida ISPRA (Ercole *et al.*, 2016).

Per quanto attiene la vegetazione, si deve provvedere alla produzione (*ante operam* e *post operam*) di cartografie delle formazioni presenti e all'analisi statistica delle variazioni qualitative e quantitative (Pettenella *et al.*, 2000) per i primi 3 anni, successivamente ogni 5.

Formazioni di pregio sono da considerare quelle individuate nell'allegato I della Direttiva 92/43/CE e nella *European Red List of Habitats* (Janssen *et al.*, 2016). Il cronogramma delle attività di rilevamento dell'estensione delle formazioni vegetali deve essere parametrizzato facendo riferimento alla tipologia (forestale, prativo, fluviale, lacustre, ecc.) e alle caratteristiche di resistenza e resilienza di ciascuna di esse.

Le variazioni areali delle tipologie vegetazionali identificate, devono essere individuate mediante la creazione di strati cartografici il cui punto zero deve essere realizzato nella fase *ante operam*. L'attività cartografica richiede indagini annuali di campo con uscite e campionamenti diretti, analisi dei dati, determinazione dei tipi vegetazionali con il fine di controllare le interferenze e i cambiamenti della componente floro-vegetazionale.

L'analisi dell'ingressione di specie esotiche, ruderali e sinantropiche (ANPA, 2000) in fase di cantiere deve avere una periodicità annuale, mentre, in fase di esercizio, deve essere annuale per i primi 3 anni, quindi ogni 5 anni. Ciascuna specie esotica richiede specifiche modalità di intervento per l'eradicazione (Scalera *et al.*, 2018).

La qualità dei popolamenti di specie e degli habitat per l'analisi dell'eventuale presenza e frequenza di patologie nei popolamenti individuati, deve prevedere una periodicità annuale. Il tempo zero deve naturalmente essere identificato in fase *ante operam*.

La variazione nell'estensione degli habitat in fase di cantiere deve essere condotta annualmente. In fase di esercizio, annuale per i primi 3 anni, successivamente almeno ogni 5 anni.

Sarà necessario prevedere la stesura di un protocollo di gestione delle specie oggetto delle mitigazioni o compensazioni con tempistica minima di monitoraggio, inserendo i criteri di gestione (ad es. periodicità dell'annaffiatura) delle specie vegetali piantumate e del controllo del corretto attecchimento e sviluppo delle stesse.

La durata del periodo di monitoraggio *post operam*, per le opere di mitigazione e compensazione, dovrà essere di almeno tre anni, al fine di garantire e verificare l'attecchimento delle specie.

Nel monitoraggio, va posta attenzione ai programmi di riabilitazione (che tendono a recuperare artificialmente le popolazioni e a favorirne naturalmente la ricolonizzazione da aree limitrofe) e a quelli di restauro (che comportano invece la ricostruzione di ecosistemi naturali o seminaturali nei territori degradati o fortemente modificati), in quanto il genotipo degli esemplari introdotti deve essere coerente con quello dei popolamenti presenti e con i motivi per cui l'opera di mitigazione o compensazione viene proposta (vedi ad esempio ISPRA, 2009).

7.5.2 Fauna

Per il monitoraggio della fauna non è possibile stabilire a priori indicazioni temporali valide in ogni contesto, poiché queste dipendono da diversi fattori: il gruppo tassonomico di riferimento, la fenologia delle specie, la tipologia dell'opera in questione e la natura delle possibili evoluzioni rispetto agli impatti attesi. È quindi fondamentale predisporre un calendario di monitoraggio strettamente calibrato sugli obiettivi specifici del PMA.

Anche la selezione degli indicatori da utilizzare influisce direttamente sulla calendarizzazione delle attività: scegliere una serie di parametri piuttosto che un'altra può modificare sensibilmente le tempistiche del monitoraggio.

In linea generale, è sconsigliato definire frequenze e durate delle campagne unicamente in base alla disponibilità di risorse economiche o distribuire gli sforzi in un programma eccessivamente ampio e generico, che rischierebbe di non raggiungere l'obiettivo principale: rilevare e misurare le alterazioni derivanti dalle attività del progetto.

Di conseguenza, già nella fase di stesura del PMA risulta essenziale il coinvolgimento di esperti con competenze specifiche, il cui contributo consultivo è determinante per l'efficacia del monitoraggio.

7.6 Metodologie di riferimento/tecniche di misura

A seconda delle specie oggetto di indagine, siano esse vegetali o animali, è necessario adottare metodologie di rilevamento il più possibile standardizzate in modo tale da omogeneizzare la raccolta di dati.

7.6.1 Vegetazione e Flora terrestre e acquatica (acque interne e di transizione)

Dopo aver identificato le aree in cui effettuare il monitoraggio, si provvede, nella stagione fenologicamente adeguata, ad effettuare rilievi fitosociologici (Braun-Blanquet, 1928, 1964; Pignatti, 1959), censimento ed inventario floristico nei *plot* e nei quadrati permanenti lungo i transesti individuati.

Il monitoraggio degli habitat di interesse comunitario ai sensi della Direttiva 92/43/CEE deve essere preferibilmente condotto secondo le modalità definite da ISPRA (Angelini *et al.*, 2016).

Le tipologie vegetazionali possono modificare la loro estensione in relazione al disturbo indotto da variazioni delle falde idriche, alterazioni del suolo o fenomeni di inquinamento. L'analisi dell'estensione dei tipi vegetazionali deve naturalmente prevedere una fase preliminare di identificazione e descrizione delle tipologie vegetazionali e di valutazione della loro estensione nell'ambito territoriale di interesse ambientale.

Per un'adeguata interpretazione degli aspetti dinamici in fase di monitoraggio *post operam*, è necessario, che in fase *ante operam*, vengano identificate le serie di vegetazione e le successioni vegetali presenti. La conoscenza delle serie vegetazionali deve essere posta alla base della progettazione degli interventi di mitigazione e compensazione riguardanti la componente. Per le comunità temporaneamente impattate, devono essere individuati i tempi di resilienza delle stesse a fronte dell'intensità e durata della perturbazione.

Per gli interventi di compensazione, devono essere previste attività di monitoraggio relative alla mortalità e riproduzione delle specie impiantate e identificati i tempi di ripristino delle formazioni. Negli ambiti oggetto di compensazione è, inoltre, necessario, nel caso fossero individuati per favorire processi di rinaturalizzazione spontanea, osservare le modificazioni indotte dal cambio di destinazione.

Dal momento che nelle formazioni vegetali di interesse, le attività delle fasi di cantiere ed esercizio possono determinare variazioni nella frequenza delle specie ruderali, esotiche e sinantropiche, per gli habitat di particolare rilevanza è necessaria la valutazione del grado di integrità della loro flora e della vegetazione mediante rilevamenti quantitativi periodici e analisi della frequenza/copertura delle eventuali specie ruderali, esotiche e sinantropiche (Haber, 1997).

Il monitoraggio dei cambiamenti strutturali è particolarmente importante negli ambiti forestali, arbustivi di macchia e gariga mediterranea. La fase di analisi prevede:

- Misurazione parametri di densità (numero fusti e area basimetrica a ettaro per specie, per strato e per habitat); costruzione curve di distribuzione dei diametri e delle altezze per le specie e per l'habitat totale;
- Calcolo indici di diversità strutturale;
- *Tree Diameter Diversity* (TDD);
- *Tree Height Diversity* (THD).
- Applicazione formula di Shannon alla distribuzione dei diametri e delle altezze rispettivamente per il TDD e il THD.

Anche nelle praterie, in particolare quelle di interesse comunitario ai sensi della Direttiva 92/43/CEE e rare a livello locale o regionale, è doveroso analizzare, a partire dalla fase *ante operam*, grado di copertura, eventuale stratificazione e altezza media delle specie chiave (per le metodologie si veda ad es. Brokaw & Lent, 1999; Kuuluvainen *et al.*, 1996, 2000).

Per la distribuzione, interpretazione e identificazione delle emergenze floristiche è necessario fare riferimento ai dati disponibili e alla nomenclatura della Lista Rossa IUCN Italiana (Rossi *et al.*, 2014, 2020).

Le comunità vegetali identificate devono essere, ove possibile, correlate agli habitat Natura 2000 anche se al di fuori di SIC/ZSC e ZPS (Biondi *et al.*, 2009; 2012).

7.6.1.1 Stato Fitosanitario

Presenza patologie/parassitosi

L'osservazione dello stato fitosanitario deve preliminarmente identificare eventuali processi già esistenti nell'ambito considerato. A partire da tali dati è necessario, in relazione alla tipologia di impatto individuato, monitorare periodicamente i popolamenti di specie individuati in relazione all'aumento e la comparsa di patologie.

Dal momento che l'indebolimento a causa di fattori quali inquinamento, polveri, variazioni delle falde e della loro circolazione, infatti, può determinare la comparsa di patologie e parassitosi, devono essere previsti opportuni monitoraggi in tal senso. Sono necessarie, pertanto, analisi quantitative e qualitative di fenomeni quali defogliazione, scolorimento, clorosi, necrosi, deformazioni e identificazione dei patogeni e/o parassiti e del grado di infestazione dei popolamenti significativi delle specie *target*.

Le condizioni fitosanitarie dei popolamenti vegetali significativi devono essere analizzate prima dell'inizio dei lavori. Questa condizione rappresenterà il punto zero di riferimento.

Metodologia di rilevamento: scelti popolamenti omogenei e statisticamente significativi per ogni tipologia individuata, ogni anno si contano gli esemplari malati o la superficie occupata dall'infestazione, i sintomi e il tipo di patologia/parassitosi.

Fonti di riferimento: un esempio di scheda è quella pubblicata da Unità Periferica per i Servizi Fitosanitari Regionale - Regione Veneto FITFOR - Monitoraggio Fitosanitario Forestale (<https://www.regione.veneto.it/static/www/agricoltura-e-foreste/schedarilievo.pdf>).

Tasso mortalità/infestazione specie chiave

Qualsiasi tipo di infrastruttura può direttamente o indirettamente determinare un aumento della mortalità delle specie chiave negli habitat di interesse naturalistico interferiti o in altri ambiti di pregio naturalistico e paesaggistico (ad es. sistemi di siepi, alberi secolari, ecc.).

Negli ambiti territoriali di interesse è necessario, nelle tre fasi *ante*, in corso e *post operam*, monitorare la mortalità delle specie di particolare rilevanza ecologica.

Identificate le specie coerenti con gli habitat e con gli altri elementi di significato protezionistico, è necessaria l'istituzione di *plot* permanenti in cui compiere le opportune analisi. I *plot* devono essere individuati in modo appropriato in modo da rendere statisticamente accettabili le analisi di eventuali fenomeni di mortalità.

Metodologia di rilevamento: scelti *plot* omogenei e statisticamente significativi per ogni tipologia individuata, ogni anno si contano gli esemplari morti o la superficie occupata dalle zone ad elevata mortalità. Identificati

quindi gli esemplari e/o le aree ad elevata mortalità per una data specie, si cerca di individuarne la causa. Un esempio di scheda fitosanitaria è quella pubblicata dall'Unità Periferica per i Servizi Fitosanitari Regionale Regione Veneto FITFOR – Monitoraggio Fitosanitario Forestale (<https://www.regione.veneto.it/static/www/agricoltura-e-foreste/schedarilievo.pdf>).

Fonti di riferimento: Scossiroli, 1976.

7.6.1.2 Stato Delle Popolazioni

L'analisi floristica prevede una ricognizione dettagliata della fascia d'interesse con sopralluoghi nel corso della stagione vegetativa.

I popolamenti vegetali possono essere influenzati dall'aumento del disturbo dovuto alle attività di cantiere e dell'opera in esercizio. In entrambi i casi, il numero dei campionamenti necessari a un appropriato monitoraggio dell'impatto dipende dall'estensione e dalle caratteristiche dell'opera e deve essere opportunamente motivato in relazione alle dimensioni e distribuzioni dei popolamenti floristici significativi nell'area di interferenza. La frequenza dei rilevamenti deve, invece, essere basata sulla fenologia delle specie *target* e delle formazioni vegetali in cui vivono.

Fase ante operam

È necessaria la raccolta di dati per l'identificazione preliminare dello stato della flora e quindi è necessario produrre elenchi floristici di riferimento per ogni area d'indagine identificando le entità di maggior rilievo dal punto di vista naturalistico in modo da attivare un controllo continuo. Nell'ambito territoriale di interferenza deve essere annotata l'eventuale presenza di specie o gruppi di specie vegetali pregiate quali quelle inserite nell'Al. II della Direttiva 92/43/CEE e nella Lista Rossa della Flora Italiana (Rossi *et al.*, 2013, 2020, con particolare riferimento alle categorie CR, EN, VU, LR, NT) o che rappresentino peculiarità individuate in letteratura per l'area di progetto. Per tutte le specie considerate, la nomenclatura deve essere basata sulle checklist ufficiali (Pignatti 2017, 2018, 2019). Di tali specie devono essere individuati i popolamenti rappresentativi che saranno oggetto di monitoraggio.

Fase in corso e post operam

Le popolazioni di specie di interesse naturalistico devono essere monitorate periodicamente nell'opportuno periodo fenologico.

Condizioni e trend di specie o gruppi di specie vegetali selezionate (impoverimento delle popolazioni di specie target)

Nell'ambito dell'analisi delle condizioni e *trend* di specie o gruppi di specie vegetali è considerata negativa una diminuzione della frequenza e copertura delle specie vegetali pregiate rispetto a quanto riscontrato nella fase *ante operam*.

Metodologia di rilevamento: confronto tra i dati ottenuti da rilievi cartografici, floristici e vegetazionali effettuati nel territorio in tempi diversi.

Fonti di riferimento: ANPA, 2000.

7.6.1.3 Stato Degli Habitat

In fase *ante operam* devono essere elencati, localizzati, cartografati e caratterizzati tutti gli habitat significativi per la distribuzione di specie rare e protette presenti nell'area di ricaduta dei potenziali effetti dell'opera considerata.

Gli habitat da rilevare sono quelli che hanno significato ecologico dal punto di vista strutturale (foreste, macchie, cespuglieti, brughiere), in quanto habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE), oppure che rivestono importanza per la tutela di specie protette sia animali che vegetali (habitat di specie).

Per analizzare le variazioni qualitative e quantitative devono essere individuati specie e fattori ambientali da utilizzare come indicatori e il cui monitoraggio periodico sia in grado di fornire indicazioni sull'integrità dell'habitat.

In fase *ante operam* è necessaria una fase di analisi che permetta l'identificazione dei fattori chiave del valore ecologico di un habitat. È possibile stabilire il Valore di Naturalità dell'ambito territoriale di interesse,

identificando i fattori chiave del valore ecologico di un habitat e applicando algoritmi sui parametri identificati (Consorzio Ferrara Ricerche, 2009).

In fase *post operam* l'applicazione di algoritmi sui parametri identificati permetterà di controllare l'eventuale presenza di variazioni.

In relazione al disturbo indotto dalla costruzione e dall'esercizio dell'opera, è necessario individuare aree permanenti in cui monitorare periodicamente lo stato degli habitat di interesse naturalistico presenti. Tali aree devono essere statisticamente significative rispetto all'estensione o alle caratteristiche ecologiche degli habitat *target*.

Per l'analisi qualitativa è possibile individuare specie o gruppi di specie di cui monitorare lo stato delle popolazioni (distribuzione, frequenza, copertura), confrontando dati ottenuti da rilievi effettuati nel territorio in tempi diversi (ANPA, 2000).

È possibile fare riferimento a diversi indicatori utilizzabili in relazione anche all'estensione e all'impatto dell'opera e alla periodicità del monitoraggio dell'habitat (APAT, CTN- NeB, 2003, agg. 2005).

Per la definizione della qualità ecologica degli habitat della fascia perilacustre dei corpi idrici continentali, è stato proposto l'Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP) (SNIFFER, 2008; Siligardi, 2009) che prevede la compilazione di un'apposita scheda per la rilevazione dei parametri IFP.

Le metodologie di rilevamento possono essere basate su *plot* e transetti.

Frequenza delle specie ruderali, esotiche e sinantropiche

Questo indicatore è utilizzato per valutare il grado di integrità della flora e della vegetazione presenti nell'habitat.

Metodologia di rilevamento: rilevamento quantitativo periodico e analisi della frequenza/copertura delle specie ruderali, esotiche e sinantropiche nell'habitat.

Fonti di riferimento: Haber, 1997.

Rapporto tra specie alloctone e specie autoctone

Nello studio floristico va prevista l'analisi delle condizioni e dei *trend* di specie o gruppi di specie vegetali pregiate, la qualità e ricchezza delle popolazioni. In particolare, l'analisi del rapporto tra specie alloctone, sinantropiche, ruderali e specie autoctone è una fase fondamentale nella valutazione dell'integrità floristica degli ambiti territoriali di interesse in relazione agli impatti determinati dall'opera.

Metodologia di rilevamento: rilevamento floristico periodico di porzioni omogenee di territorio; individuazione del numero di specie alloctone presenti; calcolo percentuale rispetto al totale delle specie presenti.

Fonti di riferimento: ANPA 2000.

Estensione habitat d'interesse naturalistico

Gli habitat *target* possono modificare la loro estensione in relazione al disturbo indotto per esempio da variazioni delle falde idriche, da alterazioni del suolo o da fenomeni di inquinamento.

Le variazioni devono essere individuate mediante la creazione di strati cartografici il cui punto zero deve essere realizzato nella fase *ante operam*. L'attività cartografica richiede indagini di campo con uscite e campionamenti diretti, analisi dei dati, determinazione dei tipi vegetazionali con il fine di controllare le interferenze e i cambiamenti nella componente floristico-vegetazionale.

Il cronogramma delle attività di rilevamento deve essere parametrizzato in riferimento alla tipologia di habitat (forestale, prativo, fluviale, lacustre etc.) e alle caratteristiche di resistenza e resilienza degli habitat individuati.

Gli habitat identificati devono, quando possibile, essere riferiti agli habitat Natura 2000 (per le tipologie italiane vedi: Biondi *et al.*, 2009; Biondi *et al.*, 2012), che rappresentano emergenze naturalistiche anche se sono localizzate al di fuori di aree protette o di interesse conservazionistico.

Nell'ambito del recupero della vegetazione nelle aree di cantiere dismesse o sottoposte ad azioni di compensazione, è considerato positivo un *turn-over* delle specie che vada nel senso della successione vegetale identificata durante la fase *ante operam*.

Metodologia di rilevamento: cartografia periodica delle formazioni presenti e analisi statistica delle variazioni.

Fonti di riferimento: Pettenella *et al.*, 2000.

Qualità e grado di conservazione habitat d'interesse naturalistico

In relazione al disturbo indotto dall'opera è necessario individuare aree permanenti in cui monitorare periodicamente lo stato degli habitat di interesse naturalistico presenti. Tali aree dovranno essere statisticamente significative rispetto all'estensione o alle caratteristiche ecologiche degli habitat *target*.

Rispetto alla fase *ante operam* sono considerate tendenze negative l'aumento della frequenza e copertura delle specie esotiche, ruderali e sinantropiche, l'alterazione strutturale, la rarefazione di specie pregiate (es. Orchidee) e la diminuzione dell'estensione dell'habitat. Va tuttavia stabilito se la contrazione dell'habitat rientra nella successione normale o dipende dal disturbo indotto dall'opera in progetto.

Preliminarmente all'applicazione delle metodologie di cui sopra relative ai vari habitat, è necessario individuare, localizzare, giustificare e valutarne lo stato mediante l'uso di opportuni indicatori tra cui:

a. Per gli habitat terrestri e acquatici:

- Valore di Naturalità Potenziale (VNP)

Metodologia di rilevamento: identificazione dei fattori chiave del valore ecologico di un habitat; applicazione di un algoritmo sui parametri identificati.

Fonti di riferimento: Berthoud *et al.*, 1989; Consorzio Ferrara Ricerche, 2009.

b. Per gli habitat fluviali:

- Indice di Naturalità Vegetazionale (INV)

Metodologia di rilevamento: il valore dell'indice di naturalità si ottiene sommando i valori assegnati a ciascuno dei tipi vegetazionali presenti, ponderati secondo la loro estensione.

Fonti di riferimento: ARPA Piemonte, 2001.

- Indice Vegetazionale

Metodologia di rilevamento: l'indice è calcolato sommando i due indici parziali, IVB (Indice di Varietà Biotipica) e INV, ponderati secondo specifici coefficienti (6 per la naturalità e 0,4 per la Varietà Biotipica).

L'indice IVB valuta la varietà ecosistemica. L'indice si attribuisce analizzando, in una tratta di 2 km, la presenza di biotipi complementari dal punto di vista strutturale e funzionale ed attribuendo alla sezione di indagine un valore. Il criterio di valutazione è basato sul numero ottimale di elementi naturali.

Fonti di riferimento: ARPA Piemonte, 2001.

- Indice di Vegetazione Riparia (IVR)

Questo indice consente di caratterizzare e valutare la funzionalità della copertura vegetale.

Metodologia di rilevamento: la metodologia definisce tipologie di copertura vegetale e di uso del suolo cui sono attribuiti indici specifici che traducono numericamente la funzionalità delle tipologie stesse.

Fonti di riferimento: Minciardi *et al.*, 2003.

c. Per gli habitat lacustri:

- Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP)

L'indice è utilizzato per la definizione della qualità ecologica. Ai fini dell'applicazione del metodo, per fascia perilacuale si intende una fascia topograficamente sita attorno al lago, che comprende parte della zona litorale (*littoral zone*, fino a profondità massima di un metro) e si estende fino a 50 metri dalla linea di costa (*shoreline*).

Metodologia di rilevamento: Compilazione della scheda per la rilevazione dei parametri IFP.

Fonti di riferimento: Siligardi, 2009.

Fonti di riferimento

- Angelini P., Casella L., Grignetti A., Genovesi P., (ed.). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e Linee Guida, 142/2016.
- ANPA, 2000. Selezione di indicatori ambientali per i temi relativi alla biosfera. RTI CTN_CON 1/2000.
- ARPA Piemonte, 2001. Rapporto sullo Stato dell'Ambiente in Piemonte 2001.
- Berthoud G., Duelli P., Burnard J.D., Theurillat J.P., Gogel R., Wiedemeier P., Hanggi A., 1989. Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux, Rapport 39 du programme national SOL. Programme national de recherche, Bern, pp 129.
- Biondi E., Blasi C. (eds.), 2009. Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE. <http://vnr.unipg.it/habitat/>
- Biondi E., Burrascano S., Casavecchia S., Copiz R., Del Vico E., Galdenzi D., Gigante D., Lasen C., Spampinato G., Venanzoni R., Zivkovic L., Blasi C., 2012. Diagnosis and syntaxonomic interpretation of Annex I Habitats (Dir. 92/43/EEC) in Italy at the alliance level. *Plant Sociology*, Vol. 49, No. 1, June 2012, pp. 5-37.
- Brokaw N.V.L., Lent R.A., 1999. Vertical structure, in *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Hunter M.L. (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, 373-399.
- Consorzio Ferrara Ricerche, 2009. Gli Habitat del Delta del Po Naturalità e qualità. http://sil.deltapo.it/web/wp-content/uploads/pdf/VNP_CFR_deltapo_091221.pdf
- Ercole S., Giacanelli V., Bacchetta G., Fenu G., Genovesi P. (ed.). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie vegetali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 140/2016.
- Haber E., 1997. Guide to monitoring exotic and invasive plants. *Ecological Monitoring and Assessment Network*, Environment Canada.
- ISPRA, 2009. La sostenibilità degli interventi di ripristino degli ecosistemi marino costieri nelle Aree protette. MLG 100/2009.
- Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., Garcia Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Altorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F., Bită-Nicolae, C., Biurrun, I., Calix, M., Capelo, J., Čarni, A., Chytrý, M., Dengler, J., Dimopoulos, P., Essi, F., Gardfjeil, H., Gigante, D., Giusso del Gaido, G., Hajek, M., Jansen, F., Jansen, J., Kapfer, J., Mickolajczak, A., Molina, J. A., Molnar, Z., Paternoster, D., Piernik, A., Poulin, B., Renaux, B., Schaminee, J.H.J., Šumberova, K., Toivonen, H., Tonteri, T., Tsiripidis, I., Tzonev, R. and Valachovič, M. 2016. European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://portals.iucn.org/library/node/46600>; EEA, 2022. European Red List of Habitats. <https://sdi.eea.europa.eu/data/65576285-06b1-43b4-bd31-8085e36750dc>
- Kuuluvainen T., Leinonen K., Nygren M., Penttinen A., 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica*, 30: 315–328.
- Kuuluvainen T., Rouvinen S., 2000. Understory regeneration on two sites of different fire history in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *Journal of Vegetation Science*, 11: 801–812.
- Minciardi M.R., Rossi G.L., Azzollini R., Betta G., 2003. Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino. ENEA, Provincia di Torino, Torino: 64 pp.
- PAT/CTN-NeB, 2003, agg. 2005. Metodi di raccolta dati in campo per l'elaborazione di indicatori di biodiversità. APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Centro Tematico Nazionale Natura e Biodiversità (CTN-NeB).
- Pettenella D., Urbinati C., Bortoluzzi B., Fedrigoli M., Piccini C., 2000. Indicatori di gestione forestale sostenibile in Italia. Roma: Stampa Sped s.r.l.
- Pignatti S., 2017. Flora d'Italia. Volume 1 e 2. Edagricole, Bologna, Italia.
- Pignatti S., 2018. Flora d'Italia. Volume 3. Edagricole, Bologna, Italia.

- Pignatti S., 2019. Flora d'Italia. Volume 4. Edagricole, Bologna, Italia.
- 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.
- Rossi G., Orsenigo S., Gargano D., Montagnani C., Peruzzi L., Fenu G., Abeli T., Alessandrini A., Astuti G., Bacchetta G., Bartolucci F., Bernardo L., Bovio M., Brullo S., Carta A., Castello M., Cogoni D., Conti F., Domina G., Foggi B., Gennai M., Gigante D., Iberite M., Lasen C., Magrini S., Nicoella G., Pinna M.S., Poggio L., Prosser F., Santangelo A., Selvaggi A., Stinca A., Tartaglini N., Troia A., Villani M.C., Wagensommer R.P., Wilhalm T., Blasi C., 2020. Lista Rossa della Flora Italiana 2. Endemiti e altre specie minacciate. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. <https://www.mase.gov.it/portale/liste-rosse-nazionali#3>
- Scalera R., Bevilacqua G., Carnevali L. e Genovesi P. (a cura di) 2018. Le specie esotiche invasive: andamenti, impatti e possibili risposte. ISPRA. pp 1-121.
- Scossioli R.E. 1976. Elementi di ecologia. Bologna, Zanichelli.
- Siligardi M. (Eds) 2009. Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP). Strumento di supporto alla definizione della qualità ecologica come indicato dalla Direttiva 2000/60/CE. Manuale ISPRA, APPA Trento, 2009. 74 pp.
- SNIFFER, 2008. Development of Lake-MIMAS as a decision-support tool for managing hydromorphological alterations to lakes, 70 pp. www.sniffer.org.uk.

Linee guida

Si riportano di seguito alcuni esempi di linee guida per il monitoraggio della vegetazione e della flora utili ai fini della stesura del PMA:

- ANPA, 2000. Selezione di indicatori ambientali per i temi relativi alla biosfera. RTI CTN_CON 1/2000.
- APAT/CTN-NeB: 2003, agg. 2005. Metodi di raccolta dati in campo per l'elaborazione di indicatori di biodiversità. APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici. Centro Tematico Nazionale Natura e Biodiversità (CTN-NeB).
- ARPA Liguria, 2007. Manuale di gestione degli impatti sulle praterie di Posidonia oceanica.
- Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M. 2003. I sistemi a fanerogame marine. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Editors). Manuale di Metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. Biol. Mar. Med, 19 (Suppl.): 145-198.
- Guidotti A. (a cura di), 2002. Il monitoraggio fitosanitario delle foreste. ARSIA, Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale, Firenze.
- ISPRA, 2014. Manuali e linee guida. Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di Posidonia oceanica. Manuali e Linee Guida, 106/2014.
- Regione Lombardia Direzione generale territorio ed urbanistica. Linee guida per gli studi di impatto ambientale e i piani di monitoraggio dei progetti di derivazione di acque superficiali. Identificativo Atto n. 233. 4556 28/04/2010.
- Regione Piemonte, ARPA Piemonte, 2003. Sviluppo di indagini finalizzate alla miglior conoscenza dello stato di qualità dei corpi idrici regionali e approfondimenti in aree particolarmente significative. Rapporto Tecnico, Task C201. Caratterizzazione ecosistemica.
- UNEP, RAC/SPA (2011) – Guidelines for the Standardization of Mapping and Monitoring Methods of Marine Magnoliophyta in the Mediterranean. UNEP (DEPI)/MED WG 359/9.

7.6.2 Angiosperme acquatiche in ambiente di transizione

Le associazioni/facies a fanerogame marine (*Ruppia cirrhosa*, *Nanozostera noltii*, *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*) sono caratteristiche dell'habitat prioritario 1150* "Lagune costiere" e svolgono un ruolo fondamentale per il mantenimento della biodiversità lagunare. Le praterie di fanerogame, come riportato nel "Manuale

italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE" (Biondi & Blasi, 2009) e nel Protocollo SPA-BIO (Relini & Giaccone, 2009), sono inoltre elementi prioritari per la conservazione dell'habitat 1150* e vanno considerate come metrica per il calcolo del grado di conservazione della struttura che, insieme al grado di conservazione delle funzioni e alla possibilità di ripristino, vanno a costituire il Grado di Conservazione dell'habitat previsto dalla Direttiva Habitat per valutare lo stato di salute e l'integrità dello stesso.

Metodologia di rilevamento

Verifica, sull'area potenzialmente sottoposta ad impatto, dello stato di salute delle praterie e delle comunità epifitiche, controllo delle dinamiche colonizzative in atto (espansione, stabilità, regressione). L'area di studio deve essere selezionata preferibilmente sulla base della corrente dominante e principale e delle caratteristiche morfologiche: dovranno essere considerate le praterie ricadenti all'interno dell'area di impatto poste a distanza progressiva dall'opera. Andranno individuati uno o più siti di controllo da monitorare, con caratteristiche ambientali simili, esterni all'areale potenzialmente impattato, al fine di interpretare al meglio la variabilità temporale dei risultati e avere condizioni di confronto.

La strategia di monitoraggio comprende sia rilievi su stazioni fisse che monitoraggi dell'insieme delle praterie potenzialmente sensibili all'impatto dell'opera. Nei casi in cui le condizioni della prateria di fanerogame siano tali da sconsigliare il prelievo "distruttivo" di campioni, le attività di monitoraggio potranno essere limitate alle tecniche di *visual census*, con conseguente riduzione dei parametri da determinare.

Contestualmente ai rilievi sulle praterie dovranno essere effettuate, ove non già disponibili, le misure dei principali parametri chimico-fisici che influenzano la loro salute e il loro sviluppo (es. trasparenza, torbidità, nutrienti, granulometria, dati meteo-climatici, ecc.).

Unità di campionamento

Il campionamento deve essere condotto in stazioni di campionamento scelte in modo tale da cogliere la variabilità spaziale dell'habitat monitorato.

La mappatura delle fanerogame tramite *visual census* va effettuata nell'intera area potenzialmente influenzata dall'opera.

Nel *visual census* l'unità di campionamento è generalmente costituita da un'area estesa a 360° per un raggio di almeno 10 metri dal punto centrale, quanto più possibile omogenea in termini di tipologia di substrato, pendenza del fondo, profondità. Per ciascuna stazione devono essere considerate diverse repliche dello stesso campione in un numero ritenuto idoneo ai fini statistici.

Un'altra metodica da considerare, sempre mediante la tecnica del *visual census*, è quella di utilizzare un quadrato avente area di 1 m² e ulteriore divisione interna che permette anche di verificare la densità dei fasci fogliari; nelle aree in cui la visibilità lo permette si possono effettuare 3 repliche per sito (Petrocelli et al., 2023).

Frequenza della raccolta dati

In fase preliminare sono necessarie una valutazione dell'eterogeneità interna e degli habitat presenti, una mappatura delle praterie potenzialmente esposte agli effetti dell'opera e l'identificazione delle stazioni all'interno delle praterie sulle quali effettuare i rilievi.

In fase di *ante operam* e in corso d'opera la mappatura delle praterie dovrà essere effettuata una volta all'anno, nel periodo di loro massima espansione (giugno-settembre); i parametri necessari per l'applicazione degli indici di qualità ecologica (copertura specifica per fanerogame; composizione, abbondanza) dovranno essere monitorati 2 volte all'anno, in primavera e in autunno. I parametri chimico-fisici dell'acqua a supporto vanno monitorati almeno 2 volte all'anno (primavera e autunno) ma preferibilmente con cadenza stagionale, in modo da poter disporre di una copertura temporale che tenga conto del ciclo fenologico delle specie indagate.

Le medesime frequenze dovrebbero essere mantenute anche durante la successiva fase di *post operam*, fino al ripristino delle condizioni iniziali. La durata del monitoraggio deve comunque essere tale da verificare/escludere eventuali impatti a medio/lungo termine.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Sono investigati quegli indicatori strutturali e funzionali sufficientemente sensibili, in grado di cogliere le possibili variazioni ambientali delle aree investigate, sia nell'ambito del decorso annuale, attraverso la progressione stagionale, sia nel confronto tra gli anni: descrittori fisiografici (tipologia, limiti), strutturali (densità,

copertura) e funzionali (fenologia, verifica dei processi germinativi o di necrosi) della prateria; analisi della componente epifitica (numero specie, ricoprimento, biomassa).

Relativamente alla componente epifitica, la compilazione di *check list* relative all'abbondanza delle specie presenti consente il calcolo di indici di ricchezza e di diversità (es. indice di diversità di Shannon-Wiener H' , indice di equità J) nonché un'analisi delle categorie morfo-funzionali.

Tipologia del dato finale

Dati puntuali e cartografici per il confronto con lo stato di *ante operam*; elaborazione di indici qualità ecologica, ricchezza e diversità.

Fonti di riferimento

- APAT-SIBM-ICRAM, 2003. Manuale di metodologie di campionamento e studio del bentos marino mediterraneo. M.C. Gambi & M. Dappiano (Eds).
- Biondi E., Blasi C., 2009. Manuale Italiano di interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43/CEE. Ministero dell'Ambiente – Società Botanica Italiana. Online: <http://vnr.unipg.it/habitat/>
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M., 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. Publisher: The M&MS project. Settembre: 2004. <http://www.seagrasses.org>
- Facca, C., Ceoldo, S., Pellegrino, N., & Sfriso, A. (2014). Natural recovery and planned intervention in coastal wetlands: Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) as a case study. *The Scientific World Journal*, 2014(1), 968618.
- Giusti E., Marsili-Libelli S., Renzi M., Focardi S. (2010). Assessment of spatial distribution of submerged vegetation in the Orbetello lagoon by means of a mathematical model. *Ecological Modelling*, 221(11), 1484-1493.
- ISPRA, 2019. Protocolli per il campionamento e la determinazione degli elementi di qualità biologica e fisico-chimica nell'ambito dei programmi di monitoraggio ex 2000/60/CE delle acque di transizione (El-Pr-TW-Protocolli Monitoraggio-03.05 – ISPRA, 2011) alla luce dell'emanazione della Decisione Comunitaria 2018/229 del 12 febbraio 2018. Aggiornamento Maggio 2019.
- ISPRA, ARPAV, 2023. Monitoraggio della laguna di Venezia ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, Decreto Legislativo N. 152/2006 e s.m.i. Applicazione Modellistica. Implementazione della modellistica idrodinamica e sperimentazione della modellistica ecologica in ambito lagunare per la valutazione integrata della qualità delle acque. Maggio 2023.
- Petrocelli, A., Cecere, E., Fanelli, G., Rubino, F., & Denti, G. (2023, October). Phenological monitoring of *Cymodocea nodosa* (Tracheophyta, Alismatales) in the transitional system Mar Piccolo of Taranto for the detection of anthropogenic impact. In: 2023 IEEE International Workshop on Metrology for the Sea; Learning to Measure Sea Health Parameters (MetroSea) (pp. 454-458). IEEE.
- Plus, M., Chapelle, A., Lazure, P., Auby, I., Levassasseur, G., Verlaque, M., ... & Murray, C. N. (2003). Modelling of oxygen and nitrogen cycling as a function of macrophyte community in the Thau lagoon. *Continental Shelf Research*, 23(17-19), 1877-1898.
- Relini G., Giaccone G., 2009. Gli habitat prioritari del protocollo SPA-BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia – Schede descrittive per l'identificazione. *Biologia Marina Mediterranea*, Vol. 16 (Suppl. 1).
- Sfriso A., Ghetti, P.F. 1998. Seasonal variation in the biomass, morphometric parameters and production of rhizophytes in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61: 207-223.

7.6.3 Fanerogame marine

Nell'ambito del monitoraggio delle fanerogame marine relativamente alla realizzazione delle opere sottoposte a VIA nazionale, si fa generalmente riferimento sia a *Posidonia oceanica* (L.) *Delile* che a *Cymodocea nodosa* (Ucria) *Asch.*, in quanto le due specie più diffuse negli habitat costieri del Mar Mediterraneo. In tale contesto, considerando l'importanza che essa assume, si farà riferimento soprattutto alla specie *P. oceanica*, anche se alcune delle informazioni riportate di seguito sono riferite ad entrambe le specie. Laddove siano previste misure

compensative alle perdite di habitat residue, dovrà essere eseguito uno specifico monitoraggio finalizzato a verificare l'efficacia di tali misure previste nel SIA rispetto agli obiettivi attesi.

Nel caso in cui gli impatti generati dalla costruzione di opere marittime dovessero generare impatti in area vasta, i programmi di monitoraggio dovranno tenere conto degli strumenti metodologici proposti per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici marino-costiero in base al D.M. 260/2010, riguardo all'Elemento di Qualità Biologica "Angiosperme". Si sottolinea, tuttavia, che i limiti di riferimento riportati nel D.M. 260/2010 devono essere interpretati insieme alle altre variabili descrittive dell'habitat ai sensi del D.Lgs. 190/2010 al fine di una più adeguata e precisa valutazione dei possibili impatti delle opere su questa componente dell'ecosistema.

Metodologia

I principali metodi di studio delle fanerogame marine si basano su rilievi di tipo indiretto e diretto.

Alcuni parametri, principalmente l'estensione dell'habitat, vengono acquisiti mediante rilievi indiretti, per fini cartografici, condotti da remoto con strumenti acustici (*Side Scan Sonar*, *Multibeam*); ad integrazione o in alternativa alle acquisizioni acustiche è possibile impiegare immagini satellitari multispettrali ad alta e media risoluzione e/o ortomosaici georeferenziati, questi ultimi ottenuti da rilievi fotogrammetrici condotti con aeromobili a pilotaggio remoto (APR). I rilievi sono supportati da prospezioni video – fotografiche ad alta definizione e georeferenziate per mezzo di strumenti ottici (es. R.O.V.). Per i dettagli riguardo le metodiche di indagine condotte con strumenti ecografici si rimanda a Bosman *et al.*, 2021.

Altri parametri, utili alla valutazione della condizione dell'habitat, vengono acquisiti principalmente mediante rilievi diretti, condotti *in situ*, o per mezzo di operatori subacquei, che effettuano misure e censimenti visuali con eventuali prelievi di fasci fogliari, o per mezzo di strumenti ottici, telecamere subacquee, R.O.V., adoperati per effettuare prospezioni video – fotografiche. Le indagini previste per lo studio delle praterie a fanerogame marine considerano differenti descrittori, quali quelli fisici, fisiografici, strutturali, funzionali, nonché studi degli organismi associati. Per i dettagli riguardo le metodiche di indagine, si rimanda a Buia *et al.*, 2003 e a SNPA, 2024. Alcuni dei descrittori relativi all'habitat *P. oceanica* possono essere utilizzati anche per le valutazioni relativamente alle altre fanerogame marine. A tal riguardo, si faccia riferimento all'ulteriore letteratura di settore (es. Larkum *et al.*, 2006) per eventuali approfondimenti.

Laddove come opera di compensazione venga individuato un trapianto di *P. oceanica* dovrà essere previsto uno specifico monitoraggio delle attività di trapianto. Le procedure sul monitoraggio di tale trapianto dovranno essere elaborate anche sulla base della manualistica tecnica di settore a cui si rimanda per una disamina di dettaglio (Bacci e La Porta, 2022; La Porta e Bacci, 2022).

Unità di campionamento

Nei rilievi indiretti per fini cartografici la prateria deve necessariamente comprendere sia l'area di sito sia l'area vasta circostante la costruzione dell'opera ed essere quanto più ampia possibile in base alle caratteristiche specifiche dell'opera oggetto di studio. L'estensione dell'habitat relativa all'area d'indagine dovrà essere condotta mediante rilievi da remoto e deve comprendere l'intera unità fisiografica della prateria, compresi i limiti inferiore e superiore e, comunque, dovrà tenere conto di quanto emerso nel SIA.

Nei rilievi diretti le unità di campionamento dipendono dal parametro analizzato (es. *plot*, transetto, fascio fogliare) a cui si rimanda alla letteratura di settore precedentemente citata.

Le osservazioni acquisite per ciascun parametro devono essere correttamente replicate spazialmente, mediante un approccio gerarchico. A tal proposito, in ciascuna stazione di campionamento individuare randomicamente più sub-aree a distanza di poche decine di metri, all'interno delle quali acquisire più repliche campione. Se appropriato, considerando le sorgenti di impatto, quest'ultimo può essere valutato a diverse profondità, intercettando differenti porzioni della prateria, quali il limite superiore, il centro prateria, il limite inferiore. In linea generale, laddove possibile, prevedere un disegno di campionamento, con eventuali integrazioni, conforme al *Beyond BACI* (evoluzione dell'approccio *Before/After-Control Impact*) (Underwood, 1991, 1992, 1993; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003) descritto nel paragrafo 7.6.5.2. (Ambiente marino e di transizione - Disegno base di campionamento per parametri descrittori chimico-fisici e biologici di ambiente marino).

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Si riportano i principali parametri da indagare per l'estensione dell'habitat *P. oceanica*:

- copertura spaziale ecomorfosi *matte* morta; copertura spaziale ecomorfosi *P. oceanica* viva; variazione copertura spaziale ecomorfosi; continuità o grado di frammentazione della prateria; tipologia di limite; batimetria.

Si riportano i principali parametri da indagare per la condizione dell'habitat *P. oceanica*:

- tipo di substrato (sabbia, *matte*, roccia); copertura (percentuale di *matte* morta, percentuale di *P. oceanica* viva, percentuale di *C. nodosa*, percentuale di *C. prolifera*, percentuale di *C. taxifolia*, percentuale di *C. cylindracea*); densità dei fasci fogliari; scalzamento dei rizomi; presenza di fioritura e/o frutti; tipo di limiti della prateria; profondità; fonti di disturbo evidenti.

Altri parametri possono essere acquisiti, secondo le necessità dello studio, mediante analisi di laboratorio su fasci ortotropi di *P. oceanica* campionati *in situ* o su organismi campionati sulla prateria per studi inerenti alla fauna e flora associata. Alcuni parametri possono anche essere acquisiti, mediante adattamenti specifici, con modalità non distruttive. Si riportano i principali parametri che possono essere indagati:

- parametri lepidocronologici; parametri fenologici; parametri di biomassa (fasci fogliari, comunità epifita delle foglie); fauna e flora associata.

Per quanto riguarda i valori di riferimento si dovrà considerare l'indice PREI, laddove il suo utilizzo si ritenga adeguato alle finalità dello studio, riportato nell'Allegato 1 Parte III del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. I dati dovranno essere interpretati insieme a tutte le altre variabili descrittive al fine di una adeguata valutazione dei possibili impatti delle opere su questa componente dell'ecosistema. Sarà necessario nell'analisi dei risultati riferirsi ai valori riscontrati nelle aree di controllo spaziale, nonché ai risultati acquisiti nella fase *ante operam* (controllo temporale). Potrà essere necessario nell'analisi dei risultati avvalersi anche dei dati dello Studio di Impatto Ambientale.

Frequenza della raccolta dati

Le indagini mediante rilievi indiretti per fini cartografici dovranno essere eseguite almeno una volta nel monitoraggio *ante operam* e almeno una volta alla fine del monitoraggio *post operam*. Le indagini mediante rilievi diretti dovranno essere eseguite almeno una volta nel monitoraggio *ante operam*, preferibilmente durante la stagione estiva (giugno-settembre). La stagione estiva diventa obbligatoria nel caso di calcolo del PREI.

La durata complessiva del monitoraggio *post operam* mediante sia rilievi indiretti che rilievi diretti dipende dalla tipologia di opera, dalla durata del cantiere nonché dal presunto impatto. Laddove si deduca un impatto indiretto, senza un disturbo diretto che causi distruzione dell'habitat, si consideri nella fase di monitoraggio *post operam* un arco temporale non inferiore ai tre anni. Per una adeguata confrontabilità dei dati, relativamente ai parametri con variabilità stagionale, le indagini devono eseguirsi nella medesima stagione, in analogia con la fase *ante operam*.

Nella eventuale fase di dismissione dell'opera la durata e frequenza del monitoraggio dipenderanno dalle peculiarità del caso di studio e in continuità con il monitoraggio pregresso.

Il PMA deve contenere il cronoprogramma delle attività di monitoraggio dell'area di studio.

Fonti di riferimento

- Bacci T., La Porta B., (2022). Manuale delle tecniche e delle procedure operative per il trapianto di Posidonia oceanica. LIFE SEPOSSO (LIFE 16 GIE/IT/000761), Roma. https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/LifeSEPOSSO_Manuale_pianificazione_realizzazione_monitoraggio_trapianti_Posidonia_oceanica.pdf
- Bosman A., Pazzini A., Rossi L., Rende S.F., Annunziatellis A., Giusti M., Pulcini M., Penna M., (2021) Protocolli d'acquisizione e controllo della qualità dei dati Multibeam e Side Scan Sonar nell'ambito dei programmi di monitoraggio Strategia Marina 2021-2026 (D.Lgs. 190/2010).
- Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M., (2003). I sistemi a Fanerogame Marine. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), Manuale di Metodologie di Campionamento e Studio del Benthos Marino Mediterraneo. Biol. Mar. Medit., 10: 145-198.

- La Porta B., Bacci T., (2022). Manuale per la pianificazione, realizzazione e monitoraggio dei trapianti di *Posidonia oceanica*". LIFE SEPOSSO (LIFE 16 GIE/IT/000761), Roma. https://lifeseosso.eu/wp-content/uploads/LIFESEPOSSO_Manuale_tecniche_procedure_operative_trapianto_Posidonia_oceanica.pdf
- Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M., (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. ISBN 978-1-4020-2942-4.
- SNPA, (2024) Schede metodologiche utilizzate nei programmi di monitoraggio del secondo ciclo della Direttiva Strategia Marina (D.M. 2 febbraio 2021). Pubblicazioni tecniche SNPA, 2024. ISBN 978-88-448-1236-2. <https://www.snpambiente.it/snpa/schede-metodologiche-utilizzate-nei-programmi-di-monitoraggio-del-secondo-ciclo-della-direttiva-strategia-marina-d-m-2-febbraio-2021/>.

7.6.4 Letti a Rodoliti

Metodologia

Il monitoraggio dei letti a rodoliti è previsto nell'ambito della Direttiva Quadro sulla Strategia Marina (2008/56/CE), recepita con il D.Lgs. 190/2010, come habitat che concorre alla definizione del Buono Stato Ambientale (Descrittori 1, "Biodiversità", e 6 "Integrità dei fondali marini").

Il protocollo di monitoraggio, descritto nelle schede metodologiche per i programmi di monitoraggio della Strategia Marina (SNPA, 2024), si basa su:

a. valutazione dell'estensione dei letti a rodoliti, da determinare attraverso:

- l'acquisizione di dati bati-morfologici del substrato ad alta risoluzione (1 metro), mediante indagini prioritariamente con *sonara* scansione laterale (*Side Scan Sonar – SSS*) o (subordinatamente e solo per profondità inferiori a 60m) ecoscandaglio multifascio (*Multibeam Echosounder*) in grado di acquisire dati di *backscatter*;
- l'acquisizione di dati di verità a mare secondo transetti, mediante veicoli operati da remoto (immagini/video), sufficientemente omogenei e rappresentativi delle diverse tipologie di substrato affioranti nell'area di indagine, da consentire di identificare e cartografare i letti a rodoliti (ovvero di identificare le diverse *facies* acustiche rappresentative dei diversi tipi di fondale tra cui quella propria dei letti a rodoliti).

b. valutazione della condizione dell'habitat, da determinare tramite:

- l'acquisizione di immagini/video tramite veicoli operati da remoto (come descritto sopra). Dalle immagini dei transetti saranno acquisite informazioni sulla vitalità dell'habitat (rapporto talli vivi/talli morti) e sulla densità del letto (percentuale di copertura del fotogramma);
- raccolta di campioni di substrato (tramite *box-corer* o benna). Dai campioni saranno acquisite informazioni sulla vitalità dell'habitat (rapporto talli vivi/talli morti), sulla densità del letto (percentuale di copertura del fotogramma) e sullo spessore vitale.

Unità di campionamento

L'area ampia di indagine sarà funzione della tipologia di opera da realizzare. In generale dovrà essere studiato l'intero letto a rodoliti interessato dai lavori o presente nelle immediate vicinanze (distanza da considerare in funzione della tipologia di impatto previsto). In ogni caso, se l'habitat è presente, le indagini dovranno interessare un *buffer* di almeno 1 km dall'opera.

Nell'area di studio dovranno essere selezionate almeno tre zone in cui l'habitat è particolarmente rappresentativo in cui condurre indagini mirate alla valutazione delle condizioni *ante* e *post operam*. Queste aree dovranno essere rappresentative della condizione dei letti a rodoliti a distanza crescente dall'opera, anche al fine di poter identificare una stazione che fornisca informazioni laddove presumibilmente l'impatto si esaurisce.

In ciascuna delle aree selezionate dovranno essere effettuati 3 transetti lunghi non meno di 200 m e distanti tra loro non meno di 100 m, da cui estrarre almeno 20 immagini rappresentative dell'habitat. Dai fotogrammi

dovranno essere determinati i parametri descritti sopra: vitalità (% talli vivi), densità (% copertura) e caratteristiche morfologiche (determinazione del morfotipo prevalente).

Frequenza della raccolta dati

Durante la fase *ante operam* dovrà essere effettuata una caratterizzazione completa dell'estensione e della condizione dell'habitat. Lo studio deve essere condotto anche subito dopo la conclusione dell'opera. Un'ulteriore campagna (l'ultima in caso di esito positivo), dovrà essere condotta trascorsi almeno tre anni dalla precedente.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Gli indicatori di estensione e condizione dell'habitat dovranno permettere il confronto *ante* e *post operam* dell'habitat. In particolare, dovrà essere possibile stimare quantitativamente l'eventuale variazione di estensione e le variazioni riscontrante nella vitalità e densità dei letti a rodoliti.

Fonti di riferimento

- Basso D., Babbini L., Ramos Esplá A., Salomidi M., Kamenos N.A. (2016) Rhodoliths, Maërl, and Coralligenous Habitats in the Mediterranean Sea: Current State of Knowledge and Conservation Strategies. *Mediterr. Mar. Sci.*, 17(1): 62-78.
- Gubbay S., Sanders N., Haynes T., Janssen J.A.M., Rodwell J.R., Nieto A., García Criado M., Beal S., Borg J., Kennedy M., Micu D., Otero M., Saunders G. Calix M., (2016). European Red List of habitats IUCN (2016). ISBN 978-92-79-61586-3.
- Riosmena-Rodríguez R., Nelson W. (2017) Rhodoliths and Maërl Beds: a global perspective. Springer. 363 pp.
- SNPA, (2024) Schede metodologiche utilizzate nei programmi di monitoraggio del secondo ciclo della Direttiva Strategia Marina (D.M. 2 febbraio 2021). Pubblicazioni tecniche SNPA, 2024. ISBN 978-88-448-1236-2. <https://www.snpambiente.it/snpa/schede-metodologiche-utilizzate-nei-programmi-di-monitoraggio-del-secondo-ciclo-della-direttiva-strategia-marina-d-m-2-febbraio-2021/>.
- UNEP/MAP-SPA/RAC, (2017) Action plan for the conservation of coralligenous and other Mediterranean bioconcretions.

La trattazione degli habitat a fondo duro e a fondo mobile è riportata all'interno del paragrafo 7.6.5 "Fauna".

7.6.5 Fauna

L'utilizzo di cataloghi o repertori fornisce informazioni sulla presenza delle specie nel territorio, integrate spesso da informazioni sugli habitat frequentati, la località del rinvenimento, gli estremi di distribuzione altitudinale o dell'areale. È quindi possibile dedurre informazioni sulle variazioni della composizione delle biocenosi di un territorio avvenute nel corso degli anni. L'informazione qualitativa desumibile da detti elenchi non è però sufficiente per fini applicativi, come nel caso di Studi di Impatto Ambientale, dove è necessario considerare anche la dimensione spaziale.

Maggiori indicazioni sono fornite dagli Atlanti faunistici, che mostrano la presenza di specie in un determinato territorio, discretizzato in aree di uguale superficie (in genere i dati sono organizzati in reticoli a maglie regolari, il cui lato può dipendere dall'estensione del territorio preso in esame).

Tuttavia, una caratterizzazione faunistica esaustiva può essere conseguita solo attraverso un adeguato piano di campionamento, basato su sopralluoghi effettuati nell'area di interesse.

A seconda delle specie oggetto di indagine, devono essere adottate specifiche metodologie di rilevamento standardizzate, al fine di omogeneizzare la raccolta di dati.

Per quanto riguarda le popolazioni animali, la loro mobilità e dinamicità e la tendenza a occultarsi, rendono oltremodo difficile standardizzare le metodiche che variano anche al variare dell'obiettivo di monitoraggio.

Le specie animali possono essere monitorate valutando le caratteristiche dei singoli individui, delle popolazioni e dei loro habitat.

Si può fare riferimento sia a metodi di indagine qualitativi (che consentono di stilare la *checklist* delle specie presenti) che quantitativi (che consentono di stimare l'abbondanza degli individui per ciascuna specie).

Nel caso dei popolamenti animali, per le difficoltà sopra enunciate, è piuttosto raro che si possano effettuare rilievi che prevedano il censimento dell'intera popolazione. Molte stime censuarie sono ottenute operando in aree campione dimensionate sulla base delle caratteristiche delle popolazioni oggetto di studio.

Tra le metodologie di campionamento utilizzate, molte fanno riferimento a tecniche di cattura-marcatura-rilascio e successiva ricattura di un certo numero di individui, per risalire con un calcolo proporzionale, alla stima della consistenza della popolazione.

Altre sono legate a osservazioni effettuate da punti fissi o transetti, elaborando i dati ottenuti sulla base delle distanze per ottenere una scala territoriale del dato.

Più utilizzate, perché di più semplice ed economica realizzazione in relazione ai risultati attesi, sono le tecniche di stima dell'abbondanza di popolazioni animali basate sulla ricerca di tracce, sull'uso di trappole, sulla raccolta di suoni, sulla ricerca di escrementi, sulla cattura e riconoscimento di un certo numero di individui. In questi casi, si utilizzano schemi campionari basati per lo più su transetti di forma e dimensioni variabili, secondo metodologie messe a punto specificamente per ciascuna specie o *taxa*.

In linea generale, per le popolazioni animali, per ridurre i margini di errore di stima legati alla mobilità, campionamenti di tipo estensivo sono da preferire a quelli di tipo intensivo.

Vengono di seguito riportate indicazioni utili per il monitoraggio della fauna vertebrata (ciclostomi, pesci, anfibi, rettili, uccelli e mammiferi) presente nell'ambiente terrestre, dulcacquicolo, di transizione e marino.

7.6.5.1 Ambiente terrestre e di acque dolci

7.6.5.1.1 Pesci e Ciclostomi

Metodologia "acque correnti"

I campionamenti ittici in ambiente lotico vengono principalmente effettuati mediante l'utilizzo dell'elettrostorditore il quale se utilizzato in maniera appropriata permette di catturare i pesci, senza recare danni alla loro salute. Gli esemplari catturati vengono successivamente narcotizzati al fine di poter rilevare i parametri biologici e l'attribuzione sistematica; al termine delle operazioni gli esemplari vengono liberati. La pesca elettrica viene utilizzata sia nei tratti dei corsi guadabili (< 0,7 m) che in quelli più profondi (< 0,7 m).

Nei tratti non guadabili dei fiumi, soprattutto nelle aree potamali vengono utilizzate reti opercolari o altre reti da posta, quali ad esempio i bertovelli.

Per poter garantire la replicabilità dei campionamenti e confrontare quindi i diversi dati ottenuti, l'equipaggiamento e i protocolli per la cattura della fauna ittica devono essere gli stessi per ciascun campionamento svolto nello stesso sito.

Unità di campionamento

La stazione di campionamento è costituita da un tratto omogeneo di lunghezza minima pari a 10-20 volte la larghezza dell'alveo.

Frequenza della raccolta dati

Il monitoraggio dovrebbe avere frequenza stagionale o annuale.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

L'applicazione delle procedure consente di ottenere una *check list* delle specie presenti e informazioni sull'abbondanza e la biomassa delle singole specie e sulla struttura delle popolazioni, suddividendole in classi di età o taglia.

Metodologia "bacini lacustri"

L'analisi dei popolamenti ittici viene in genere effettuata tramite bilancelle a mano delle dimensioni di 150 cm di lato con maglia pari a 10 mm e reti da posta multi-selettive. Il metodo della marcatura mediante tatuaggio o ancorette numerate (*floy tag*) è invece utilizzato per la stima della densità delle popolazioni.

Per quanto riguarda, invece, l'utilizzo dell'ecoscandaglio, questo presenta aspetti sia positivi che negativi. È una tecnica di censimento che può essere considerata efficace in quanto non altera il comportamento dei pesci durante lo studio, non modifica quantitativamente le popolazioni ittiche ed è indipendente dai parametri ambientali. Tuttavia, questo metodo può portare ad errori di valutazione dovuti alla lettura come pesci di falsi bersagli, all'incertezza dell'esistenza di relazioni tra i risultati ottenuti e la biomassa ittica, alla difficoltà di campionamento di popolazioni localizzate sul fondo o in superficie e all'impossibilità di classificare le specie campionate.

Unità di campionamento

L'unità di campionamento è rappresentata dal lago stesso o da una superficie nota delle reti utilizzate per la cattura.

Frequenza della raccolta dati

Il monitoraggio dovrebbe avere frequenza stagionale o annuale.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

L'applicazione delle procedure consente di ottenere una *check list* delle specie presenti e informazioni sull'abbondanza e la distribuzione delle stesse. Possono, inoltre, essere elaborate stime di densità di popolazione.

Fonti di riferimento

- Bianco P.G., 1990. Proposta di impiego di indici e di coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. *Idrobiol.*, 29, 1.
- Carta ittica della Provincia di Padova. Provincia di Padova Assessorato alla Pesca. <https://www.provincia.padova.it/pubblicazioni-0>
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP, 2001. *Measuring and monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science. Malden MA.
- Ferrara F.F., Quattrocchi L., Gibertini G., 1996. Analisi dei caratteri morfologici, morfometrici e meristici in una popolazione di *Lampetra planeri* Bloch nel bacino del Fiume Aniene. *Atti V Conv. Naz. A.I.I.A.D.*, Montecchio Maggiore, pp. 387-396.

- Loro R., Zanetti M., 1992. Approcci metodologici allo studio della produzione ittica delle acque interne. Atti del Convegno/corso Workshop di biologia ambientale ed ecotossicologia. Pordenone 26 novembre 1990. Pp.: 121-132.
- Maio G., Lorenzoni M., Perosino G., Tancioni L. e Laporta g., 2010. Standardizzazione della raccolta dati territoriali ed ambientali nei siti dei campionamenti ittici ed organizzazione di una banca dati nazionale. Book of abstracts -XIII Congresso Nazionale A.I.I.A.D. Gestione dell'ittiofauna per la tutela della biodiversità. San Sepolcro (Arezzo) 12-13 novembre 2010.
- Nocita A., 2002. Carta ittica della Provincia di Firenze. Provincia di Firenze Assessorato Agricoltura Caccia e Pesca, Museo di Storia naturale Università degli studi di Firenze Sezione di Zoologia "La Specola". 260 pp.
- Provincia Olbia Tempio - Settore Tutela Ambiente. Carta Ittica della Provincia di Olbia-Tempio. http://www.infeagallura.it/Progetto/Pubblicazioni/.../libro_carta_ittica.pdf
- Sarrocco S., G. Maio, D. Celauro e L. Tancioni, 2012. Carta della Biodiversità ittica delle acque correnti del Lazio. Edizioni ARP, Roma, 194 pp.
- Sutherland W. Ecological census techniques. A handbook. Cambridge University Press.
- Tancioni L., Baldari F., Cavazza L., Maccaroni M., Mattocchia M., 1997. Indagine naturalistico- ambientale nel lago di Bracciano finalizzata alla identificazione degli impatti su alcune componenti dell'ecosistema lacustre costiero derivati dalle oscillazioni del livello del pelo libero per emungimenti a fini idropotabili. Autorità dei Bacini regionali.
- Tancioni L. Campagna F., Canali E., Caprioli R., Ciadamidaro S., Ciuffa D., Scalici M., 2009. Carta della biodiversità della provincia di Roma. Rel. Tec., Università degli studi di Roma "Tor Vergata", Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Ecologia Sperimentale e Acquacoltura e Agenzia Regionale per i Parchi, 313 pp.
- Tancioni L. Cataudella S. (a cura), 2009. Carta ittica della provincia di Roma. Contributo alla conoscenza Ecologica delle acque correnti superficiali della Provincia. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura e Università degli studi di Roma "Tor Vergata", Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Ecologia Sperimentale e Acquacoltura e Agenzia Regionale per i Parchi, 367 pp.
- Tancioni L., Celauro D., Colombari PT., Gibertini G., Maio G., Sarrocco S., Scalici M., Ctaudella S., 2012. La carta della biodiversità ittica delle acque correnti del Lazio: censimenti faunistici, criticità e indirizzi gestionali. Convegno Biodiversitour 2012 – Regione Lazio, Roma. ARP e Regione Lazio.
- Zerunian S., 2003. Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. Quad. Cons. Natura, 17, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Zerunian S., Leone M. (eds.), 1996. Monitoraggio delle acque interne e Carta ittica della Provincia di Latina: i bacini campione del fiume Amaseno e del lago di Fondi. Amm. Provinciale Latina, 264 pp.

7.6.5.1.2 Anfibi

Metodologia

Lo studio della fauna anfibia viene effettuato principalmente mediante l'utilizzo delle tecniche di censimento di seguito riportate.

- *Quadrati e patch*: l'area di studio viene suddivisa in quadrati di dimensioni uguali, all'interno dei quali vengono contati gli individui presenti. È possibile delimitare ogni *plot* con pali o linee predefinite. Tutti gli anfibi nel quadrato esaminato saranno catturati e monitorati, successivamente saranno liberati nel quadrato di provenienza e ci si sposterà a delimitare ed indagare il quadrato successivo. I quadrati di campionamento devono essere distanziati di circa 100 metri l'uno dall'altro, in modo tale che gli animali di un quadrato non riescano a spostarsi in quelli limitrofi durante i rilievi.

Il metodo dei *patch* invece si basa sul fatto che le popolazioni di anfibi tendono a concentrarsi in microhabitat specifici che rappresentano quindi le aree di indagine.

- *Transetti (visivi e audio)*: si esegue un percorso lineare di lunghezza definita e vengono contati gli individui presenti a destra e sinistra del percorso. La distanza tra un transetto e l'altro deve essere fissa e non deve essere inferiore a 5 metri.

Nel caso di anfibi acquatici canori, quali ad esempio gli anuri, vengono contati i richiami dei maschi lungo il transetto o in punti d'ascolto. Il transetto (della lunghezza di circa 1 km) deve essere collocato in modo casuale intorno ad un sito riproduttivo. Questa tecnica prevede un'elevata specializzazione da parte dell'operatore, in quanto ogni canto deve corrispondere ad un solo individuo e non deve essere contato più volte. Le ore in cui si rileva la maggiore attività canora sono quelle comprese tra le 18:00 e le 24:00.

- *Night driving*: è un transetto rappresentato dalla strada percorsa; la tecnica consiste nel contare gli individui incontrati nell'unità di tempo durante le ore notturne.
- *Visual Encounter Surveys*: consiste nel percorrere un'area a piedi, secondo una tempistica stabilita, ed annotare le specie e gli individui osservati durante il percorso. A differenza del transetto di campionamento questo metodo può essere applicato intorno ad una pozza e lungo un percorso a reticolo ed è generalmente utilizzato per monitorare superfici molto ampie.
- *Cattura/Marcatura/Ricattura*: prevede la cattura, la marcatura e il rilascio di parte della popolazione presente. Dopo circa dodici ore si procede alla ricattura degli individui marcati. La ricerca degli individui in acqua si basa su una perlustrazione del sito stabilendo un numero medio di retinate per campionamento, in funzione delle dimensioni del sito stesso. In media si procede effettuando 1 – 2 retinate ogni 10 metri quadrati di superficie d'acqua indagata, lungo percorsi prestabiliti.
- *Marcatura*: viene effettuata tramite tatuaggi, elastomeri fluorescenti, *pit*, *radio-tracking* e *toe-clipping* (spesso scoraggiata per indagini su campo, in quanto considerata troppo invasiva), mentre per la cattura sono utilizzate tecniche manuali quali avvistamento diretto, retini, trappole acquatiche, trappole a caduta, elettrostorditore. L'uso del *radio-tracking* può risultare utile per studiare i microhabitat e per determinare sia l'estensione dell'*home range* che le attività giornaliere e stagionali.
- *Campionamento delle larve*: il metodo più frequentemente utilizzato è quello della pescata casuale con il retino, a maglie piccole di 1 mm di larghezza. Se le acque sono molto profonde, o se i fondali sono ricchi di tronchi, rocce e rami, vengono utilizzate delle trappole, mentre nel caso di tratti di acqua molto estesi, si ricorre all'uso di reti (sciabiche a maglia fine con maglia da 1 a 7 mm, lunga da 1 a 2 metri).
- Infine, un metodo considerato di supporto a quelli sopra elencati, ma non esaustivo, è quello *della raccolta degli animali uccisi* a causa del traffico veicolare.

Il monitoraggio delle specie anfibie viene svolto durante tutte le fasi del ciclo vitale: uova, larve e adulti.

Unità di campionamento

Nei censimenti a vista l'unità di campionamento è costituita generalmente da un transetto lineare di lunghezza prestabilita; vengono contati gli esemplari che si osservano a sinistra e a destra della linea che si sta percorrendo. Per ottenere informazioni utili in un'area di studio si devono identificare almeno 25 – 30 transetti lunghi circa 100 metri e larghi 2 metri.

Nel caso di transetti audio l'unità di campionamento è il punto d'ascolto o l'area umida.

Il metodo dei quadrati campione prevede la suddivisione dell'area da studiare in quadrati di uguale dimensione (da 1 m² a 25 m² per area) ed è da preferire nel caso di specie che rifuggono la luce diretta del sole (salamandre). Il quadrato rappresenta l'unità di campionamento e può essere posizionato in maniera sistematica o casuale. All'interno dei quadrati selezionati vengono cercati e contati tutti gli esemplari.

Per il campionamento dei girini viene effettuata la conta delle larve compresa in un volume di acqua pari a 1-10 m³.

Frequenza della raccolta dati

Gli anfibi devono essere monitorati con frequenza annuale durante i tre periodi "biologici": riproduttivo, post-riproduttivo, pre-ibernazione.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

La ricerca visiva, i transetti al canto, il controllo dei siti riproduttivi e la stima quantitativa delle larve forniscono informazioni sull'abbondanza relativa delle specie. I quadrati, i transetti, i *patch* e la stima quantitativa delle larve forniscono informazioni sulla densità. La compilazione di *check list* e il *visual encounter surveys* forniscono informazioni sulla ricchezza specifica.

Fonti di riferimento

- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP, 2001. Measuring and monitoring plant and animal populations. Blackwell Science.
- Scoccianti C., 2001. Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione. WWF Italia, Guido Persichino Grafica, Firenze: 430 pp.
- Stoch F., Genovesi P (ed.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e Linee guida, 141/2016
- Di Nicola MR, Caviglioli L, Luiselli L, Andreone F, 2021. Anfibi & Rettili d'Italia. Edizione aggiornata. Edizioni Belvedere, Latina, "historia naturae" (8), 576 pp.

7.6.5.1.3 Rettili

Metodologia

Per il monitoraggio dei rettili sono utilizzati principalmente metodi di rilevamento per osservazione diretta (censimento a vista lungo transetti lineari e conta totale in quadrati campione) e metodi di cattura (cattura manuale, cattura mediante trappole, cattura/marcatura/ricattura).

Nel censimento a vista, i transetti devono essere percorsi a piedi in modo da coprire i principali tipi di ambienti presenti nell'area indagata e quindi è necessario definire e strutturare gli habitat in cui si effettua il censimento e i punti di maggiore attenzione in ognuno di essi, come le migliori aree di termoregolazione (aree aperte, cumuli di detriti, fascine di legna, ecc.), facendo attenzione agli ambienti caratteristici tipici di ogni specie (sentieri, strade bordate da vegetazione arbustiva, ispezione del terreno sotto le pietre, cavità e screpolature del tronco degli alberi, fessure nelle rocce e nei muretti a secco).

Il censimento visuale consente di determinare la presenza/assenza degli organismi, la distribuzione degli adulti, la distribuzione dei siti di riproduzione.

La cattura degli individui può essere effettuata tramite i seguenti metodi:

- *Cattura manuale*: ricerca intensiva in microhabitat tipici delle specie che si intende censire. A seconda della specie è necessario fare attenzione ai differenti potenziali rifugi e all'utilizzo di strumentazione appropriata agli organismi da catturare (canna e filo di *nylon* montato con cappio e nodo scorsoio in cui si cerca di fare entrare il capo degli animali, bastoni con estremità ad Y, retini a maglia, ecc.).
- *Cattura mediante trappole*: metodo utilizzato per rettili terrestri consistente in trappole a caduta che possono essere posizionate nelle vicinanze degli habitat preferenziali. Le trappole possono anche essere posizionate insieme a barriere al fine di incrementare il successo di cattura.
- *Cattura/Marcatura/Ricattura*: si utilizzano apposite nasse (trappole) controllate giornalmente. Gli animali catturati vengono misurati morfometricamente e marcati (con coloranti atossici); i rettili possono essere marcati anche con vernici indelebili; nel caso degli ofidi, mediante il prelievo di scaglie ventrali sopra la cloaca.

Alcune specie sono attive di notte e, quindi, è necessario effettuare il monitoraggio in notturna con l'ausilio di apposite torce. In alcuni casi per aumentare la possibilità di incontro vengono utilizzati nascondigli artificiali come teli o assi.

Unità di campionamento

Nei censimenti a vista l'unità di campionamento è costituita generalmente da un transetto lineare di lunghezza prestabilita; vengono contati gli esemplari che si osservano a sinistra e a destra della linea che si sta percorrendo (l'osservatore cammina per una distanza fissa e lineare, generalmente compresa tra 0.1 e 1 km); i transetti sono utilizzati per il monitoraggio di specie attive durante il giorno.

Il metodo dei quadrati campione prevede la suddivisione dell'area da studiare in quadrati di uguale dimensione (da 1 m² a 25 m² per area) ed è da preferire nel caso di specie che rifuggono la luce del sole; in questo caso il quadrato rappresenta l'unità di campionamento e può essere posizionato in maniera sistematica o casuale. All'interno dei quadrati selezionati vengono cercati e contati tutti gli esemplari. È possibile delimitare ogni plot con pali o linee predefinite.

Frequenza della raccolta dati

Durante la fase *ante operam*, i censimenti a vista devono essere effettuati con regolarità nell'arco di 12 mesi con copertura temporale che tenga conto dei differenti cicli vitali delle varie specie (stagione riproduttiva). La frequenza dei campionamenti deve essere almeno stagionale e va mantenuta anche durante le fasi in corso e *post operam*.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

I censimenti a vista (dati qualitativi) lungo transetti o quadrati consentono la compilazione di *check list*; il metodo dei transetti permette di stimare la variazione e l'abbondanza relativa delle specie lungo un gradiente ambientale, mentre il metodo dei quadrati campione consente, noto il rapporto tra la superficie dell'area di studio e superficie dei quadrati campionati, di calcolare il numero totale di esemplari presenti nell'area di studio. Le tecniche di cattura/marcatura/ricattura consentono di stimare la popolazione e di effettuare il calcolo di indici di abbondanza.

Fonti di riferimento

- APAT, 2003. Metodi di raccolta dati in campo per l'elaborazione di indicatori di biodiversità.
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP, 2001. Measuring and monitoring plant and animal populations. Blackwell Science.
- Salvidio S., 2006. Ambiente in Liguria – rettili.
- Stoch F., Genovesi P (ed.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.
- Di Nicola MR, Cavigioli L, Luiselli L, Andreone F, 2021. Anfibi & Rettili d'Italia. Edizione aggiornata. Edizioni Belvedere, Latina, "historia naturae" (8), 576 pp.

7.6.5.1.4 Uccelli

Metodologia

I metodi di rilevamento dell'avifauna possono essere in questa sede elencati secondo criteri di applicabilità (livello ecologico, biologia/ecologia delle specie). Riguardo al livello ecologico oggetto di indagine (individuo, popolazione, comunità), la registrazione e l'analisi dei ritrovamenti di individui deceduti o con problemi (traumi, malattie/parassitosi/tossicosi, turbe comportamentali, ecc.), sono tra i pochi metodi utilizzabili per valutare impatti a livello di singolo individuo. A questi possono essere affiancate, per taluni casi da valutare in base alla tipologia di opera, campagne di indagine eco-tossicologica o sanitaria su campioni di popolazione. La compilazione di *check-list* semplici è uno strumento funzionale in pratica solo a livello di comunità. Un'altra serie di metodi (mappaggio, punti di ascolto e transetti lineari, conteggi in colonie/dormitori/gruppi di alimentazione, conteggi in volo, cattura-marcaggio-ricattura, *playback*) è, invece, applicabile sia per indagini a livello di popolazione, sia per studiare la struttura di popolamento di una comunità ornitica definita.

Per la maggior parte delle metodologie, la scelta può essere orientata considerando le modalità con cui le specie *target* si distribuiscono all'interno dell'area interessata:

- per specie ampiamente distribuite: compilazione di *check-list* semplici e con primo tempo di rilevamento, censimenti a vista, mappaggio, punti di ascolto e transetti lineari di ascolto (con o senza uso di *playback*), cattura e marcatura.
- per specie raggruppate e/o localizzate: conteggi nelle colonie riproduttive, dei gruppi di alimentazione, al dormitorio, in volo di trasferimento; cattura-marcaggio-ricattura (anche con utilizzo di tecnologie radio-satellitari).

Per certi tipi di opere, o per finalità precise come lo studio delle variazioni di comportamento di gruppi appartenenti alla comunità ornitica (es. modifica dei siti di nidificazione, alimentazione o dormitorio, variazione dei percorsi di spostamento, oppure per indagini mirate su specie dalle caratteristiche particolari che le rendono non monitorabili con altri metodi), ci si può avvalere del metodo di cattura-marcaggio-ricattura (anche con utilizzo di tecnologie radio-satellitari), conteggi di uccelli in migrazione e studio delle altezze/direzioni di volo

(a vista, radar, ecc.), censimenti specifici mediante risposta al *playback*, analisi di campioni biologici, analisi genetiche.

Va precisato che in tutti i casi il monitoraggio o il campionamento deve essere progettato ed eseguito da ornitologi di comprovata esperienza, sulla base di un'indagine preliminare (bibliografica e/o di campo) volta a individuare le metodologie più idonee al caso in questione.

Frequenza e durata della raccolta dati

Tre sono i parametri temporali da considerare. Il primo è la durata complessiva prevista dal PMA, che include il monitoraggio *ante operam*, in corso d'opera, *post operam*. Il secondo è la durata dei periodi di monitoraggio (campagne) all'interno del PMA. Infine, la frequenza di sessioni di monitoraggio all'interno di ciascuna campagna.

Durata complessiva:

- *ante operam* - l'obiettivo è stabilire i parametri di stato e i valori di riferimento/obiettivo per le fasi di monitoraggio successive. Durata minima: un anno solare;
- In corso d'opera - la durata è in relazione al tipo di opera, e in linea generale dovrebbe consentire di seguire tutta la fase di realizzazione e impianto, monitorando periodi fenologici interi quale unità minima temporale;
- *post operam* - la durata deve consentire di arrivare a definire l'assenza di impatti a medio/lungo termine seguendo il principio della precauzione (minimo 3 anni, con prolungamenti in caso di risultati non rassicuranti), oppure fino al ripristino delle condizioni iniziali o al conseguimento degli obiettivi di compensazione se previsti.

Durata delle campagne entro il PMA: per ragioni pratiche, si può suddividere il monitoraggio in periodi fenologici:

- 1) svernamento (metà novembre – metà febbraio);
- 2) migrazione pre-riproduttiva (febbraio – maggio);
- 3) riproduzione (marzo – agosto);
- 4) migrazione post-riproduttiva/post-giovanile (agosto – novembre).

Le durate dei periodi riportati sono da considerarsi puramente indicative, con l'obiettivo di includere l'intera comunità ornitica potenzialmente presente. Le fenologie, infatti, variano sensibilmente tra specie diverse e presentano frequenti sovrapposizioni temporali. Pertanto, ogni indicazione temporale va adattata caso per caso, in funzione delle caratteristiche specifiche delle specie e del contesto ambientale.

Il principio generale è quello di programmare le durate in modo che il periodo di indagine contenga sia l'inizio sia la fine del fenomeno fenologico delle specie *target*, basandosi su quanto pubblicato da ISPRA o, in mancanza, sulla letteratura scientifica di settore.

Frequenza: si tratta dell'aspetto temporale più problematico da programmare. Le frequenze ottimali teoriche non tengono conto di fattori di limitazione della fattibilità "esterne" (economicità, accessibilità, ecc.), tuttavia vanno intese come riferimenti a cui il PMA deve tendere. Considerando i quattro periodi fenologici, la decade (una sessione ogni 10 giorni) è la frequenza minima da considerare per lo svernamento e la riproduzione. Per i monitoraggi della migrazione, la frequenza ottimale è giornaliera, in orari indicati dagli esperti per le specie *target*. Dovendo limitare tale frequenza ci si può riferire alla pentade o, in *extrema ratio*, alla decade. Una soluzione alternativa, per certe specie dalle fenologie migratorie ben note, può essere quella di programmare un certo numero di periodi campione a cadenza giornaliera all'interno del più ampio periodo di migrazione.

Tipologia del dato finale prodotto e indicatori derivanti dalla raccolta dati

I risultati ottenuti dipendono dalla tipologia di censimento adottata.

A livello di individuo e popolazione: numero di eventi fatali, frequenza patologie/eventi subletali, frequenza casi di anomalie comportamentali.

Lo studio di popolazioni mira ad esprimere modelli e indici descrittivi delle dinamiche demografiche: abbondanze, consistenza della popolazione, numero coppie riproduttive, tassi di successo riproduttivo e

produttività, indici di sopravvivenza e reclutamento, rapporto classi di età, variazione fenologica locale, variazione percorso di migrazione, variazione distribuzione spaziale. L'analisi del popolamento produce elenchi di specie, abbondanze relative, indici di diversità (tra le più utilizzate: ricchezza specifica totale (S) e Ricchezza specifica di Margalef (d), diversità di Shannon (H') e Indice di equiripartizione (J), dominanza di Simpson (D), frequenza di specie di interesse conservazionistico/rare/minacciate, presenza e abbondanza relativa di specie antropofile, presenza e abbondanza relativa di specie predatrici.

Per le interazioni delle specie *target* con specie alloctone/problematiche, ci si aspetta di ottenere un set di informazioni che include il tasso di predazione delle nidiate, la numerosità e/o l'abbondanza relativa di specie alloctone/problematiche.

Tra le varie forme con cui i dati possono essere resi, il livello minimo consiste in statistiche descrittive, carte tematiche con *layer* informativi relativi a distribuzione e/o densità o tracciati di spostamento/migrazione, o ancora elaborazioni grafiche e carte che uniscono informazioni sugli habitat e specie *target*.

Per maggiori approfondimenti, si rimanda a quanto riportato nel paragrafo 7.9 "Approfondimento – Uccelli".

Fonti di riferimento e linee guida

- Andreotti A., Pirrello S., Tomasini S., Merli F. (2010). I Tordi in Italia. Biologia e conservazione delle specie del genere *Turdus* (Rapporto ISPRA 123/2010).
- Burfield, I.J., Rutherford, C.A., Fernando, E., Grice, H., Piggott, A., Martin, R.W., Balman, M., Evans, M.I. and Staneva, A. (2023) Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International, 33, p.e66.
- Gagliardi A., G. Tosi (a cura di), 2012. Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento.
- Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C., Teofili, C. (compilatori). 2021. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- La Gioia G., Melega L. e Fornasari L., (2017). Piano d'Azione Nazionale per il grillaio (*Falco naumanni*). Quad. Cons. Natura, 41, MATTM - ISPRA, Roma.
- Nardelli R. (2012). Studio di fattibilità sull'uso dei radar meteo per il monitoraggio dell'avifauna su incarico del MATTM. Azione 8 - "Attività di supporto per la realizzazione degli adempimenti derivanti da accordi e convenzioni internazionali in materia di avifauna, con particolare riferimento all'avifauna acquatica migratoria dell'Africa-Eurasia (accordo AEWA)".
- Serra G., L. Melega e N. Baccetti (a cura di) (2001). Piano d'azione nazionale per il Gabbiano corso (*Larus audouinii*). Quad. Cons. Natura, 6, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Spina F. e Leonardi G. (a cura di) (2007). Piano d'azione nazionale per il Falco della regina (*Falco eleonora*). Quad. Cons. Natura 26, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Zenatello M. e N. Baccetti (a cura di) (2001). Piano d'azione nazionale per il Chiurlottello (*Numenius tenuirostris*). Quad. Cons. Natura, 7, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Per un approfondimento sui Piani di Azione nazionali si consulti la pagina specifica sul portale del MASE: <https://www.mase.gov.it/portale/web/guest/conservazione-e-gestione-delle-specie>
- Specie minacciate a livello globale: IUCN (<https://www.iucn.it/classe-aves.php>)
- Specie di interesse comunitario: Allegato I della Direttiva 2009/147/CE
- Specie minacciate a livello europeo: BirdLife International (<https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/05/BirdLife-European-Red-List-of-Birds-2021.pdf.pdf>)
- Specie acquatiche migratrici: AEWA (<https://www.unep-aewa.org/en/species>)
- Uccelli rapaci: "Raptors" MoU-CMS (https://raptors.cms.int/sites/default/files/publication/TP%209%20MTIR%20Report_Final_V2.pdf);
- Banca dati italiana degli uccelli alloctoni

- Specie di interesse regionale: siti regionali che hanno definito tali liste.

7.6.5.1.5 Mammiferi terrestri

I Mammiferi sono spesso considerati specie indicatrici a causa della loro sensibilità ai cambiamenti dell'habitat e all'inquinamento inteso nella più ampia accezione.

I Mammiferi terrestri presentano una notevole diversità di comportamenti che si riflette nella varietà di metodologie applicate per il monitoraggio. In genere, per ottenere dati sulla consistenza delle popolazioni si ricorre all'utilizzo di indici, il cui valore è correlato con la dimensione della popolazione, ottenuti mediante rilevamento di segni di presenza o conteggio diretto dei soggetti. Gli indici di abbondanza richiedono una precisa strategia di campionamento, basata su criteri probabilistici ed eventualmente stratificata per habitat o altri elementi rilevanti per l'ecologia della specie di cui si tratta, e sulla standardizzazione sia dello sforzo di campionamento sia delle tecniche di conteggio affinché i dati ottenuti nel tempo/spazio possano essere confrontati.

Tutti i sistemi basati sul conteggio diretto degli individui sono soggetti al limite derivante dalla incompleta osservabilità degli animali, per cui un censimento vero e proprio è quasi sempre impossibile. Per ovviare a tale limite sono disponibili metodologie in grado di incorporare la osservabilità degli individui nel risultato finale e produrre vere e proprie stime di popolazione, con associati livelli di errore.

Il *capture-mark-recapture* (cattura-marcatura-ricattura, CMR; per i diversi modelli si veda Williams *et al.*, 2002) può essere in linea teorica applicato a tutte le specie ed è uno degli approcci più affidabili per stimare la consistenza delle popolazioni dei Mammiferi. Questo metodo prevede un certo grado di variabilità nel successo di cattura e marcatura degli individui nonché nel loro riavvistamento/ricattura, esso quindi richiede un adeguato sforzo sia per la pianificazione sia per la realizzazione. L'assunto di base è che la proporzione di animali marcati nel campione di animali ricatturati è uguale alla sua proporzione nella popolazione complessiva; pertanto, conoscendo il numero di animali marcati si può ricavare il valore della consistenza della popolazione. Le ricatture possono essere anche di tipo visivo (avvistamenti) se conseguentemente alla prima cattura i soggetti sono stati opportunamente marcati.

Lo *spatial capture recapture model* (SCR), come i metodi tradizionali di *capture-recapture*, tiene conto della osservabilità imperfetta ma utilizza le informazioni insite nella configurazione spaziale delle osservazioni individuali, permettendo così una stima spazialmente esplicita dei parametri di popolazione, come abbondanza, sopravvivenza e reclutamento (per una *review* si veda Tourani 2022).

Un altro metodo in grado di incorporare la probabilità di rilevamento nel risultato finale è il *distance sampling* (Franzetti & Focardi 2006), metodo di stima delle popolazioni basato sulla misura delle distanze di avvistamento rispetto, solitamente, ad un transetto lineare. In linea teorica, può essere applicato a tutte le specie, sia notturne che diurne ma con tecniche diverse, ed in sinergia con altri metodi (*pellet group count*, marcatura-ricattura, ecc.).

In generale, le tecniche di campionamento possono essere divise in due gruppi principali invasive (catture) e non invasive (*camera trapping*, osservazioni dirette, campionamento del DNA da peli o materiale fecale). La ricerca di metodi di monitoraggio della fauna con un vantaggioso rapporto costi benefici ha dato grande impulso all'uso di fototrappole wireless, integrato con il supporto dell'intelligenza artificiale per il rilevamento ed il riconoscimento delle specie (Palencia *et al.*, 2021; Barta 2023, Zampetti *et al.*, 2024, Bruce *et al.*, 2025).

Infine, l'elaborazione di *Occupancy Models* per l'analisi dei dati permette di stimare la distribuzione reale di una specie tenendo conto della rilevazione imperfetta durante le indagini di campo, evitando quindi di interpretare la mancata rilevazione come prova di assenza. Tali *framework* statistici si basano sull'utilizzo di dati di presenza-assenza raccolti in maniera ripetuta secondo specifici protocolli di campionamento, al fine di stimare congiuntamente la probabilità di occupazione del sito e la probabilità di rilevamento della specie. Questo approccio permette di monitorare aree estese e di identificare i fattori ecologici o ambientali che influenzano la probabilità di presenza, quali le condizioni dell'habitat o le variabili climatiche. Gli *Occupancy Models* risultano particolarmente indicati per il monitoraggio di specie rare o ad elevata mobilità, nonché per programmi su larga

scala in cui una stima affidabile dell'abbondanza risulta metodologicamente complessa. Per un approccio multi specie si veda Devarajan *et. al.*, 2020.

Per ulteriori approfondimenti sui diversi metodi di monitoraggio si veda Silvy, 2020 e IUCN, 2025.

Ungulati

Metodologia

Per quantificare le popolazioni, sono generalmente utilizzati conteggi di segni di presenza (*pellet group count*) o degli individui (conteggi notturni con faro *spot-light*) lungo transetti lineari, e conte dirette da punti fissi e/o percorsi all'interno di settori di osservazione opportunamente identificati (Mayle *et al.*, 1999, Raganella-Pelliccioni *et al.*, 2013). Per gli Ungulati alpini, si ricorre al conteggio effettuato in comprensori (*block count*) solitamente coincidenti con il massiccio montuoso da questi occupato. L'applicazione di tali tecniche (conte dirette, *spot-light* e *block count*) consente di ottenere il valore della popolazione minima o, attraverso l'applicazione di specifiche formule, la stima della dimensione della popolazione (*pellet group count*).

Unità di campionamento

Nel caso del *pellet-group count* e dello *spot-light* l'unità di campionamento è rappresentata da transetti lineari, selezionati con criteri di tipo probabilistico, di lunghezza ed ampiezza variabili a seconda della qualità del risultato che si desidera ottenere in termini di accuratezza (si veda a tal proposito Thompson *et al.*, 1998). Naturalmente le tipologie di censimento notturno (*spot-light*) sono adottabili principalmente nel periodo di riposo vegetativo (da fine novembre a marzo-aprile, a seconda dell'altitudine) e in presenza di una rete viaria sufficientemente sviluppata percorribile con mezzi fuoristrada. Inoltre, appare consigliabile una stratificazione dei dati di presenza per tipologie ambientali, calcolando prima le consistenze parziali per ogni tipologia ambientale e poi quella complessiva.

Nel caso delle conte dirette da punti fissi, occorre individuare un'area delimitata da elementi topografici ben definiti (creste, fiumi, ecc.) e/o da altri elementi potenzialmente in grado di svolgere la funzione di barriera agli spostamenti compiuti dagli animali (ad esempio strade ad elevata percorrenza) e sufficientemente grande da contenere un'unità di popolazione. L'ampiezza di tali aree varia in funzione della specie, da 400 ha a diverse migliaia, anche in dipendenza del numero di osservatori disponibili per ottenere la maggior copertura visiva all'interno dell'area. Quando vengono realizzati conteggi diretti da punti fissi l'unità di campionamento coincide con l'area sottoposta a conteggio, definita a priori su base cartografica e rilievi di campo. Per quanto attiene il *block count*, il conteggio deve essere effettuato sull'intera area di distribuzione della popolazione.

Frequenza della raccolta dati

La consistenza della popolazione deve essere acquisita almeno una volta per ciascuna annualità, per poter operare un confronto fra le fasi *ante operam* e *post operam*.

Il periodo dell'anno in cui effettuare il monitoraggio tramite conteggi diretti varia in funzione della specie e del metodo e si colloca solitamente fra la fine dell'inverno-inizio della primavera e l'estate.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Oltre ai dati di consistenza minima il conteggio diretto degli individui fornisce anche informazioni sulla struttura (rapporto fra classi di età e di sesso) e sulla produttività della popolazione (numero di giovani per femmina adulta alla fine dell'inverno o nuovi nati per femmina adulta durante le conte estive).

Carnivori

Metodologia

Accanto alla classica ispezione di percorsi campione per il rilevamento di tracce – queste ultime in particolare su neve – si affiancano tecniche più specifiche che prevedono l'uso di strumenti per registrare il passaggio degli animali, mediante fotografie (*camera trapping*), attraverso dispositivi che fissano le impronte degli animali al loro passaggio (*tracking plates*) o mediante l'installazione di strutture che consentono la collezione di materiale tricológico (*hair tubes*). Tuttavia, la quantificazione degli individui dalle tracce o dalle feci è raramente possibile, salvo che non siano effettuate analisi genetiche sulle feci opportunamente conservate. L'uso di esche attrattive può facilitare il rilevamento delle specie. Tali tecniche consentono in generale di ottenere solo un riscontro della presenza di una specie; mediante analisi genetiche e/o morfologiche del materiale tricológico collezionato

presso gli *hair tubes* è possibile ottenere l'esatta determinazione della specie. Per specie di elevato valore conservazionistico e caratterizzate da ampi spazi vitali (Orso, Lupo, Lontra) occorre fare riferimento a schemi e/o a programmi di monitoraggio già esistenti e ad eventuali cartografie tematiche che evidenzino il valore dell'area oggetto dell'opera in funzione delle specie (per il lupo si veda Marucco *et al.*, 2020).

Nel caso della Lontra, esistono schemi di monitoraggio standardizzati basati sulla ricerca dei segni di presenza lungo i corsi fluviali (IUCN/SSC *Otter Specialist Group*, 2000, Panzacchi *et al.*, 2011) e la scala di riferimento deve essere quella di bacino.

Unità di campionamento

L'unità di campionamento rappresenta il sito in cui viene collocato il dispositivo. A tal fine l'area in esame viene suddivisa in unità di griglia di lato 1 km, variabile a seconda della specie, ed i dispositivi sono collocati all'interno di quadrati, selezionati secondo criteri probabilistici fra tutti quelli disponibili. Per la Lontra, le stazioni da ispezionare sono selezionate casualmente lungo i corsi d'acqua in celle di lato 10 km (4 stazioni per ogni cella, lunghezza del tratto fluviale ispezionato 600 m) di una griglia georeferenziata sovrapposta all'area di studio.

Frequenza della raccolta dati

Per i piccoli carnivori, è necessario realizzare monitoraggi annuali, prevedendo ripetizioni in caso di mancato rilevamento della specie. Per la Lontra, il monitoraggio deve essere preferenzialmente attuato nei periodi di magra dei corsi d'acqua, periodo in cui è più alta la frequenza di marcatura e la permanenza sul terreno degli escrementi o delle impronte.

Chiroteri

Metodologia

Sono solitamente adottate due tecniche principali: rilevamento tramite *bat detector* lungo transetti che restituisce una valutazione qualitativa delle specie presenti (ricchezza di specie) e i conteggi presso i *roost* (posatoi, siti di rifugio) estivi, riproduttivi o di ibernazione, che invece forniscono una quantificazione delle popolazioni. (Battersby 2010, Agnelli *et al.*, 2004). Il *bat detector* rileva gli impulsi di ecolocalizzazione emessi dai Microchiroteri (sottordine dei Chiroteri a cui appartengono tutte le specie italiane), che, opportunamente classificati, consentono il riconoscimento a livello di specie. Specifici schemi di monitoraggio in relazione ad opere quali gli impianti eolici sono disponibili in letteratura (impianti eolici, Rodrigues *et al.*, 2008; Roscioni F., Spada M., 2014).

Unità di campionamento

Per un corretto programma di monitoraggio occorre selezionare alcune unità geografiche a partire da una griglia sovrapposta all'area con celle di lato variabile in funzione della scala dell'opera e dell'ambiente. In ciascuna unità devono essere selezionati uno o più siti (1-10 ha in funzione dell'ambiente) dove, in base ai dati derivanti da atlanti distributivi o inventari, sia riportata la maggior ricchezza di specie. I siti sono ispezionati con il *bat detector* nelle prime quattro ore dopo il tramonto. Durante questo periodo, i diversi ambienti del sito sono ispezionati più volte al fine di aumentare le probabilità di rilevamento di specie con diversi tempi di emergenza dai *roost*. Transetti (percorsi a piedi o in auto) e/o punti di ascolto possono essere selezionati secondo un criterio probabilistico a partire dalla medesima griglia. I transetti possono coincidere con un lato di griglia o con la sua diagonale. Per le specie la cui attività alimentare sia legata ai corsi d'acqua i transetti, selezionati secondo un preciso criterio di campionamento, dovranno garantire l'ispezione di 1 km di riva del corpo d'acqua.

Il conteggio presso i *roost* presuppone un'attenta ricerca dei siti idonei nell'area di studio (edifici, cavità naturali e artificiali). La presenza di Chiroteri in un *roost* potenziale può in alcuni casi essere dedotta dalla presenza di escrementi oppure rilevata all'alba mediante *bat detector*.

Una volta individuato il *roost*, si può procedere al conteggio al suo interno oppure al conteggio dei soggetti al momento dell'involto. L'uso di fototrappole opportunamente collocate all'uscita/e del *roost* facilita un più preciso conteggio dei soggetti; in generale è preferibile ripetere i conteggi in giorni diversi. Il conteggio effettuato all'interno del *roost* richiede molta cautela e preparazione, in particolare durante la fase di ibernazione e qualora si tratti di *roost* riproduttivi.

Frequenza della raccolta dati

Il monitoraggio finalizzato a rilevare la ricchezza di specie viene generalmente condotto in una notte, durante la stagione riproduttiva, quando le femmine si allontanano meno dai *roost*. Anche il conteggio presso i *roost* dovrebbe essere eseguito in modo da ottenere dati robusti per ciascuna annualità, effettuando repliche di conteggio in più giorni per compensare un'eventuale variazione temporale del numero di soggetti (Agnelli *et al.*, 2004).

Lagomorfi

Metodologia

Anche in questo caso per quantificare le popolazioni i principali metodi si basano sull'osservazione e il conteggio di segni di presenza/individui (*pellet group count*, *spot-light count*) di norma lungo transetti lineari o sulla cattura-marcatura-ricattura (CMR) di esemplari con differenti metodologie a seconda della ecologia della specie oggetto di indagine. Per la cattura delle lepri si usano reti nelle quali gli animali vengono convogliati tramite battute, per i conigli è più opportuno usare trappole con esca alimentare fresca (es. granaglie, mele, foglie di cavoli e altri ortaggi appetiti; Trocchi e Riga, 2005). Anche il fototrappolaggio, nel caso di specie che occupano le aree montane, risulta molto promettente (Caravaggi *et al.*, 2016).

Il monitoraggio di specie come il Coniglio selvatico può essere condotto anche tramite il conteggio delle tane occupate. È possibile identificare le tane occupate di recente dai conigli per la presenza all'imboccatura di impronte, di terreno smosso o di peli e feci fresche. La raccolta dati di tipo quantitativo lungo percorsi (es. censimenti con faro) consente il calcolo di indici di abbondanza lineari (es. indice chilometrico di abbondanza).

Unità di campionamento

Nel caso del *pellet-group count* e dello *spot-light* l'unità di campionamento è rappresentata da transetti lineari, per i quali vale quanto riportato nel paragrafo dedicato agli Ungulati. Lo schema di posizionamento delle trappole per il Coniglio dipende dalla distribuzione degli esemplari sul territorio. Con popolazioni concentrate le trappole sono collocate in cerchi concentrici attorno ai sistemi di tane alla distanza di circa 50 m l'una dall'altra; in presenza di popolazioni rarefatte si usa invece uno schema a griglie di 50-100 m di intervallo tra le trappole (Wood, 1980).

Frequenza della raccolta dati

La consistenza della popolazione deve essere acquisita almeno una volta per ciascuna annualità, per poter operare un confronto fra le fasi *ante operam* e *post operam*.

Il periodo dell'anno in cui effettuare il monitoraggio tramite conteggi diretti varia in funzione della specie. Considerate le difficoltà insite nel censimento delle lepri, soprattutto nelle aree montane, è raccomandabile almeno un censimento annuale a fine inverno.

Per il Coniglio selvatico la notevole prolificità della specie impone che gli accertamenti si svolgano nell'arco di un breve periodo. Il periodo delle catture deve essere circoscritto ad ulteriori 10 giorni in ogni sessione di censimento e deve portare alla cattura della maggior quantità possibile di conigli. Il censimento delle tane dovrebbe essere effettuato alla fine dell'estate quando è minimo il numero di giovani che ancora non escono dalle tane.

Eventuali indici/indicatori collegati con la raccolta dati

Se vengono effettuate catture per l'applicazione del CMR, è possibile procedere al calcolo di alcuni parametri della struttura di popolazione (rapporto giovani/adulti e rapporto sessi) e, nel caso siano stati effettuati prelievi di tessuti, applicare indici legati alla struttura di età, al ciclo riproduttivo, allo stato di salute degli individui.

Micromammiferi

Metodologia

La dimensione della popolazione può essere ottenuta efficacemente tramite cattura-marcatura-ricattura per quanto riguarda i Roditori e i Soricidi. Le stazioni di trappolamento devono essere collocate lungo un circuito definito nell'ambito di un più ampio schema di campionamento, riferito all'area oggetto di monitoraggio. Le trappole (*Sherman* o *Longworth*) vanno innescate con un'esca alimentare e controllate due volte al giorno dopo un periodo di pre-adattamento. La marcatura può essere effettuata tramite colorazione/decolorazione del pelo.

L'analisi dei resti osteologici rinvenuti nelle borre di alcune specie di Strigiformi fornisce invece, solo indicazioni sulla presenza di alcune specie negli ambienti considerati. La presenza di specie legate ad ambienti acquatici può essere accertata tramite rilevamento nelle aree idonee di segni di presenza quali, tane, feci e resti alimentari (Mc Donald *et al.*, 1998).

Unità di campionamento

L'unità di campionamento rappresenta il sito in cui viene collocato il dispositivo di cattura. A tal fine l'area in esame viene suddivisa in unità di griglia di lato 1 km, con dimensione delle celle variabile a seconda della specie, ed i dispositivi sono collocati all'interno di quadrati selezionati secondo criteri probabilistici fra tutti quelli disponibili. Lo schema di disposizione delle trappole dipende dalla specie considerata e dalla distribuzione degli esemplari sul territorio; le trappole possono essere posizionate in una griglia di 7x7 metri o anche lungo transetti distanziate di almeno 15 m, con almeno due trappole per ciascuna stazione (Mc Donald *et al.*, 1998).

Nei censimenti visuali finalizzati alla raccolta di dati quantitativi, l'unità di campionamento è generalmente un transetto. La preparazione dei percorsi campione standardizzati deve essere molto accurata, nell'intento di rendere rappresentative le superfici prescelte rispetto alle diverse realtà ambientali dell'area oggetto di censimento. Per le specie più legate agli ambienti fluviali le stazioni da ispezionare sono selezionate casualmente lungo i corsi d'acqua in celle di lato 1 km (lunghezza del tratto fluviale ispezionato minimo 600 m) di una griglia georeferenziata sovrimposta all'area di studio (Mc Donald *et al.*, 1998).

Frequenza della raccolta dati

La consistenza della popolazione deve essere acquisita almeno una volta per ciascuna annualità, per poter operare un confronto fra le fasi *ante operam* e *post operam*. A seconda della durata di ciascuna delle due fasi, il ciclo annuale di campionamento deve essere ripetuto in modo da coprire l'intera fase di cantiere e i primi due anni dopo l'entrata in esercizio dell'opera. In casi di lunghi periodi di esercizio, dopo il primo biennio il ciclo annuale di monitoraggio va effettuato con cadenza quinquennale.

Eventuali indici/indicatori collegati con la raccolta dati

La raccolta dati di tipo qualitativo consente la compilazione di liste di specie (check-list) ed il calcolo della ricchezza specifica totale della microteriofauna (*S* o numero totale di specie). Attraverso l'acquisizione di dati quantitativi sul popolamento è invece possibile procedere al calcolo di alcuni parametri di comunità (es. indice di diversità di Shannon-Wiener *H'*).

Roditori

Metodologia

La presenza di specie con abitudini arboricole (Gliridi e Sciuridi) può essere accertata mediante *hair tubes* e successiva identificazione dei peli al microscopio o tramite analisi genetica. Per specie che utilizzano tane come l'Istrice la presenza può essere accertata dalle tracce o dal ritrovamento di aculei. Alcune specie di Gliridi possono essere catturate con successo tramite cassette nido provviste di esca alimentare (McDonald *et al.*, 1998). Nel caso dell'Istrice è possibile procedere ad una stima di consistenza tramite la ricerca opportunistica ed il conteggio delle tane attive (Pigozzi e Patterson, 1990). Per ovviare alla sovrapposizione con altre specie come il Tasso o la Volpe, con le quali è possibile la condivisione del sistema di tane, la determinazione della specie che utilizza ogni tana può essere accertata con l'uso di fototrappole.

Unità di campionamento

Le stazioni di trappolamento devono essere collocate lungo un circuito definito nell'ambito di un più ampio schema di campionamento riferito all'area oggetto di monitoraggio. Gli *hair tube* vanno collocati in 10-20 stazioni distribuite lungo transetti, ad una distanza non superiore a 100 metri; in ciascuna stazione vanno posizionato uno o più tubi di diametro diverso, se si vuole campionare più di una specie (Genovesi e Bertolino 2001).

Frequenza della raccolta dati

La consistenza della popolazione deve essere acquisita almeno una volta per ciascuna annualità, per poter operare un confronto fra le fasi *ante operam* e *post operam*. A seconda della durata di ciascuna delle due fasi, il ciclo annuale di campionamento deve essere ripetuto in modo da coprire l'intera fase di cantiere e i primi due

anni dopo l'entrata in esercizio dell'opera. In casi di lunghi periodi di esercizio, dopo il primo biennio il ciclo annuale di monitoraggio va effettuato con cadenza quinquennale.

Eventuali indici/indicatori collegati con la raccolta dati

La raccolta dati di tipo qualitativo (es. individuazione segni di presenza) consente la compilazione di liste di specie (*check-list*) ed il calcolo della ricchezza specifica totale (*S* o numero totale di specie).

Fonti di riferimento

- AAVV., 2010. Piano d'azione interregionale per la conservazione dell'Orso Bruno sulle Alpi Centro- Orientali - (PACOBACE). Quad. Cons. Natura, 33, Min. Ambiente – ISPRA.
- AAVV., 2011. Piano d'azione Nazionale per la tutela dell'Orso bruno marsicano – PATOM. Quad. Cons. Natura, 37, Min. Ambiente – ISPRA.
- Agnelli P., Martinoli A., Patriarca E., Russo D., Scaravelli D., Genovesi P. (Eds.). Linee guida per il monitoraggio dei Chiroteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia. Quad. Cons. Natura 19, Min. Ambiente- Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Barta Z. 2023. Deep learning in terrestrial conservation biology. *Biologia Futura* 74: 359-367.
- Battersby, J. (comp.) (2010): Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats. EUROBATS Publication Series No. 5. UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 95 pp.
- Bruce, T., Amir, Z., Allen, B. L., Alting, B. F., Amos, M., Augusteyn, J., ... & Streeter, L. M. 2025. Large-scale and long-term wildlife research and monitoring using camera traps: a continental synthesis. *Biological Reviews*, 100(2), 530-555.
- Caravaggi A., Zaccaroni M., Riga F., Schai-Braun S.C., Dick J.T.A., Montgomery W.I., e Reid N. 2016. An invasive-native mammalian species replacement process captured by camera trap survey random encounter models. *Remote sensing in Ecology and Conservation*. doi: 10.1002/rse2.11.
- Devarajan, K., Morelli, T. L., & Tenan, S. 2020. Multi-species occupancy models: Review, roadmap, and recommendations. *Ecography*, 43(11), 1612-1624.
- Dupré E., A. Monaco e L. Pedrotti (a cura di), 2001. Piano d'azione nazionale per il Camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*). Quad. Cons. Natura, 10, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W., Gibbs J.P. 2001. *Monitoring Plant and Animal Populations*. Blackwell Science, Inc., Malden, MA.
- Focardi S., P. Montanaro, V. La Morgia e F. Riga, (a cura di), 2009. Piano d'azione nazionale per la conservazione del Capriolo Italico (*Capreolus capreolus italicus*). Quad. Cons. Natura, 31, Min. Ambiente – ISPRA.
- Franzetti B., Focardi S., 2006. La stima di popolazione degli Ungulati mediante distance sampling e termocamera a infrarossi. *INFS, Documenti Tecnici*, 26.
- Gagliardi A., Tosi G. (a cura di) 2012. *Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento*.
- Genovesi P., Bertolino S. 2001. Linee guida per il controllo dello scoiattolo grigio *Sciurus carolinensis* in Italia. Quad. Cons. Natura, 4 Min. Amb – INFS.
- Genovesi P. (a cura di), 2002. Piano d'azione nazionale per la conservazione del Lupo (*Canis lupus*). Quad. Cons. Natura, 13, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- IUCN/SSC Otter Specialist Group (2000). Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*): guidelines and evaluation of the standard method for surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group.
- IUCN SSC Species Monitoring Specialist Group, 2025. Guidelines and Tools for Monitoring Biodiversity: A Selection of Manuals, Guidance and Methods Reviews. Version 1.1. IUCN SSC Species Monitoring Specialist Group.

- Marucco F., La Morgia V., Aragno P., Salvatori V., Caniglia R., Fabbri E., Mucci N. e P. Genovesi., 2020. Linee guida e protocolli per il monitoraggio nazionale del lupo in Italia. Realizzate nell'ambito della convenzione ISPRA-Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per "Attività di monitoraggio nazionale nell'ambito del Piano di Azione del lupo".
- Mayle B., Pease A.J., Gill R.M.A. 1999. How many deer? Forestry Commission, Edinburgh UK, n.18.
- McDonald DW, Mace G, Rushton S. 1998. Proposal for future monitoring of British mammals.
- Wood D. H. 1980 The demography of a rabbit population in an arid region of new south Wales Australia. J. Anim. Ecol., 49:55-79.
- O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (eds) 2011. Camera Traps in Animal Ecology Methods and Analyses. Springer.
- Palencia P., Rowcliffe J.M., Vicente J., Acevedo P., 2021. Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. Journal of Applied Ecology 58: 1583-1592.
- Panzacchi M., P. Genovesi, A. Loy, 2011. Piano d'azione nazionale per la conservazione della Lontra (Lutra lutra). Quad. Cons. Natura, 35, Min. Ambiente – ISPRA.
- Pigozzi, G. e Patterson J., 1990. Movements and diet of crested porcupines in the Maremma natural park, central Italy. Acta Theriologica, 35: 173-180.
- Raganella Pelliccioni E., Riga F., Toso S. 2013. Linee guida per la gestione degli ungulati – Cervidi e Bovidi. ISPRA, Serie e Manuali e Linee Guida 91/2013.
- Regione Piemonte (2012). Linee guida per il monitoraggio e la ricognizione faunistica della tipica fauna alpina in Regione Piemonte.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin & C. Harbusch 2008. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. EUROBATS Publication Series No. 3 (English version). UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 51 pp.
- Roscioni F., Spada M. (a cura di), 2014. Linee guida per la valutazione dell'impatto degli impianti eolici sui chiroterri. Gruppo Italiano Ricerca Chiroterri.
- Silvy, N. J. (Ed.). (2020). The Wildlife Techniques Manual: Volume 1: Research. Volume 2: Management. JHU Press.
- Stoch F., Genovesi P. (ed.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie e Manuali e Linee Guida, 141/2016.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C. 1998. Monitoring vertebrate population. Academic Press, 365 pagine.
- Tourani, M. (2022). A review of spatial capture-recapture: Ecological insights, limitations, and prospects. Ecology and Evolution, 12(1), e8468.
- Trocchi. V. e F. Riga 2001. Piano d'azione nazionale per la Lepre italica (Lepus corsicanus). Quad. Cons. Natura, 9, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Trocchi. V., Riga F. 2005. I Lagomorfi in Italia. Linee guida per la conservazione e gestione. Documenti Tecnici n. 25, INFS.
- Williams B.K., J.D. Nichols, M.J. Conroy 2002. Analysis and management of animal populations: modeling, estimation, and decision making. Academic Press, 817 pagine.
- Wood D. H. 1980 The demography of a rabbit population in an arid region of new south wales Australia. J. Anim. Ecol., 49:55-79.
- Zampetti, A., Mirante, D., Palencia, P., & Santini, L. 2024. Towards an automated protocol for wildlife density estimation using camera-traps. Methods in Ecology and Evolution, 15(12), 2276- 2288.

7.6.5.2 Ambiente marino e di transizione

Disegno base di campionamento per parametri descrittivi chimico-fisici e biologici di ambiente marino.

Un disegno appropriato agli scopi del monitoraggio di VIA è il *Beyond BACI* (un'evoluzione dell'approccio *Before/After-Control Impact*) (Underwood, 1991, 1992, 1993; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003), con il quale si aumenta il livello di confidenza nell'identificazione di relazioni causa-effetto tra disturbo antropico e risposta dei parametri descrittivi naturali potenzialmente influenzati dall'opera. In linea generale, il disegno minimo prevede un campionamento gerarchico da condurre in 3 siti di indagine: 1 sito di impatto e 2 siti di controllo, posizionati possibilmente a distanza simile e su entrambi i lati del sito di impatto, o comunque in direzioni diverse. La distanza dei controlli va calibrata sull'estensione spaziale dell'impatto, anche in base ai risultati di studi correntometrici e di modelli di dispersione. All'interno di ciascun sito di indagine verrà selezionata una stazione di monitoraggio in cui effettuare il campionamento una o più volte l'anno, qualora si renda necessaria una valutazione stagionale; in considerazione della tipologia di impatto e della variabilità naturale del descrittore considerato, potranno essere selezionate più stazioni di monitoraggio all'interno dello stesso sito. Nella stazione di monitoraggio selezionata verranno individuate randomicamente due o più aree di campionamento opportunamente distanziate, rappresentate da porzioni di colonna d'acqua o di substrato marino all'interno delle quali verrà prelevato un numero idoneo di repliche (campioni o misure) a seconda della variabilità del descrittore considerato. Per i descrittori che richiedono una valutazione stagionale è necessario effettuare, per ciascuna stagione, un numero opportuno di repliche temporali (date) in base alla variabilità del descrittore indagato.

Ad integrazione del disegno minimo di cui sopra (1 sito di impatto e 2 siti di controllo), si potrebbe aumentare il numero di siti di indagine da individuare su ulteriori direzioni (o transetti) di campionamento: se il sito è *off-shore* potrebbe essere, infatti, opportuno campionare a "raggiera" nelle 4 direzioni; se l'opera è costiera (es. porto), si potrebbe valutare, caso per caso, anche una terza direzione costa-largo, rispetto alle due direzioni costiere.

Infine, sarebbe auspicabile valutare anche il gradiente di impatto, dal punto di massima pressione (nei pressi dell'opera) fino alla zona di pressione minima o trascurabile: in tal caso, si rende necessario considerare uno o più siti in posizione intermedia fra quello impattato e quelli di controllo (a seconda dell'estensione spaziale del gradiente) in direzioni diverse rispetto all'opera.

Il numero dei siti integrativi di cui sopra, rispetto al disegno minimo, dipende da molti fattori (opera costiera, *off-shore*, estensione del gradiente ecc.) e andrà pertanto stabilito caso per caso in base al contesto specifico.

7.6.5.2.1 Pesci (ambiente marino)

Metodologia

I principali metodi per lo studio della fauna ittica marina si basano sull'osservazione diretta *in situ* (censimenti visuali) o sul prelievo degli esemplari con differenti attrezzi da pesca. I censimenti visuali sono particolarmente indicati per studiare popolazioni di specie di interesse conservazionistico e protette da direttive nazionali e comunitarie. Per una caratterizzazione generale della comunità ittica presente sia nell'area presumibilmente soggetta agli impatti sia nei siti di controllo, è consigliabile effettuare censimenti visuali sia lungo percorsi casuali, metodica che consente di acquisire un quadro più esaustivo sulla composizione in specie, sia su aree di superficie definita (transetti o punti fissi), in modo da ottenere anche dati quantitativi sul popolamento. Oltre una certa profondità ed in aree (es. fondi mobili) caratterizzate da scarsa visibilità, è necessario l'uso di attrezzi da pesca (reti da posta, strascico) che possono fornire dati di tipo quantitativo o semi-quantitativo sulla fauna presente. Le due metodologie si prestano all'acquisizione di dati sul popolamento durante le fasi *ante*, in corso e *post operam*, anche se la loro efficacia (e praticabilità) dipende da numerosi fattori, tra cui natura del substrato, profondità, specie investigate. D'altra parte, i metodi basati sul prelievo sono gli unici a consentire l'acquisizione di campioni biologici da sottoporre ad analisi per la stima di alcuni parametri di popolazione (es. distribuzione in classi di età, rapporto sessi, maturità sessuale) e la valutazione di eventuali alterazioni (es. fisiologiche) a livello di singoli organismi.

Unità di campionamento

Nei censimenti visuali finalizzati alla raccolta di dati quantitativi, l'unità di campionamento è generalmente un transetto (un rettangolo di 25 x 5 metri) o un'area circolare (punto fisso, con un raggio di 2,5 metri) quanto più

possibile omogenei in termini di tipologia di substrato, pendenza del fondo, profondità. Anche nel caso di censimenti visuali lungo percorsi, è possibile definire approssimativamente un'unità di campionamento, standardizzando la velocità di spostamento del rilevatore ed il tempo di osservazione. Per quanto riguarda i metodi basati sul prelievo, solo l'uso di alcuni attrezzi da pesca (es. reti a strascico, draghe) consente di definire con buona approssimazione l'unità di campionamento, rappresentata dall'area spazzata dall'attrezzo.

Frequenza della raccolta dati

Durante la fase *ante operam*, sia i censimenti visuali che i campionamenti con attrezzi da pesca devono essere effettuati nell'arco di almeno 12 mesi e con frequenza almeno stagionale, in modo da permettere una sufficiente replicabilità temporale ed una copertura temporale che tenga conto dei differenti cicli vitali (es. stagione riproduttiva) delle specie. La frequenza stagionale deve essere mantenuta anche durante le successive fasi in corso e *post operam*. A seconda della durata di ciascuna delle due fasi, il ciclo annuale di campionamento deve essere ripetuto in modo da coprire l'intera fase di cantiere e i primi due anni dopo l'entrata in esercizio dell'opera. In casi di lunghi periodi di esercizio, dopo il primo biennio il ciclo annuale di monitoraggio va effettuato con cadenza quinquennale.

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

La raccolta dati di tipo qualitativo (es. censimenti visuali lungo percorsi) consente la compilazione di liste di specie (*check-list*) ed il calcolo della ricchezza specifica totale (*S* o numero totale di specie). Attraverso l'acquisizione di dati quantitativi sul popolamento è invece possibile procedere al calcolo di alcuni parametri di comunità (es. indice di diversità di Shannon-Wiener H' , indice di equitabilità J) ed ottenere stime di abbondanza (densità), biomassa, struttura di popolazione (distribuzione per classi di taglia) e, nel caso sia stato effettuato un campionamento biologico, applicare indici legati alla struttura di età, al ciclo riproduttivo, allo stato di salute degli individui.

Fonti di riferimento

- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabe G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J., Lasserre G., (1985) Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: Méthodes et problèmes. Rev. Ecol. (Terre Vie), 40: 467-539.
- Harmelin-Vivien M.L., Francour P., (2008) Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. Mar. Ecol., 13: 41-51.
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M., Kendrick G., (2004) A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. Mar. Fresh. Res., 55: 573-580.
- La Mesa G., Vacchi M., (2003) La fauna ittica bentonica. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. SIBM, Genova. pp. 395-432.
- Prato G., Thiriet P., Di Franco A., Francour P., (2017) Enhancing fish Underwater Visual Census to move forward assessment of fish assemblages: An application in three Mediterranean Marine Protected Areas. PLoS ONE 12(6): e0178511. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178511>.
- Watson D.L., (2004) A review of techniques used for assessing changes in fish assemblages. Milestone Report for CRC for Coastal Zone Estuary and Waterway Management. 32 pp.

7.6.5.2.2 Pesci (ambiente di transizione)

Le specie ittiche che abitano gli ambienti di transizione o che li occupano in determinati periodi dell'anno, si distribuiscono all'interno degli habitat, oltre che per le loro caratteristiche specifiche, a seconda della stagionalità, della salinità e del grado di confinamento (Franzoi *et al.*, 2010). Questo richiede, nel programmare un monitoraggio, l'utilizzo di diverse tecniche di pesca, che tengano conto delle diverse abitudini, degli habitat e che si tenga conto della presenza di specie sensibili/protette.

Metodologia di rilevamento

I principali metodi per lo studio della fauna ittica in ambienti di transizione si basano su campionamenti che utilizzano differenti attrezzi da pesca, tra i principali tratta manuale, rete da posta e nassa tipo bertovello. I

metodi diretti *in situ* (censimenti visuali) non trovano di norma impiego negli ambienti di transizione in quanto la presenza di fondale basso ed elevata torbidità dovuta alla risospensione ne vanificano spesso l'efficacia.

La batimetria del sito di campionamento determina la scelta del tipo di attrezzo da utilizzare:

- con profondità entro 1,5 metri i campionamenti devono essere eseguiti mediante l'uso di rete a tratta manuale (sciabica). Ad integrazione di questo sistema di campionamento può essere previsto l'utilizzo di postazioni equipaggiate con bertovello e reti di sbarramento/invito che, presentando differenti caratteristiche di selettività, possono permettere di integrare i dati raccolti con la sciabica ed avere una miglior caratterizzazione della fauna ittica (meno attrezzo-specifica), specialmente quella di interesse per la pesca professionale, e quale descrittore della funzionalità degli ecosistemi.
- con profondità superiori a 1,5 metri i campionamenti dovranno essere realizzati mediante rete da posta monofilamento.

Se all'interno dell'area di interesse viene effettuata anche la pesca professionale, si possono contestualmente utilizzare i dati di pescato nella fase *ante operam* per avere un quadro più esaustivo della comunità alieutica presente.

La caratterizzazione dalla fauna ittica per lo studio di un'area interessata da un possibile nuovo impatto o modificazione di origine antropica deve prevedere stazioni sia in aree prossime all'opera (a differente influenza e quindi distanza da essa), sia in aree di controllo, che devono essere scelte in relazione a caratteristiche idrodinamiche, morfologiche ed ecologiche simili.

I dati sul popolamento ittico dovranno prevedere una fase *ante operam*, in corso d'opera e *post operam* nelle quali effettuare campionamenti finalizzati alla determinazione della stima di abbondanza, biomassa e dei parametri di popolazione quali distribuzione in classi di età, rapporto sessi, maturità sessuale e la valutazione di eventuali alterazioni (es. fisiologiche) a livello di singoli organismi.

Contestualmente ai rilievi sulla fauna ittica, dovranno essere effettuate, ove non già disponibili, le misure dei principali parametri chimico-fisici dell'acqua che influenzano la loro salute e il loro sviluppo (es. trasparenza, torbidità, nutrienti, granulometria, dati meteo-climatici, ecc.).

Unità di campionamento

I metodi di prelievo che prevedono l'utilizzo di attrezzi da pesca consentono di definire con buona approssimazione l'unità di campionamento, rappresentata dall'area spazzata dall'attrezzo. In tali attività lo strumento impiegato deve avere per tutti i campionamenti le stesse caratteristiche e le stesse modalità di utilizzo. In particolari situazioni, possono comunque essere utilizzati strumenti di differente lunghezza, ma dalla medesima efficienza, per adattarsi alle differenti tipologie di ambiente lagunare.

Nelle attività che prevedono come strumento di campionamento la sciabica vengono generalmente osservate le seguenti caratteristiche: distanza internodo 2 m, lunghezza 10 m, altezza 2 m. La rete è sostenuta da pali posti alle due estremità e presenta una lima di galleggianti (superiore) e una lima di piombi (inferiore) che la mantengono verticale durante il campionamento. L'apertura della rete viene mantenuta costante mediante una cima metrica (7,5 metri) percorrendo una distanza di 20 m, per ricoprire un'area di 150 m² per replica. Per tali campionamenti si prevedono un minimo di 2 repliche.

I campionamenti che vengono effettuati con bertovello (6 m di distanza internodo) e reti di sbarramento/invito prevedono di norma un tempo di messa in opera dell'attrezzo prefissato in 12 ore, in maniera da coprire almeno una notte. Anche in questo caso si prevedono un minimo di 2 repliche.

La rete monofilamento deve essere costituita da tre pezze di maglia differenti (es. 20, 30 e 40 mm di distanza internodo) ciascuna delle quali con superficie identica (100 m²) e tempo di cala definito a priori (es. tra 1 e 6 ore a seconda delle finalità dell'attività e delle caratteristiche del sito), con un minimo di 2 repliche.

Frequenza della raccolta dati

La frequenza di campionamento non può essere definita a priori poiché dipende dalle caratteristiche dell'attività dell'opera e dalle possibili/probabili interazioni che la stessa può arrecare alla comunità ittica. In linea generale si può comunque definire come, durante la fase *ante operam*, i campionamenti con attrezzi da pesca devono essere effettuati almeno 2 volte l'anno (primavera ed autunno), preferibilmente con cadenza semestrale, in modo da permettere una sufficiente replicabilità e copertura temporale che tenga conto dei

differenti cicli vitali (es. stagione riproduttiva) delle specie. Tale frequenza deve essere mantenuta anche durante le successive fasi in corso d'opera e *post operam*. Nella fase *post operam* la durata del monitoraggio deve essere tale da verificare/escludere eventuali impatti a medio/lungo termine fino al ripristino delle condizioni iniziali.

Nel caso nell'area di interesse siano presenti specie di interesse conservazionistico, deve essere approntato un monitoraggio ad hoc, che preveda l'utilizzo di tecniche il meno impattanti possibili e che arrechino meno disturbo agli individui.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

L'analisi dei campioni, da effettuare se possibile direttamente sul campo per non compromettere la vitalità degli individui, dovrà comprendere: identificazione tassonomica degli individui a livello di specie, conteggio di tutti gli individui pescati, e per ciascuna specie misura della taglia (lunghezza totale, in mm) e del peso corporeo (umido, in gr) in tutti gli individui. In prelievi che contengono più di 100 individui tali misure devono essere effettuate su un sub-campione casuale di 100 individui. Dopo tali operazioni gli individui dovranno essere liberati nell'ambiente di cattura.

Gli esemplari delle specie di interesse conservazionistico dovranno, quando possibile, essere trattati con una soluzione acquosa di anestetico (tricaina metasulfonata, 2-fenossietanolo) prima di effettuare le misurazioni, per poi essere liberati una volta riacquisite le funzioni vitali, onde minimizzare l'impatto del monitoraggio sulle popolazioni.

Parametri ed elementi opzionali da includere eventualmente nell'analisi dei campioni sono: il sesso, la maturità, i contenuti stomacali/intestinali, i parassiti, lo stato di salute. La valutazione dello stato di salute complessivo dei pesci riveste grande importanza, in quanto la compromissione dello stato di salute di un popolamento ittico può essere un attendibile e diretto indicatore di disturbi antropici nell'area oggetto d'esame.

Attraverso l'acquisizione di tali dati sul popolamento possono essere calcolati alcuni parametri di comunità (es. indice di diversità di Shannon-Wiener H' , indice di equitabilità J), ottenere stime di abbondanza (densità), biomassa, struttura di popolazione (distribuzione per classi di taglia) e applicare indici legati alla struttura di età, al ciclo riproduttivo, allo stato di salute degli individui e indici di classificazione della qualità biologica.

Tipologia del dato finale

Dati puntuali e cartografici per il confronto con lo stato di *ante operam*; elaborazione di indici qualità ecologica, ricchezza e diversità.

Fonti di riferimento

- Elliott M., Whitfield A.K., Potter I.C., Blaber S.J., Cyrus D.P., Nordlie F.G., Harrison T.D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and fisheries*, 8(3), 241-268.
- Fisher W., Bauchot M.L. Schneider M. (Eds), 1987. Guide FAO d'Identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée and Mer Noire - Zone de Pêche 37. Vol. II: Vertebres. FAO, Rome.
- Franco A., Pérez-Ruzafa A., Drouineau H., Franzoi P., Koutrakis E.T., Lepage M., Verdiell Cubedo D., Bouchoucha M., López-Capel A., Riccato F., Sapounidis A., C. Marcos, Oliva-Paterna F.J., Torralva-Forero M., Torricelli P. (2011). Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 115-125.
- Franzoi P., Franco A., Torricelli P. (2010). Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, 21, 269-281.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A. (1991). I pesci delle acque interne italiane. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, XVI: 617 pp.
- ISPRA, 2019. Protocolli per il campionamento e la determinazione degli elementi di qualità biologica e fisico-chimica nell'ambito dei programmi di monitoraggio ex 2000/60/CE delle acque di transizione (EI-Pr-TW-Protocolli Monitoraggio-03.05 – ISPRA, 2011) alla luce dell'emanazione della Decisione Comunitaria 2018/229 del 12 febbraio 2018. Aggiornamento Maggio 2019.

- ISPRA - SNPA. Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane. Applicazione dell'indice nazionale HFBI (Habitat Fish Bio-Indicator) ai sensi del D.Lgs 152/2006. Manuali e Linee Guida 168/2017.
- Tortonese E. (1970) Fauna d'Italia. Vol. X. Osteichthyes 1. Ediz. Calderini, Bologna.
- Tortonese E. (1975) Fauna d'Italia. Vol. XI. Osteichthyes 2. Ediz. Calderini, Bologna.
- Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J. Tortonese E. (eds.) (1984 1986) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris, I (1984), II (1986), III (1986).

7.6.5.2.3 Rettili

Tartaruga comune

Poiché *Caretta caretta* è la tartaruga marina più comune nei mari italiani, ed è l'unica specie che nidifica lungo le coste italiane, le indicazioni sul monitoraggio dei rettili si riferiscono esclusivamente a questa specie. Pertanto, per la predisposizione di un programma di monitoraggio è necessario differenziare, tra le principali interazioni che un'opera può generare nei confronti della specie, quelle che avvengono in ambiente terrestre da quelle in ambiente marino.

Ambiente marino

Il monitoraggio di *C. caretta* a mare è necessario nel caso di opere che prevedano l'installazione di artefatti in ambiente sommerso, l'installazione di sistemi di ormeggio di imbarcazioni al fondale, la posa di condotte sottomarine, la realizzazione di microtunnel per gasdotti, di piattaforme e rigassificatori.

Metodologia, unità di campionamento e frequenza della raccolta dati

Al fine di tutelare la specie da eventuali impatti negativi causati dalle attività in mare legate all'opera, è generalmente previsto in corso d'opera un piano di monitoraggio visivo a mare attraverso MMO (*Marine Mammal Observer*), operatori qualificati esperti nell'individuazione e riconoscimento visivo delle specie.

L'area di monitoraggio è suddivisa in una zona di mitigazione e una zona di sicurezza. Il monitoraggio viene effettuato da almeno due MMO che, a bordo di imbarcazioni dedicate e dotati di binocoli ad alta risoluzione, in grado anche di stimare la distanza e la posizione delle specie rispetto alla piattaforma di osservazione, eseguono, a velocità costante, transetti predefiniti, tracciati all'interno dell'area di monitoraggio definita nel programma di monitoraggio e utilizzando la metodologia del Distance sampling, nello specifico il "*Line transect distance sampling*" (per maggiori dettagli si rimanda a quanto descritto per il monitoraggio di mammiferi marini; Buckland *et al.*, 2001).

Il monitoraggio sarà articolato, inoltre, in maniera tale da distribuire lo sforzo di avvistamento uniformemente per l'intero svolgimento delle attività di costruzione a mare.

È auspicabile prevedere anche un monitoraggio *ante operam*, effettuato con le stesse modalità, per fornire una "fotografia" della componente ambientale in esame antecedente l'inizio della realizzazione dell'opera e risultare, quindi, come controllo e di riferimento in caso di cambiamenti avvenuti in corso d'opera.

Al fine precauzionale, infine, sarebbe necessario evitare l'interferenza con i periodi riproduttivi della specie, che lungo le coste italiane per *C. caretta*, generalmente ha inizio a fine maggio e prosegue fino a tutto settembre, e durante i quali la probabilità di presenza sotto costa degli animali potrebbe essere maggiore.

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Sia nelle fasi *ante operam* che in corso d'opera, gli operatori MMO registreranno le seguenti informazioni:

- specie, caratteristiche generali degli esemplari avvistati (se vivi, morti, evidenza riscontrata/ipotesi di interazione con attività antropiche), taglia (se determinabile), data e ora dell'avvistamento, comportamento degli esemplari, condizioni meteo, informazioni generali di contesto ambientale, immagini.

Ambiente terrestre/costiero

Le interazioni a carico di *C. caretta* in ambiente terrestre sono legate principalmente ai disturbi che l'opera in esame può arrecare alla specie durante il suo periodo riproduttivo. Per *C. caretta* in Mediterraneo, la stagione riproduttiva si estende complessivamente da metà/fine di maggio con le prime nidificazioni, fino a tutto settembre e per parte di ottobre, con le schiuse dei nidi tardivi della stagione.

Metodologia, unità di campionamento e frequenza della raccolta dati

Il monitoraggio sforzo-correlato dei siti di nidificazione prevede una prima fase per la ricerca delle tracce di emersione/nidificazione delle femmine. Può essere effettuato durante le ore notturne tramite pattugliamento pedestre degli arenili interessati e l'area di studio è generalmente suddivisa in settori costieri quanto più uniformi per estensione e caratteristiche fisiografiche, indicando le coordinate di inizio e fine per ogni spiaggia/settore costiero monitorato. Questo permette l'intercettazione delle femmine e la loro misurazione (CCL = lunghezza curvilineare del carapace), la marcatura con targhette (campionamento/marcatura-cattura-ricattura), l'individuazione certa del nido, la registrazione della sua posizione geo-referenziata, e la sua messa in sicurezza.

Il pattugliamento notturno, laddove possibile, deve essere svolto ogni notte durante il picco della stagione riproduttiva.

Laddove non sarà possibile svolgere un pattugliamento notturno, può essere previsto anche un pattugliamento diurno pedestre, o con fat-bike e droni, per aree molto ampie o aree difficilmente accessibili via terra, da effettuare all'alba prima di qualsiasi eventuale cancellazione delle tracce dovuta al calpestio dei bagnanti o di interventi di pulizia meccanica delle spiagge.

Per la frequenza di pattugliamento si fa riferimento a quanto riportato da Swot (2011). Il protocollo maggiormente consigliato è il Protocollo B con 3 (o più) giorni/set. (3 consecutivi o alternati) durante tutta la stagione riproduttiva (da maggio fino ad agosto).

Per la localizzazione del nido è opportuno analizzare a fondo la traccia di emersione della femmina, e quindi procedere con uno scavo a mano. Se si rileva la presenza di un uovo, si procede con la registrazione della profondità e si ricopre il nido con la stessa sabbia asportata. In alternativa, può essere effettuato un sondaggio con bastoncino/asta.

Per ogni nido rilevato, oltre alla posizione geo-referenziata, è importante registrare la distanza dal bagnasciuga, la distanza dalla vegetazione retrostante e la profondità della camera del nido.

Procedere, quindi, con la messa in sicurezza e la sorveglianza del nido (Mrosovsky, N. et al., 2002).

In prossimità della data di schiusa si deve provvedere ad un monitoraggio quotidiano h24 e all'allestimento del campo e del corridoio di emersione.

Nel caso in cui vengano rinvenuti all'interno del nido piccoli vivi si rimanda a quanto indicato nelle Linee Guida ISPRA 2013.

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Il monitoraggio dei siti di nidificazione dovrà fornire informazioni sull'abbondanza delle femmine, sulla distribuzione dei nidi e sul successo di schiusa degli stessi. Il monitoraggio, infine, dovrà essere condotto con un disegno metodologico che permetta il confronto dei risultati tra una stagione di nidificazione ed un'altra, con periodi di campionamento che coprano in maniera esaustiva la durata della stagione nidificante (copertura temporale di almeno 4 mesi coincidenti con il periodo di riproduzione), e su finestre temporali sufficientemente lunghe da permettere una raccolta dati che possa indicare i *trend* dei suddetti indicatori, tenendo conto che l'intervallo di riproduzione varia da 2-3.3 anni.

I dati devono essere raccolti da personale esperto e qualificato e con protocolli adeguatamente preparati e validati sulla base della bibliografia internazionale.

Fonti di riferimento

- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. Thomas L., (2001) Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
- DeMetropoulous A., Hadjichristophorou M., (1995) Manual on marine turtle conservation in the Mediterranean. UNEP (MAP) SPA/IUCN/CWS/Fisheries Department, MANRE (Cyprus) pp. 55.

- Eckert K.L., Bjørndal K.A., Abreu-Grobois F.A., Donnelly M., (Eds.) (1999). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Publication No. 4, Gland.
- FFWCC (Florida Fish and Wildlife Conservation Commission), (2016) Marine turtle conservation handbook. <https://myfwc.com/media/3133/fwc-mtconservationhandbook.pdf> accessed on 1 April 2020.
- ISPRA Linee Guida per il recupero, soccorso, affidamento e gestione delle tartarughe marine ai fini della riabilitazione e per la manipolazione a scopi scientifici. Manuali e Linee Guida 89/2013.
- Mrosovsky N., Kamel S., Rees A.F., Margaritoulis D., (2002) Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Greece. *Can. J. Zool.*, 80: 2118-2124.
- Rees A., (2020) Marine Turtles in MPAs: a monitoring and management guide. MedPAN Collection. 68 pp.
- SWOT Scientific Advisory Board, (2011). The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring, version 1.0. Handbook, 28 pp.

7.6.5.2.4 Mammiferi

Cetacei

Metodologia

A seconda delle opere da realizzare sarà necessario monitorare eventuali variazioni nella distribuzione e/o nell'abbondanza relativa delle specie sia su un'area consona all'ecologia delle specie regolari (area vasta d'indagine che sarà necessariamente più ampia dei pochi km² interessati dall'opera), sia sull'area più piccola interessata dall'opera (incluse aree adiacenti anche se perturbate in modo temporaneo). Sarà anche utile valutare in queste aree eventuali variazioni temporanee di comportamento delle specie rispetto all'uso dell'habitat.

A seconda dell'estensione di queste aree (area vasta d'indagine e area interessata dalla nuova opera), le tecniche disponibili alla valutazione della densità assoluta sono il campionamento delle distanze (*Distance Sampling*) e il metodo cattura-ricattura (*mark-recapture*). Nel caso, invece, dell'utilizzo di indici relativi di densità, si dovrà sempre utilizzare un indice che sia dato dal rapporto tra il numero di individui (non di gruppi) per unità di sforzo di osservazione (preferibile su km² piuttosto che su chilometro lineare).

In caso di prospezioni geofisiche o di opere che prevedono una fase di prospezioni geofisiche, è necessario valutare attentamente la presenza e la stagionalità dello zifio (*Ziphius cavirostris*), specie particolarmente sensibile ai rumori impulsivi, in modo da applicare tutte le misure di mitigazione necessarie (si vedano le linee guida ACCOBAMS e JNCC) per evitare serie conseguenze, come per esempio gli spiaggiamenti di massa.

In caso di opere che interessano corridoi ecologici - per esempio lo Stretto di Messina o il Canale di Otranto - sarà necessario coadiuvare il monitoraggio con studi di marcatura satellitare per valutare eventuali variazioni di utilizzo di tali corridoi. Per alcune specie facilmente riconoscibili in modo acustico, si può anche procedere con metodi di individuazione acustica passiva (boe acustiche fisse *pop-up*).

Nel caso di opere che prevedano l'installazione di artefatti in ambiente sommerso (particolarmente in zone di aggregazione e nei corridoi ecologici) che possono causare mortalità dovuta ad aspirazione o intrappolamento (per esempio turbine od eliche per la produzione di energia elettrica) è necessario un monitoraggio video per valutare il tasso di mortalità e l'efficacia delle tecniche di mitigazione adottate.

In generale, per quanto riguarda la foca monaca, nel caso di accertata presenza, bisognerà valutare il grado di frequentazione costiera (grotte marine) degli esemplari nella zona interessata dall'opera e le eventuali alterazioni, sia in termini di abbondanza sia di uso dell'habitat costiero. Le tecniche di monitoraggio consistono nella valutazione della frequentazione mediante foto/video-trappole che permettono la foto-identificazione degli esemplari.

Unità di campionamento

Per quanto riguarda la densità assoluta o relativa, i campionamenti dovranno essere organizzati in modo sistematico, sia dal punto di vista temporale (identificando la frequenza più appropriata), sia da un punto di

vista spaziale. L'area dovrà essere coperta tramite transetti o suddivisa in quadranti di pari estensione e con caratteristiche fisiografiche omologhe.

Le campagne di marcatura satellitare avvengono una tantum e necessitano di Deroche formali come disposto dall'art. 16 della Direttiva Habitat. Queste dovrebbero essere eseguite nel periodo *ante operam*. In questo modo i dati riguarderanno anche i periodi successivi.

Frequenza della raccolta dati

La frequenza della raccolta dati varierà in relazione alle specie e alle tecniche di campionamento applicate per la valutazione di distribuzione e densità. È importante che sia svolta una fase di raccolta dati *ante operam*, una durante la costruzione e una *post operam*, per poter valutare effettivamente gli eventuali impatti.

Generalmente, se si applica il metodo delle distanze, si avranno una o due campagne per periodo, mentre applicando il metodo cattura-ricattura si dovranno svolgere almeno 3-5 campionamenti mensili per tutti e tre i periodi. Quest'ultima frequenza vale anche per gli indici di densità relativa di individui.

Per studi di marcatura satellitare, si consiglia l'applicazione di almeno 20 tag. Tuttavia, data la natura delle specie considerate, le operazioni di marcatura dovranno essere svolte esclusivamente da personale con comprovata esperienza e con metodi il meno invasivi possibili (si vedano le Linee Guida dell'*International Whaling Commission*, Andrews *et al.*, 2019).

Il monitoraggio deve essere svolto durante tutti i mesi dell'anno.

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

La raccolta dei dati fatta tramite il metodo di campionamento delle distanze o di cattura-ricattura permette di ottenere, oltre alle informazioni necessarie per stimare l'abbondanza delle specie, anche informazioni sulla loro presenza, distribuzione, sull'uso dell'habitat e su alcuni parametri demografici.

Fonti di riferimento

- ACCOBAMS (2010). Guidelines to address the impact of anthropogenic noise on Cetaceans in the ACCOBAMS area.
http://www.accobams.org/index.php?option=com_content&view=article&id=1091&Itemid=14
- ACCOBAMS Resolution 5.13 - Conservation of Cuvier's beaked whales in the Mediterranean ACCOBAMS-MOP5/2013/Res 5.13. Fifth Meeting of the Parties to ACCOBAMS. Tangier, 5-8 November 2013 (Morocco).
- Andrews R.D., Baird R.W., Calambokidis J., Goertz C.E.C., Gulland F.M.D., Heide-Jorgensen M.P., Hooker S.K., Johnson M., Mate B., Mitani Y., Nowacek D.P., Owen K., Quakenbush L.T., Raverty S., Robbins J., Schorr G.S., Shpak O.V., Townsend Jr. F.I., Uhart M., Wells R.S., Zerbini A., (2019). Best practice guidelines for cetacean tagging. *J. Cetacean Res. Manage.*, 20: 27-66.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., (2012). Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Springer London, Limited, 446 pp.
- Gucu A.C., (2010). Preliminary study on the effects of photo traps used to monitor Mediterranean monk seals *Monachus monachus*. *Endanger. Spec. Res.*, 10(1-3): 281-285.
- JNCC (2010). JNCC guidelines for minimising the risk of injury and disturbance to marine mammals from seismic surveys.
- Maglio A., (2013). Methodological Guide: guidance on underwater noise mitigation measures. ACCOBAMS-MOP5/2013/Doc24.
http://www.accobams.org/images/stories/MOP/MOP5/Documents/Working/mop5.doc24_guidance%20on%20underwater%20noise%20mitigation%20measures.pdf
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C., (1998). Monitoring Vertebrate Populations. Academic Press, 365 pp.

Foca monaca

Metodologia

Al fine di definire il potenziale impatto di un'opera e proporre opportune misure di mitigazione per limitarne i potenziali impatti è opportuno definire se l'area ampia in cui avrà luogo la costruzione dell'opera rientra nell'areale storico di frequentazione della specie, ha una attuale probabilità di frequentazione da parte della specie, se contiene potenziale habitat critico per la specie, se la costruzione dell'opera genera un potenziale impatto derivante dal disturbo fisico o acustico rispetto a tali habitat critici. In quest'ottica è opportuno lo svolgimento di attività di monitoraggio con lo scopo di informare sulla presenza della specie in zona prima, durante e dopo la realizzazione dell'opera.

Qualora un'opera a livello di sito specifico o di area vasta insista nell'areale di potenziale frequentazione di esemplari di foca monaca in dispersione /regolarmente presenti, e sia caratterizzato da zone costiere con presenza di grotte idonee per la frequentazione della specie, risulta opportuno avviare attività di monitoraggio incentrato sulla definizione del grado e natura di frequentazione delle stesse, rappresentando un approccio più efficace rispetto ad un monitoraggio delle aree marine prospicienti. Le aree di potenziale frequentazione possono essere determinate facendo riferimento all'areale storico di presenza della specie, in base a dati raccolti tramite l'analisi delle fonti bibliografiche attuali e storiche/letteratura grigia ed aneddoti locali e alla localizzazione degli avvistamenti validati da ISPRA.

Le zone costiere idonee sono caratterizzate da scogliere con insenature, calette, grotte o cavità marine con ingresso ampio, semisommerso o sifonato, che presentano al loro interno alcune parti emerse (spiagge e/o piattaforme rocciose) utilizzabili come siti di riposo/riproduzione.

Le grotte potenzialmente idonee dovrebbero essere identificate preferibilmente a fine primavera o estate, per limitare il disturbo, tramite *survey* in *snorkeling* o immersioni con ARA coadiuvati da attrezzatura (es. GPS, bindella metrica, lavagnetta, bussola, foto/videocamera subacquea, torce subacquee e schede di campo) funzionale alla raccolta documentale delle grotte ritenute idonee.

Nel caso di grotte idonee in aree di potenziale presenza, è necessario l'avvio di un monitoraggio non-invasivo mediante installazione di sistemi di videosorveglianza/fototrappole HD dotate di flash con LED infrarosso completamente invisibile (ad es. *No-glow/ black LED/ Covert IR/ 940nm*) al fine di permettere la ricognizione di eventuali esemplari presenti nelle grotte e la loro foto-identificazione. Qualora si verificasse la scafandratura dei sistemi video, impedendone l'attivazione tramite PIR (*passive integrated responder*), questi possono essere tarati per scattare una immagine in automatico ogni 30 minuti.

L'ispezione delle grotte e l'installazione di sistemi video al loro interno devono essere condotti da personale con comprovata esperienza di monitoraggio con tali attrezzature e sulla specie in questione, al fine di evitare di recare disturbo durante le attività di installazione ed ottimizzare i risultati. L'apparecchiatura utilizzata deve essere in grado di garantire il monitoraggio continuativo per periodi di almeno sei mesi al fine di garantire che le operazioni in grotta per la sostituzione della stessa non avvengano ad intervalli annuali inferiori a questa durata.

Ogni individuo osservato va descritto facendo riferimento alla classificazione proposta da Samaranch e Gonzalez (2000), fornendo una stima della lunghezza dell'esemplare mediante analisi di immagine basata sulla calibrazione di un oggetto di dimensione nota nella grotta, e riportando i caratteri particolari come cicatrici e colorazione del pelo utili alla sua fotoidentificazione.

Partendo dalle informazioni ottenute attraverso il monitoraggio delle cavità o da osservazioni dirette in mare è opportuno valutare la tipologia e il grado di frequentazione costiera degli esemplari, distinguendo un utilizzo dell'area a fini riproduttivi (attività di parto e allattamento della prole), e un utilizzo a fini non riproduttivi (muta del pelo, riposo).

Unità di campionamento

Le unità di campionamento sono costituite dai tratti di costa all'interno dell'area vasta che presentano caratteristiche geomorfologiche idonee alla presenza di grotte o cavità sommerse o semisommerse che possono rappresentare un habitat adatto alla frequentazione da parte della specie. Su scala spaziale più ridotta, in ciascun tratto di costa devono essere sottoposte a monitoraggio tutte le grotte classificate come idonee.

Frequenza della raccolta dati

Le grotte idonee devono essere monitorate preferibilmente tutto l'anno o almeno nel periodo tarda estate-autunno-inverno-inizio primavera. Si consiglia di allestire l'attrezzatura nella grotta prima dell'inizio della

presunta stagione riproduttiva per evitare di entrare in grotta per l'istallazione durante il periodo di potenziale frequentazione ai fini riproduttivi.

L'accesso alle grotte per manutenzione va limitato a 1-2 volte l'anno, evitando preferibilmente il periodo autunno-invernale generalmente coincidente con la maggiore frequentazione delle grotte.

La durata del monitoraggio *ante operam* e *post operam* deve essere sufficientemente esteso (es. almeno tre anni) al fine di poter individuare l'effettiva valenza dell'area di studio quale area di rilevanza ed esprimere una valutazione riguardante l'incidenza di impatto.

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Attraverso la foto-identificazione degli individui è possibile stimare il numero minimo di individui che frequentano l'area ed accertare eventi riproduttivi.

Fonti di riferimento

- Bundone L.E.A., (2016). Piano di valutazione e conservazione della foca monaca *Monachus monachus* in Aree a Bassa Densità nel Mediterraneo. Tesi di dottorato.
- Dendrinou P., Tounta E., Karamanlidis A.A., Legakis A., (2012). Reproductive parameters of the critically endangered Mediterranean monk seal, in the area of Northern Sporades, Greece. Oral presentation. In: 12th International Congress on the zoogeography, ecology and evolution of Southeastern Europe and the Eastern Mediterranean. Athens, Greece, 18-22/06/2012.
- Karamanlidis A.A., Dendrinou P., de Larrinoa P.F., Gücü A.C., Johnson W.M., Kiraç C.O., Pires R., (2016). The Mediterranean monk seal *Monachus monachus*: Status, biology, threats, and conservation priorities. *Mamm. Rev.*, 46(2): 92–105.
- Quintana Martín Montalvo B., Muñoz Cañas M. (2025). Mediterranean monk seal. A comprehensive set of monitoring and research techniques for the study and conservation of *Monachus monachus* in the Mediterranean Sea. Gland, Switzerland: IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/52224>
- Samaranch Gonzalez Samaranch R., González L.M., (2000). Changes in morphology with age in Mediterranean monk seals (*Monachus monachus*). *Mar. Mammal Sci.*, 16(1):141-157.
- UNEP/MAP (2019). Implementation of the first phase (2016-2019) of the Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP - Biodiversity and non-indigenous species) in the framework of the EcAp Roadmap. Fourteenth Meeting of SPA/BD Thematic Focal Points, Portorož, Slovenia, 18-21 June 2019. UNEP/MED WG.461/21.

7.6.5.2.5 Habitat di fondo duro

I monitoraggi ambientali degli habitat di fondo duro comprendono gli habitat costieri dei Piani Infralitorale e Circalitorale che si trovano fra 0 e 200 m di profondità.

Le metodologie di campionamento impiegate nel monitoraggio devono essere modulate in funzione della tipologia di opera e dell'impatto atteso, e devono tener conto dell'estensione e del tipo di habitat potenzialmente interessato; l'eterogeneità delle comunità di fondo duro richiede, infatti, l'applicazione di metodologie che, oltre ad essere standardizzate, siano anche strettamente habitat-specifiche. Inoltre, l'elevata variabilità naturale dei fondi duri richiede adeguate strategie di campionamento che permettano di discriminare tra i fattori naturali e il reale impatto dell'opera, al netto di eventuali fattori di interferenza legati ad esempio al cambiamento climatico o all'invasione di specie aliene. Per tale motivo, a prescindere dall'habitat indagato, è necessario applicare il disegno base di campionamento secondo quanto descritto nel paragrafo 7.6.5.2.

Metodologia, localizzazione dei siti di indagine e delle stazioni di monitoraggio

L'estensione batimetrica dei fondali rocciosi comporta l'uso di metodi di valutazione che cambiano drasticamente in funzione della profondità. Ad eccezione della frangia infralitorale, gli habitat dei piani infralitorale e circalitorale fino a 40 m di profondità sono generalmente monitorati con metodologie standardizzate che prevedono l'impiego di Operatori Subacquei (OS). Oltre tale profondità insorgono problematiche legate alla sicurezza e all'autonomia di fondo per cui vengono impiegati i veicoli comando remoto (*Remotely Operated Vehicle*, ROV). Questi sono strumenti sofisticati, efficaci e funzionali per il monitoraggio degli habitat mesofotici e profondi poiché non condizionati dalle limitazioni spaziali e temporali che caratterizzano la subacquea scientifica routinaria. D'altra parte, i limiti strumentali intrinseci alla metodologia possono ostacolare un impiego efficace sugli habitat presenti nei primi 40 m di profondità come ad esempio il coralligeno di parete, la tipologia di coralligeno più diffusa in acque più superficiali. A prescindere dalla metodologia impiegata, entrambi lavorano per acquisizione di immagini su cui viene condotto un censimento visivo.

Nei monitoraggi condotti in immersione subacquea i campioni fotografici sono riferiti ad una superficie standard nota, definita sulla base della variabilità dell'habitat e del popolamento studiato, e le informazioni raccolte possono essere integrate con quelle provenienti da transeetti video, dalle misure effettuate *in situ* e/o dal prelievo di specie tramite grattaggio di piccole superfici *standard* di fondale. L'habitat di frangia infralitorale viene invece monitorato tramite *visual census* diretto condotto a bordo di un mezzo nautico, secondo il metodo CARLIT (*Cartography of littoral rocky shore communities*; Ballesteros *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2008; Gennaro e Rende, 2012). Questo metodo può essere utilizzato per la valutazione di impatto sulle cinture a *Cystoseira spp.*, con alcune limitazioni legate al fatto che la metodologia è testata per pressioni di tipo chimico-fisico che influenzano il film superficiale delle acque e la porzione immediatamente sottostante (eutrofizzazione, sostanze chimiche, tensioattivi, ecc.); di conseguenza, potrebbe non essere adatta alla valutazione di impatto da risospensione sedimentaria e/o simili. Nel contesto delle valutazioni oggetto di queste Linee guida, l'applicazione del metodo CARLIT va dunque valutata di volta in volta, a seconda della tipologia di impatto in esame.

I siti di indagine devono essere identificati in base alla tipologia dell'opera per la quale si sta svolgendo la valutazione e i campionamenti devono essere condotti mediante opportuni disegni calibrati sull'intensità ed estensione spazio-temporale della sorgente di impatto, tenendo conto della variabilità naturale dei popolamenti animali e vegetali indagati. Il piano di monitoraggio deve quindi prevedere un campionamento gerarchico da condurre secondo un disegno minimo BACI (paragrafo 7.6.5.2.) in 1 sito di Impatto (porto, condotta ecc.) e 2 siti di Controllo, posizionati a distanza simile (in genere 1 km) su entrambi i lati del sito di impatto, o comunque in direzioni diverse.

All'interno di ciascun sito di indagine verranno identificati gli habitat di fondo duro ivi presenti e, per ciascun habitat, si selezionerà una stazione di monitoraggio, o più stazioni qualora la variabilità dell'habitat, la tipologia dell'opera e il relativo impatto lo richiedano. Per ciascuna stazione selezionata, verranno individuate due o più aree di campionamento distanti qualche decina di metri l'una dall'altra all'interno delle quali si effettua un numero di repliche dell'unità di campionamento congruo con il tipo di popolamento indagato e con il metodo utilizzato (3 per il distruttivo, 10 per il fotografico). Per il coralligeno di parete è, inoltre, necessario rilevare alcuni parametri *in situ* (altezza massima delle specie presenti nello strato elevato e livello di biocostruzione) ed

effettuare un transetto video, per ciascuna area di campionamento (Gennaro *et al.*, 2020; Piazzì *et al.*, 2025b). In caso di opere "lineari" (es. condotte), e in condizioni idonee di estensione e distribuzione degli habitat di fondo duro, le aree di campionamento saranno distribuite su entrambi i lati dell'opera.

Se presenza ed estensione degli habitat lo consentissero, sarebbe opportuno valutare anche il gradiente di impatto dal punto di massima pressione (nei pressi dell'opera) fino alla zona di pressione minima o trascurabile, considerando uno o più siti intermedi (a seconda dell'estensione spaziale del gradiente) in direzioni diverse rispetto all'opera.

Il disegno di campionamento è habitat-specifico e viene proposto per i popolamenti macroalgali e macrozoobentonici dell'infralitorale superiore, e per le formazioni coralligene presenti entro i 40 m di profondità (coralligeno infralitorale, parete verticale e tegrùe) (Piazzì *et al.*, 2025a, Gennaro *et al.*, 2020, Piazzì *et al.* 2025b, Piazzì *et al.*, 2023); pertanto, esso va applicato alle diverse profondità per ciascuno degli habitat interessati dall'impatto.

Per quel che riguarda i popolamenti macroalgali di frangia infralitorale, il monitoraggio verrà effettuato negli stessi siti di indagine (Impatto e Controlli) secondo la metodologia di riferimento (Ballesteros *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2008; Gennaro e Rende, 2012).

I popolamenti infralitorali possono essere presenti su substrati naturali (scogliere) o su substrati artificiali (terminali o barriere sommerse) e possono essere campionati mediante disegni e metodiche caso-specifiche in relazione all'ampia variabilità di questi habitat, sempre secondo il disegno minimo BACI. Alcuni esempi possono essere la valutazione dei popolamenti macroalgali di scogliera mediante campionamenti visivi o distruttivi o rilevamenti quali-quantitativi dei popolamenti di substrati naturali o artificiali con telecamere manovrate da operatori subacquei o montate sul *Remotely Operated Vehicle* - ROV.

Per quanto riguarda il monitoraggio degli habitat mesofotici e profondi (>40 m), questo seguirà il disegno base di campionamento (compatibilmente con la presenza ed estensione dell'habitat) con l'applicazione di protocolli di indagine standardizzati, basati sull'acquisizione di dati acustici (ecoscandaglio *multibeam*) e video (ROV). Le stazioni da monitorare dovrebbero essere selezionate in modo da essere rappresentative di livelli di impatto di intensità differente e per quanto riguarda le tecniche di monitoraggio e le indicazioni operative si rimanda a quanto contenuto nelle metodologie di riferimento (La Mesa *et al.*, 2019) e alla scheda metodologica relativa al monitoraggio dell'Habitat coralligeno nell'ambito della MSFD (2008/56/CE) (<https://www.snpambiente.it/snpa/schede-metodologiche-utilizzate-nei-programmi-di-monitoraggio-del-secondo-ciclo-della-direttiva-strategia-marina-d-m-2-febbraio-2021/>).

In linea generale si raccomanda, ove possibile, l'applicazione di metodologie di monitoraggio non distruttive.

In ogni caso, suddette indicazioni sono di carattere generale e rispondono pertanto ad un'ampia gamma di situazioni; condizioni ambientali locali particolari potrebbero quindi richiedere modifiche o integrazioni ai metodi citati nel presente documento.

Unità di campionamento

Sia nel metodo distruttivo che in quello fotografico, l'unità di campionamento (replica) per lo studio del popolamento in esame è una superficie nota di prelievo/osservazione delimitata da un frame e definita come "area minima" nella quale è osservabile non meno del 90% della totalità delle specie listate. L'area minima di osservazione è espressa in cm² e varia a seconda del metodo: nel grattaggio di macroalghe e macrozoobenthos dell'infralitorale coincide generalmente con un quadrato di 400 cm² (Boudouresque, 1971, 1974; Boudouresque & Belsher, 1979; Ballesteros, 1986; Bianchi *et al.*, 2003); nel campionamento fotografico del coralligeno, la superficie minima di riferimento per ciascuna replica è di 0,2 m² per il coralligeno infralitorale e di parete (Gennaro *et al.*, 2020; Piazzì *et al.*, 2025 a, b) e di 0,588 m² per le tegrùe (Piazzì *et al.*, 2023). L'applicazione delle metodologie di censimento visivo consente infatti di ampliare la superficie di campionamento per meglio adattarla alla variabilità dell'habitat considerato (Acunto, 2000; Acunto *et al.*, 2001; Gambi & Dappiano, 2003). I transetti video previsti nel monitoraggio del coralligeno di parete sono standardizzati in strisciate di circa 10 m che coprono un fondale di 1m (10 m²) (Piazzì *et al.*, 2025b).

Il metodo CARLIT è, invece, un metodo cartografico, quindi l'unità di campionamento è il tratto di costa campionato in continuo o il settore, che viene indagato secondo metodologia *standard* di riferimento (Ballesteros *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2008, Gennaro e Rende, 2012).

Per quel che riguarda le unità di campionamento utilizzate per il monitoraggio degli habitat mesofotici e profondi (>40 m), l'unità di campionamento è rappresentata dall'area del transetto stesso (se pari alla lunghezza di 200 m) o a frazioni omogenee dello stesso (es. 5 m, o 25 m o maggiori), a seconda dei casi e del tipo di habitat così come il numero di transetti sarà dipendente dall'estensione dell'habitat da monitorare. Sulla base di tecniche di ROV-imaging saranno analizzati i diversi parametri che permettono di caratterizzare i popolamenti presenti. Si rimanda alle metodologie di riferimento che prevedono l'acquisizione di dati quali-quantitativi mediante ROV (La Mesa *et al.*, 2019).

Frequenza della raccolta dati

Per una corretta valutazione dell'impatto sui popolamenti bentonici di fondo duro è fondamentale raccogliere i dati nelle fasi *ante* e *post operam*, secondo il disegno di campionamento appropriato. Il monitoraggio in fase di cantiere potrebbe invece risultare irrilevante in quanto l'arco temporale di risposta di questa tipologia di popolamenti generalmente non consente valutazioni "istantanee" di impatto in corso d'opera; pertanto, esso andrà stabilito caso per caso, in base alla tipologia di impatto e alla durata dei lavori (minimo 1 anno).

In linea generale, per gli habitat di fondo duro il campionamento andrà condotto una volta l'anno nell'arco dei mesi primaverili-estivi (aprile-giugno) e dovrà essere effettuato sempre nello stesso periodo per tutte le fasi previste (*ante*, *post* ed eventualmente *durante*). La durata del monitoraggio *post operam* dipende dalla tipologia di opera e dal presunto impatto; in ogni caso, non deve essere inferiore ai 3 anni e deve comunque estendersi fino al ripristino delle condizioni iniziali (da verificare in base ai risulti delle prime fasi del monitoraggio). Le indagini in fase *post operam* saranno condotte con cadenza annuale per i primi 5 anni e poi con cadenza triennale nell'area interessata dall'opera. Successivamente, in base ai risultati acquisiti nel corso del monitoraggio, la frequenza e il numero di stazioni potranno subire modifiche apportando riduzioni o integrazioni a seconda dei casi, mantenendo comunque il disegno minimo di base.

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Qualunque sia il metodo utilizzato (distruttivo o fotografico), l'indagine ecologica sui popolamenti animali e vegetali che caratterizzano gli habitat di fondo duro (macroalghe, coralligeno infralitorale, di parete e tegnùe) prevede l'analisi di parametri descrittivi qualitativi (presenza-assenza di specie e/o di gruppi morfo-funzionali) e quantitativi, quali l'abbondanza, espressa come % totale di copertura della superficie campionata (CT), il ricoprimento della specie (Ri) e/o gruppo morfo-funzionale (Orfanidis *et al.*, 2001; Balata *et al.*, 2011; Piazzì *et al.*, 2017; Gennaro *et al.*, 2020; Piazzì *et al.*, 2025a, b), sempre riferito alla superficie *standard* campionata. In casi particolari (ad esempio presenza di specie aliene macroalgali altamente invasive) in cui la specie aliena produce molteplici stratificazioni, tali da superare il 100% della superficie campionata, è necessario valutare anche la biomassa della specie invasiva per superficie campionata, eventualmente riferita al metro quadro. Per il coralligeno di parete, risultano importanti anche l'altezza massima delle specie strutturanti lo strato elevato, la consistenza della matrice calcarea della biocostruzione, la densità (numero di colonie/individui strutturanti, col. m⁻²) e lo stato delle gorgonie (necrosi), tutti parametri quantitativi rilevabili *in situ* dagli operatori subacquei secondo la metodologia descritta nelle linee guida di riferimento (Gennaro *et al.*, 2020; Piazzì *et al.*, 2025b).

Per il macrozoobenthos infralitorale i parametri descrittivi considerati sono: la copertura del substrato da parte di organismi animali; la distribuzione delle specie incrostanti ed erette; la presenza di specie strutturanti.

La raccolta dei dati quantitativi fornisce tutte le informazioni necessarie a valutare lo stato di salute dei popolamenti indagati attraverso importanti descrittori ecologici quali dominanza (l'importanza quantitativa di ogni specie rinvenuta, espressa in percentuale sul totale delle specie presenti), α diversità (espressa come ricchezza specifica totale S, ovvero numero totale di specie presenti in ciascun sito) e β diversità (espressa come eterogeneità dei popolamenti misurata come dispersione multivariata dei campioni rispetto al centroide) (Anderson, 2006; Anderson *et al.*, 2006); gli stessi descrittori possono essere utilizzati per il calcolo di indici derivati (Indice di Shannon-Wiener, H'; *Ecological Evaluation Index*, EEI; *Ecological Status of Coralligenous Assemblages*, ESCA, ecc.).

I dati raccolti secondo la metodologia CARLIT, invece, possono essere utilizzati solo per l'applicazione dell'indice derivato.

Di seguito alcuni degli indici di riferimento utili alla valutazione di impatto sulle comunità bentoniche di fondo duro:

- Indice di diversità specifica di Shannon-Wiener (applicabile a tutti i popolamenti) (H' ; Shannon & Wiener, 1949);
- Indice CARLIT (macroalghe di frangia infralitorale) (Ballesteros et al., 2007; Mangialajo et al., 2007; Mangialajo et al., 2008; Gennaro e Rende, 2012);
- Indice EEI (Orfanidis et al., 2001, 2003, 2011; Panayotidis et al., 2004) (macroalghe di infralitorale);
- Indice BIRS (Orlando-Bonaca & Urbanic, 2012) (macrozoobenthos di frangia infralitorale);
- Indice I-ESCA (Piazzi et al., 2025a) (coralligeno infralitorale);
- Indice ESCA (Piazzi et al., 2017; Gennaro et al., 2020; Piazzi et al., 2025b) (coralligeno di parete);
- Indice COARSE (Gatti et al., 2012, 2015; Gennaro et al., 2020; Piazzi et al., 2025b) (coralligeno di parete);
- Indice ISLA (Montefalcone et al., 2017; Gennaro et al., 2020; Piazzi et al., 2025b) (coralligeno di parete);
- Indice NAMBER (Piazzi et al., 2023) (tegnùe);
- Indice MACS (Enrichetti et al., 2019) (coralligeno profondo).

Per il monitoraggio degli habitat di fondo duro mesofotici e profondi è prevista l'acquisizione di dati relativi alla distribuzione e condizione dell'habitat, mediante l'applicazione di protocolli di indagine standardizzati, basati sull'acquisizione di dati acustici (*multibeam*) e video (ROV). Il monitoraggio prevede anche la valutazione della distribuzione ed abbondanza dei rifiuti marini sul fondo. I parametri da rilevare sono: i) localizzazione ed estensione dell'habitat; ii) condizione dell'habitat mediante la valutazione della ricchezza specifica e, per le sole specie strutturanti epi-megazoobentoniche, la stima di ulteriori parametri, quali l'abbondanza specifica di ogni singola specie strutturante, lo stato di salute calcolato come percentuale di epibiosi e/o necrosi e intrappolamento (numero e specie di organismi affetti da entanglement), e la struttura dei popolamenti (morfometria delle specie strutturanti); iii) abbondanza e distribuzione dei rifiuti marini.

L'indice di riferimento utile alla valutazione di impatto sul coralligeno profondo è il MACS (Enrichetti et al., 2019) (coralligeno profondo).

Fonti di riferimento

- Acunto S., (2000) Tecniche di campionamento fotografico e studio della variabilità spazio-temporale in popolamenti coralligeni. PhD Thesis, University of Pisa.
- Acunto S., Balata D., Cinelli F., (2001) Spatial variability in the coralligenous assemblage and evaluations of the sampling method. *Biol. Mar. Medit.*, 8: 191-200.
- Anderson M.J., (2006) Distance-based test for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62: 245-253.
- Anderson M.J., Ellingsen K.E., Mc Cardle B.H., (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.*, 9: 683-693.
- Balata D., Piazzi L., Rindi F., (2011) Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection or responses to disturbance. *Mar. Biol.*, 158: 2459-2469.
- Ballesteros E., (1986) Metodos de analisis estructural en comunidades naturales, en particular del fitobentos. *Oecologia Aquatica*, 8: 117-131.
- Ballesteros E., Torras X., Pinedo S., Garcia M., Mangialajo M., De Torres M., (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, 55: 172- 180.
- Benedetti-Cecchi L., Airoldi L., Fraschetti S., Terlizzi A., (2003). Metodi sperimentali per la valutazione di influenze antropiche su popolamenti ed ambienti marino costieri. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. SIBM, Genova. pp. 485-508.
- Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Fraschetta S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G., (2003) I fondi

duri. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. SIBM, Genova. pp. 199-222.

- Boudouresque C.F., (1971) Méthodes d'étude qualitative et quantitative du Benthos (en particulier du Phytobenthos). *Thetys*, 3(1): 79-104.
- Boudouresque C.F., (1974) Aire minima et pouplements algaux marins. *Soc. Phycol. de France Bull.*, 19: 141-157.
- Boudouresque C.F., Belsher T., (1979) Le peuplement algal du port de Port-Vendres: recherches sur l'aire minimale qualitative. *Cah. Biol. Mar.*, 20: 259-269.
- Enrichetti F., Bo M., Morri C., Montefalcone M., Toma M., Bavestrello G., Tunesi L., Canese S., Giusti M., Salvati E., Bertolotto R.M., Bianchi C.N., (2019) Assessing the environmental status of temperate mesophotic reefs: a new, integrated methodological approach. *Ecol. Indic.*, 102: 218-229.
- Gambi M.C., Dappiano M. (Eds) (2003). *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. *Biol. Mar. Medit.*, 10 (Suppl.). SIBM, Genova. 638 pp.
- Gatti G., Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Morri C., Albertelli G., Bianchi C. N., (2012). Seafloor integrity down the harbor waterfront: the coralligenous shoals off Vado Ligure (NW Mediterranean). *Adv. Oceanogr. Limnol.*, 3: 51-67.
- Gatti G., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M., Santoretto S., (2015). Coralligenous reefs state along anthropized coasts: application and validation of the COARSE index, based on a rapid visual assessment (RVA) approach. *Ecol. Indic.*, 52: 567-576.
- Gennaro P., Piazzì L., Cecchi E., Montefalcone M., Bianchi C.N., Morri C., (2020). Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete. ISPRA, Manuali e Linee Guida n.191/2020.
- Gennaro P., Rende S.F., (2012) Integrazione al Quaderno metodologico ISPRA per il calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia CARLIT. Procedure di campionamento per la raccolta dati. ISPRA.
- La Mesa G., Paglialonga A., Tunesi L., (2019). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino. ISPRA, serie Manuali e Linee Guida, 190/2019.
- Mangialajo L., Ruggieri N., Asnaghi V., Chiantore M., Povero P., Cattaneo-Vietti R., (2007). Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Mar. Pollut. Bull.*, 55: 30-41.
- Mangialajo G., Sartoni F., Giovanardi L., (2008). Quaderno Metodologico sull'elemento biologico macroalghe e sul calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia CARLIT. ISPRA.
- Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Bavestrello G., Piazzì L., (2017). The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Mar. Poll. Bull.*, 117: 229-238.
- Montefalcone M., Tunesi L., Ourghi A., (2021). A review of classification system for marine benthic habitats and the new updated Barcelona Convention classification for the Mediterranean. *Mar. Environ. Res.*, 169:105387.
- Newton, R.S., Stefanon A., (1975). The "Tegnue de Ciosa" area: patch reefs in the northern Adriatic Sea. *Mar. Geol.*, 19(2): M27-M33.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Iugland K.I., (2011). Ecological Evaluation Index (EEI) application: a step forward for functional group, the formula and reference condition value. *Mediterr. Mar. Sci.*, 12/1:199-231.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N., (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Sci.*, 2: 45-65.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N., (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecol. Indic.*, 3: 27-33.
- Orlando-Bonaca M., Mavric B., Urbanic G., (2012). Development of a new index for the assessment of hydromorphological alterations of the Mediterranean rocky shore. *Ecol. Indic.*, 12: 26-36.

-
- Panayotidis P., Montesanto B., Orfanidis S., (2004). Use of lowbudget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *J. App. Phycol.*, 16 (1): 49-59.
 - Piazzì L., Cinti M.F., Gennaro P., (2025a). Infralittoral coralligenous reefs: a modified ESCA index for the ecological quality assessment. *Sci. Mar.* (in press.)
 - Piazzì L., Gennaro P., Azzola A., Cinti M.F., Montefalcone M., (2025b). Advancing STAR: a revised protocol for assessing the ecological status of coralligenous cliffs. *Mar. Pollut. Bull.*, 213:117684.
 - Piazzì L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M., (2017). Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Sci. Mar.*, 81: 283-290.
 - Piazzì L., Turicchia E., Rindi F., Falace A., Gennaro P., Abbiati M., Bandelj V., Calcinai B., Ciriaco S., Costantini F., Gianni F., Kaleb S., Puce S., Ponti M., (2023). NAMBER: A biotic index for assessing the ecological quality of mesophotic biogenic reefs in the northern Adriatic Sea. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 33/3: 298-311.
 - Shannon C.E., Weaver W., (1949). The mathematical theory of communication. Urbana IL: University of Illinois Press. 117 pp.
 - Spagnoli F., Dinelli E., Giordano P., Marcaccio M., Zaffagnini F., Frascari F., (2014). Sedimentological, biogeochemical and mineralogical facies of Northern and Central Western Adriatic Sea. *J. Mar. Syst.*, 139: 183-203.
 - SPA/RAC –UNEP/MAP., (2021). Ecological characterization of the coastal and marine habitats in Tyre, Lebanon. Auteurs: Bariche M., Sayar N., Limam A., Tunis (Tunisia): SPA/RAC, IMA-MPA Project. 68 p.

7.6.5.2.6 Habitat di fondo mobile

L'analisi della composizione e struttura dei popolamenti bentonici è di fondamentale importanza in ogni fase del Piano di Monitoraggio, al fine di caratterizzare le condizioni ambientali dell'area e valutare gli eventuali impatti ambientali.

L'indagine dell'assetto della comunità macrozoobentonica di fondo mobile è utile al fine di evidenziare eventuali alterazioni dovute alla movimentazione del sedimento causate dall'istallazione/esercizio dell'opera, che potrebbe avere l'effetto di perturbare in modo significativo l'habitat e quindi modificare la composizione specifica della comunità stessa.

Poiché la struttura dei popolamenti macrozoobentonici di fondo mobile è caratterizzata da una variabilità naturale legata principalmente alla granulometria del sedimento e alla stagionalità, è necessario applicare adeguate strategie di campionamento che permettano di discriminare tra tali fattori e segnali veri e propri di impatto.

Metodologia

Il prelievo dei campioni di sedimento per il monitoraggio del macrozoobenthos dovrà essere effettuato tramite benna, di tipo Van Veen, con 0.2 m² di superficie di presa. La bennata deve raccogliere un volume minimo pari almeno al 50% del volume totale della benna per i campionamenti in corrispondenza di fondali con sedimenti sabbiosi e pari almeno al 75% del volume totale della benna per i campionamenti in corrispondenza di fondali fangosi al fine di ottenere un campione significativo.

Per la metodica per il prelievo dei campioni e per i criteri di accettabilità degli stessi fare riferimento a Penna *et al.*, 2021. Altra bibliografia metodologica di riferimento: ISO/DIS 16665, 2003; D.M. 56/2009; AAVV, 2013; Gambi e Dappiano, 2003.

Unità di campionamento

I campionamenti devono essere condotti mediante opportuni disegni calibrati sull'intensità ed estensione spazio-temporale della sorgente di impatto, tenendo conto della variabilità naturale dei popolamenti indagati. Il piano di monitoraggio deve quindi prevedere un campionamento gerarchico da condurre secondo un disegno minimo BACI (*Before/After-Control/Impact*) nel sito d'impatto dell'opera e in due siti di controllo, ad opportuna distanza dal sito d'impatto ed aventi caratteristiche ecologiche simili a quest'ultimo. All'interno di ciascun sito di indagine verranno identificati gli habitat di fondo mobile presenti e, per ciascun habitat, si selezionerà una stazione di monitoraggio, o più stazioni qualora la variabilità dell'habitat, la tipologia dell'opera e il relativo impatto lo richiedano. Dovrà essere fatta una indagine granulometrica puntuale dei siti di monitoraggio per la descrizione degli habitat presenti sia nel sito d'impatto che nei siti di controllo. Nell'ambito del sito d'impatto le stazioni di monitoraggio devono essere posizionate in base alla tipologia dell'opera per la quale si sta svolgendo la valutazione e devono poter descrivere un gradiente completo di eventuale impatto, ovvero devono essere posizionate dal punto massimo di pressione (nei pressi dell'opera) fino alla zona di pressione minima o trascurabile, e comunque deve tenere conto dei risultati del SIA.

Le stazioni di monitoraggio devono essere in numero adeguato alla valutazione della struttura qualitativa del popolamento macrozoobentonico di fondi mobili. Un disegno radiale di campionamento dovrà essere scelto qualora l'opera sia puntuale (es. struttura offshore quali piattaforme petrolifere/rigassificatori). Nel caso di opere non puntuali, ovvero lineari, come ad esempio cavi e condotte, le stazioni dovranno essere posizionate lungo transetti ortogonali all'opera. Infine, per opere diverse dalle tipologie sopra riportate il disegno a griglia dovrà essere preferito (es. porti).

Frequenza della raccolta dati

Fase *Ante operam*: 2 volte con frequenza semestrale nei periodi primaverile (marzo-aprile) e autunnale (settembre - ottobre) al fine di evidenziare i cambiamenti stagionali del popolamento.

Fase corso d'opera: 1 volta al termine della realizzazione dell'opera; *post operam* con frequenza semestrale per almeno 3 o 5 anni in base alle dimensioni e alla tipologia dell'opera.

Le indagini relative alla Fase *post operam* sono comunque da estendersi fino al ripristino delle condizioni iniziali (da verificare in base ai risultati delle prime fasi del monitoraggio); nel caso di scarico in mare, almeno 1 volta l'anno per l'intero esercizio dell'opera.

Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

La struttura della comunità macrozoobentonica dovrà essere analizzata sia in termini di specie che di numero di individui, al fine di definire le caratteristiche biocenotiche dell'area oggetto di studio.

Dovranno essere calcolati i seguenti parametri strutturali ed indici ecologici: dominanza, abbondanza totale, ricchezza specifica totale, indice di ricchezza specifica di Margalef (d; Margalef, 1958), indice di diversità specifica di Shannon-Wiener (H' ; Shannon & Wiener, 1949), Equitabilità di Pielou (J; Pielou, 1974), indice di Diversità di Simpson (Simpson, 1949).

Fonti di riferimento

- AAVV., (2013). Methods for the study of marine benthos. A. Eleftheriou ed. Fourth edition, 502 pp.
- Bald J., Borja A., Muxika I., Franco J., Valencia V. (2005). Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Mar. Poll. Bull.*, 50 (12), 1508-1522.
- Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce M.J., Solaun O., (2004). Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Mar. Poll. Bull.*, 48: 209-218.
- Borja A., Franco J., Vérez V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40(12): 1100-1114.
- Borja A., Mader J., Muxika I., Rodríguez J.G., Bald J., (2008). Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Mar. Poll. Bull.*, 56: 1377-1379.
- Gambi M.C., Dappiano M., (2003). Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, 10 (suppl.): 109-144.
- ISO/DIS 16665, (2003). Water quality- Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macro fauna.
- Margalef R., (1958). Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, 3: 36-71.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Decreto 14 aprile 2009, n. 56. Regolamento recante "Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento 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 3, del Decreto legislativo medesimo. *Gazzetta Ufficiale S.O. n. 24, 30 maggio 2009.*
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Decreto 8 novembre 2010 n. 260. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, 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 3, del medesimo Decreto legislativo. *Gazzetta Ufficiale - S.O. n. 31, 7 febbraio 2011.*
- Muxika I., Borja A., Bald J., (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 16-29.
- Penna M., Nicoletti L., Tomassetti P., Mazziotti C., Lezzi M. et al. (2021). Applicabilità ed efficacia dei metodi di classificazione degli elementi di qualità biologica (EQB) utilizzati per la determinazione dello stato ecologico delle acque marino-costiere: il metodo M-Ambi per la valutazione ecologica dell'EQB Macroinvertebrati bentonici. Report SNPA n. 24; anno 2021. 31 pp.
- Pielou E.C., (1974). Population and community ecology, principles and methods. Gordon and Breach Sci. Pubbl., New York. 424 pp.
- Shannon C.E., Weaver W., (1949). The mathematical theory of communication. Urbana IL: University of Illinois Press. 117 pp.
- Simpson E.H., (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688.

Pinna nobilis

Il monitoraggio degli habitat di fondo mobile nell'ambito di un piano di monitoraggio ambientale per un'opera sottoposta a VIA si rileva di notevole importanza quando sono presenti popolazioni di *Pinna nobilis*.

Questa specie è presente in mare generalmente nelle zone di prateria di fanerogame, in particolare di *Posidonia oceanica*, ma è spesso associata ad altre praterie di fanerogame come *Cymodocea nodosa* o *Zostera marina*, fino a circa 60 m di profondità; non è raro trovarla anche all'interno degli ambienti di transizione (Russo, 2012).

Negli ultimi decenni, questa specie ha subito una diminuzione dell'areale di distribuzione e delle densità degli individui sebbene vengano descritte popolazioni di una certa consistenza per le coste italiane.

Metodologia di rilevamento

Il protocollo di indagine prevede attività di *pre-survey*, basate su percorsi casuali in immersione, volte a verificare la presenza della specie in siti ritenuti rappresentativi, posti preferibilmente all'interno di Aree Marine Protette (AMP) e/o di aree della Rete Natura 2000. L'acquisizione di dati quantitativi di abbondanza e composizione di taglia degli individui avviene mediante censimenti visivi da parte di operatori subacquei in immersione con autorespiratore.

Unità di campionamento

In ciascuna area di indagine individuata andranno allocati 3 siti di studio, corrispondenti a celle di 100m x 100m. All'interno delle celle scelte per il monitoraggio saranno eseguiti 3 transetti (repliche) della lunghezza di 100 m ciascuno. Su ognuno dei due lati di ciascun transetto andrà considerata una fascia di 3 m (100m x 6m, complessivamente 600 m²).

Frequenza della raccolta di dati

Annuale (tra maggio e ottobre), variando la posizione delle aree di indagine da un anno all'altro e tornando sulle stesse aree ad ogni ciclo di monitoraggio

Eventuali indici/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

All'interno di ciascun transetto saranno conteggiati tutti gli individui presenti al fine di determinare la densità della specie (numero di individui/m²). Per ciascun individuo saranno inoltre acquisiti dati su stato di salute, profondità di rinvenimento, tipo di substrato, biometrie. Infine, sarà segnalata la presenza di specifiche criticità e/o impatti da attività antropiche.

Fonti di riferimento

- Basso L., Vázquez-Luis M., García-March J. R., Deudero S., Alvarez E., Vicente N., Carlos M. D., Hendriks I. E. .2015 c. The Pen Shell, *Pinna nobilis*: A Review of Population Status and Recommended Research Priorities in the Mediterranean Sea. *Advances in Marine Biology*. Vol. 71. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2015.06.002>.
- Decreto 11/02/2015, allegato 2, 2.7 Determinazione degli indicatori associati ai traguardi ambientali e dei programmi di monitoraggio, predisposto ai sensi degli articoli 10, comma 1 e 11, comma 1, del decreto legislativo n. 190/2010. (15A01446) (GU Serie Generale n.50 del 02-03-2015). ALLEGATO II PROGRAMMI DI MONITORAGGIO - Modulo 11N-Specie bentoniche protette: *Pinna nobilis*.
- La Mesa G., Paglialonga A., Tunesi L. (ed.), 2019. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 190/2019.
- Montefalcone, M., Chiantore, M., Lanzone, A., Morri, C., Albertelli, G., Bianchi, C.N. (2008). BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Mar. Pollut. Bull.* 56 (9): 1637–1645.
- Panarese R., Tedesco P., Chimienti G., Latrofa M.S., Quaglio F., Passantino G., Buonavoglia C., Gustinelli A., Tursi A., Otranto, D. (2019). Haplosporidium pinnae associated with mass mortality in endangered *Pinna nobilis* (Linnaeus 1758) fan mussels. *Journal of invertebrate pathology*, 164, 32-37.
- Russo P. (2012) - Segnalazione di una grande colonia di *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) nella Laguna di Venezia. *Notiziario S.I.M.*, 30 (1): 31-34.

-
- Sureda, A., Natalotto, A., Alvarez, E., Deudero, S. (2013a). Increased antioxidant response and capability to produce ROS in hemocytes of *Pinna nobilis* L. exposed to anthropogenic activity. *Environ. Pollut.* 181: 321–324.
 - Trigos, S., García-March J.R., Vicente N., Tena J., Torres J. 2014. "Utilization of Muddy Detritus as Organic Matter Source by the Fan Mussel *Pinna nobilis*." *Mediterranean Marine Science* 15 (3): 667–74. <https://doi.org/10.12681/mms.836>.
 - Vicente N., Moreteau J.C., 1991. Statut de *Pinna nobilis* (Linneaus) en Mediterranee (mollusque eulamellibranche). In: Boudouresque, C.F., Avon M., Gravez V. (Eds.), *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée*. Gis Posidonie publ, Marseille, pp. 159–168.

7.7 Valori di riferimento

La normativa vigente non prevede valori di riferimento relativi allo stato e al grado di conservazione delle componenti Vegetazione, flora e fauna.

7.8 Scheda tecnica

BIODIVERSITA'						
Obiettivi specifici del MA	Ambito oggetto del PMA	Parametro descrittore	Localizzazione dei monitoraggi	Frequenza/durata dei monitoraggi	Metodologia di riferimento	Valore di riferimento
VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI SULLE COMUNITÀ VEGETALI	Analisi delle fitocenosi degli elementi floristici	Stato fitosanitario: -presenza patologie/parassitosi - tasso mortalità/infestazione specie chiave Stato delle popolazioni: -condizioni e trend di specie o fitocenosi selezionate -comparsa/aumento specie alloctone e sinantropiche Stato degli habitat: - frequenza specie esotiche e sinantropiche - conta specie <i>target</i> per classi di età - rapporto specie autoctone e alloctone - qualità/estensione habitat di interesse naturalistico	<i>Ante operam:</i> plot e transetti permanenti in area vasta e di sito Corso d'opera: plot e transetti permanenti in aree prossime al cantiere <i>Post operam:</i> plot e transetti permanenti in un'area buffer di possibile interferenza, individuata sulla base della tipologia di opera (lineare, puntuale, areale) Misure di mitigazione e compensazione: aree soggette ad intervento	La frequenza dei rilevamenti dovrà necessariamente basarsi sulla fenologia delle specie <i>target</i> e delle formazioni vegetali di cui fanno parte. In generale, si possono prevedere: <i>Ante operam:</i> l'analisi della componente prevede una ricognizione dettagliata delle aree di interesse durante la fase vegetativa Corso d'opera: sopralluoghi con cadenza annuale <i>Post operam:</i> sopralluoghi annuali per i primi tre anni	Per le specifiche metodologie di riferimento si rimanda a quanto riportato nel testo	Per la componente la normativa vigente non stabilisce valori limite

BIODIVERSITA'						
Obiettivi specifici del MA	Ambito oggetto del PMA	Parametro descrittore	Localizzazione dei monitoraggi	Frequenza/durata dei monitoraggi	Metodologia di riferimento	Valore di riferimento
VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI SULLE COMUNITÀ ANIMALI	Invertebrati Ciclostomi Pesci Anfibi Rettili Uccelli Mammiferi	<u>Stato degli individui:</u> - presenza patologie/parassitosi - comparsa/aumento specie alloctone - tasso mortalità/migrazione specie chiave <u>Stato delle popolazioni:</u> - abbandono siti alimentazione/riproduzione/rifugio - variazione consistenza popolazioni di specie target - cambiamenti nella struttura dei popolamenti	<i>Ante operam:</i> individuazione delle stazioni di campionamento, sulla base delle caratteristiche del territorio, della tipologia di opera e delle popolazioni da monitorare <i>Corso d'opera e Post operam:</i> individuazione area buffer sulla base delle risultanze del SIA, estesa fino ad una distanza tale da riscontrare l'assenza di impatti derivanti dall'opera	La frequenza dei monitoraggi è strettamente dipendente dal gruppo tassonomico e dalla fenologia delle specie	Per le specifiche metodologie di riferimento si rimanda a quanto riportato nel testo	Per la componente la normativa vigente non stabilisce valori limite

7.9 Approfondimento: Uccelli

7.9.1 Parametri descrittivi (indicatori)

Le variazioni a carico delle comunità ornitiche che dovessero verificarsi a seguito della cantierizzazione e del successivo esercizio e smantellamento di opere soggette a VIA, nonché dalla messa in atto di azioni correttive (misure di mitigazione e compensazione), possono derivare da impatti diretti sulle specie, o risultare come conseguenza di sottrazione, modifica o recupero di habitat.

In tutti i casi, il PMA dovrà in primo luogo cercare di rilevare gli effetti a livello di popolazione delle specie *target*. L'approccio per popolazione nella pratica prevede diverse metodologie di indagine che se ben programmate e pianificate, risultano in genere adeguatamente responsive. Anche dal punto di vista della sostenibilità economica, molti dei metodi di monitoraggio riguardanti l'avifauna sono affrontabili con un moderato impiego di risorse. Tuttavia, non deve essere del tutto accantonato l'utilizzo di descrittori capaci di captare i segnali di alterazione a livello di organismo, in special modo per le tipologie di opere che comportano ad esempio fenomeni di intossicazione, collisione, folgorazione, o in tutti quei casi in cui i segnali di alterazione emersi dai parametri di popolazione suggeriscano indagini più approfondite (fisiologiche, eco-tossicologiche, ecc.).

Nelle situazioni che vedono come fattore di pressione principale sull'avifauna la modifica spaziale o qualitativa degli habitat, gli effetti possono essere percepiti e misurati anche usando parametri che descrivono la struttura del popolamento ornitico nell'ecosistema osservato, o rilevando sensibili variazioni dell'importanza relativa di elementi faunistici problematici (specie esotiche, specie antropofile, ecc.) che interagiscono con la comunità ornitica, con particolare riguardo per le specie *target*.

Di seguito viene fornito un elenco commentato di descrittori utilizzabili nella maggior parte delle campagne di monitoraggio (in quanto caratterizzati da un'applicabilità ad ampio spettro), oltre ad alcuni parametri che trovano campo di impiego solo in contesti peculiari (riconducibili solo a certe tipologie di opere), dove per contro le misurazioni più comuni potrebbero risultare inidonee allo scopo o del tutto non applicabili.

Ogni PMA non dovrebbe comunque limitarsi ad includere in maniera acritica uno o più descrittori tra quelli proposti. Al contrario, spetta al proponente pianificare il monitoraggio adottando un insieme di parametri articolati e ben bilanciati, in modo da garantire un controllo efficace sugli effetti diretti e indiretti dell'intervento sulle specie *target*. Tale pianificazione dovrebbe tenere conto degli impatti sulle popolazioni, e laddove necessario, sui singoli individui appartenenti a specie in uno stato di conservazione sfavorevole, delle eventuali variazioni nella struttura del popolamento e della presenza di perturbazioni dovute a cambiamenti nel rapporto tra le specie *target* e quelle alloctone o problematiche, anche non ornitiche.

Descrittori di impatti diretti e indiretti sulle specie target

L'utilizzo di questi descrittori presuppone una preventiva identificazione e un'attenta selezione delle specie *target*.

Descrittori a livello di organismo

- Numero di incidenti (decessi o ferimenti)
 - causati da veicoli in movimento (strade, aeroporti, ferrovie, ecc.)
 - da impatto contro ostacoli fisici (cavi elettrici, pale eoliche, vetrate, ecc.)
 - da prelievo venatorio o bracconaggio
 - l'aumento della penetrabilità in zone naturali può comportare una maggiore accessibilità da parte di cacciatori e bracconieri
- Frequenza di patologie o alterazioni funzionali
- Frequenza di anomalie comportamentali
 - variazioni lati-longitudinali e di quota del volo
 - fenomeni di attrazione verso fonti luminose

Descrittori a livello di popolazione

- Consistenza della popolazione in uno o più periodi fenologici
- Numero di coppie impegnate nella riproduzione
- Successo riproduttivo e Produttività stagionali
- Il cambiamento delle condizioni ambientali che circondano una popolazione nidificante come, ad esempio, un nuovo livello o tipo di disturbo acustico, oppure una maggiore accessibilità da parte di predatori o specie opportuniste può, pur non influenzando direttamente l'insediamento delle coppie riproduttive, determinare una variazione significativa della produttività, con potenziali ripercussioni sulle dinamiche della popolazione.
- Sopravvivenza – Reclutamento – Rapporto classi di età
 - La riduzione del tasso di sopravvivenza può assumere carattere selettivo, ad esempio, colpendo maggiormente giovani e subadulti.
- Fenologia
 - La risposta delle specie (target) al disturbo diretto può riguardare l'utilizzo dell'area solo in relazione a determinati periodi (muta, svernamento, sosta in uno o entrambi i periodi di migrazione, corteggiamento, nidificazione).
- Percorso di migrazione (flyway)
 - Impianti o strutture di dimensioni considerevoli, o distribuite in un ampio territorio, oppure concentrate in corrispondenza di un percorso migratorio chiave per la specie, possono portare a variazioni del percorso di migrazione, con conseguenze difficilmente prevedibili sul lungo termine. Anche certe forme di inquinamento luminoso possono determinare anomalie nel comportamento dei migratori.
- Distribuzione spaziale (variazioni di utilizzo spaziale dell'area)
 - La diversificazione strutturale e l'introduzione di nuovi elementi di paesaggio (antropici e semi-naturali) possono influenzare la scelta dei siti di nidificazione, dei posatoi ("roost"), delle "arene" di corteggiamento, ecc.

Descrittori di impatti sulla struttura di popolamento

Nell'utilizzo di questi descrittori, la comunità ornitica viene considerata nel suo insieme, prendendo in esame ciascun ambito territoriale ecologicamente omogeneo o costituito da habitat strettamente interconnessi. Qualora necessario, è possibile affiancare a questa analisi complessiva indagini più dettagliate focalizzate su un gruppo di taxa costituito esclusivamente dalle specie *target*, mantenendo comunque come obiettivo finale la valutazione dell'intero popolamento.

Descrittori di comunità

- *Check list*
 - La sensibilità delle liste di specie ai cambiamenti nel popolamento è bassa nel breve periodo, ma l'economicità dei metodi utilizzati consente analisi a basso costo su scale temporali di lungo periodo (decenni), rispetto alle quali possono essere evidenziate alterazioni riguardanti soprattutto le specie meno comuni (ma non l'entità delle variazioni).
- Ricchezza specifica totale (S) e Ricchezza specifica di Margalef (d)
- Diversità di Shannon (H') e Indice di equiripartizione (J)
- Dominanza di Simpson (D)
 - In genere la diminuzione di ricchezza specifica è un segnale di impatto negativo, mentre un aumento di diversità viene di norma interpretato come conseguenza di interventi di conservazione di successo. Occorre però fare attenzione ad interpretare temporanei aumenti nei valori di questi parametri, dato che ciò può essere conseguenza di interventi che aumentano la disomogeneità

ambientale, ma non necessariamente la qualità dell'habitat. Infatti, si possono avere incrementi di diversità ornitica che celano alterazioni radicali nella composizione della comunità. Per questo motivo, gli indici di biodiversità devono essere affiancati sempre da indici più fini che misurano il grado di variazione della struttura del popolamento.

- Frequenza di specie di interesse conservazionistico/rare/minacciate
 - Questi indici sono idonei a seguire l'esito di azioni di compensazione che generano nuovi habitat di importanza avifaunistica oppure creano presupposti a favore di una o più specie dichiarate importanti per l'area interessata (perché realmente o potenzialmente presenti). Questi descrittori non dovrebbero comunque mancare in un PMA che si orienta su alcune specie di notevole interesse conservazionistico che frequentano l'area e che si ritiene possano essere condizionate in negativo dal progetto.
- Presenza e importanza relativa di specie antropofile
 - La presenza di infrastrutture e attività antropiche può portare all'ingresso o all'incremento all'interno del popolamento di alcune specie antropofile che, anziché segnalare un impatto positivo sulla comunità (come potrebbero suggerire valori relativamente più alti di diversità biologica), in realtà indicano un deterioramento del grado di naturalità. Nel PMA possono essere previsti descrittori appositamente definiti per tali specie, oppure queste ultime possono rientrare nelle formule per il calcolo dei parametri di diversità con valori inversamente correlati alla loro consistenza numerica o tasso di incremento. Questa considerazione vale anche per le specie ornitiche alloctone e problematiche (v. gruppo di descrittori seguente).
- Presenza e importanza relativa di specie predatrici
 - Modificazioni apportate sulle popolazioni di specie-preda locali possono essere percepite osservando le variazioni numeriche riguardanti i rapaci (Falconiformi e Strigiformi) o altri uccelli predatori (es. svassi, cormorani, ardeidi, ecc.).

Descrittori delle interazioni fra avifauna ed elementi faunistici problematici e/o alloctoni

Riguardo all'uso di questi descrittori, per "avifauna" viene intesa la comunità ornitica composta dalle specie autoctone, mentre riguardo agli elementi faunistici alloctoni si fa riferimento sia a specie di uccelli esotici, sia a predatori e animali opportunisti associati alla presenza umana.

Descrittori

- tasso di predazione delle nidiate
 - Questo descrittore, affiancato dagli altri parametri di questo gruppo e agli indici di produttività e di successo riproduttivo, è utile per quantificare importanti effetti su specie *target* (in particolare quelle molto fedeli al sito riproduttivo), la cui perdita delle nidiate costituisce, nel tempo, una delle minacce critiche alla loro conservazione.
- numero di specie ornitiche alloctone
- numero complessivo di specie faunistiche alloctone o domestiche non controllate
 - Oltre che per individuare il rischio di un possibile inquinamento genetico delle specie indigene, l'aumento degli uccelli alloctoni deve essere monitorato anche in relazione agli eventuali problemi sanitari indotti e a variazioni della struttura del popolamento locale. Il descrittore allargato a tutte le specie faunistiche alloctone include specie di predatori opportunisti (es. ratto, gatto domestico, ecc.) o problematiche (es. nutria) e può coinvolgere quindi altri gruppi faunistici.
- abbondanza relativa di specie ornitiche problematiche non alloctone (es. gabbiano reale, corvidi, ecc.)
 - Valgono le considerazioni espresse per le specie antropofile discusse all'interno del gruppo di descrittori precedente.

7.9.2 Frequenza/durata monitoraggi

Nel progetto di monitoraggio, i parametri temporali da considerare sono essenzialmente due, la durata e la frequenza. Tuttavia, l'intrinseca complessità legata alla dimensione temporale del monitoraggio dell'avifauna rende impossibile definire parametri di durata e frequenza universalmente validi, imponendo un approccio caso-specifico.

La durata complessiva del monitoraggio può essere suddivisa nei tre periodi che caratterizzano le fasi di avanzamento dell'opera:

- *ante operam*, l'obiettivo è stabilire i parametri di stato e i valori di riferimento/obiettivo per le fasi di monitoraggio successive. Durata minima: un anno solare;
- *in corso d'opera*, la durata è in relazione al tipo di opera, e in linea generale dovrebbe consentire di seguire tutta la fase di realizzazione e impianto, monitorando periodi fenologici interi;
- *post operam*, la durata deve consentire di arrivare a definire l'assenza di impatti a medio/lungo termine seguendo il principio della precauzione (minimo 3 anni, con prolungamenti in caso di risultati non rassicuranti), oppure fino al ripristino delle condizioni iniziali o al conseguimento degli obiettivi di compensazione previsti.

Al fine di agevolare gli aspetti pratici legati alla programmazione delle attività, si può suddividere il monitoraggio di ciascun periodo in sottoperiodi fenologici:

- 1) svernamento (metà novembre – metà febbraio)
- 2) migrazione pre-riproduttiva (febbraio – maggio)
- 3) riproduzione (marzo – agosto)
- 4) migrazione post-riproduttiva/post-giovanile (agosto – novembre).

Le durate dei sottoperiodi qui riportati sono puramente indicative, volutamente ampie nell'ottica di includere intere comunità, dato che le fenologie variano notevolmente a seconda delle specie. Nella realtà non si tratta di periodi distinti, ma possono sovrapporsi con elevata frequenza quando si prendono in esame gruppi di specie, ma spesso anche occupandosi di una sola specie. È consigliabile, quando possibile, un approccio per popolazione di specie, piuttosto che per specie.

I periodi di svernamento e riproduzione coincidono con le fasi in cui gli uccelli tendono a effettuare spostamenti circoscritti all'interno di un'area delimitata.

Il monitoraggio degli uccelli svernanti, qualora finalizzato al censimento di gruppi specifici di specie, riducendo al minimo il rischio di includere individui in migrazione, può essere concentrato tra la seconda metà di dicembre e la prima metà di gennaio. Un intervallo temporale più esteso (da metà novembre a metà febbraio) può invece essere adottato qualora si intenda includere anche le fasi di popolamento e abbandono dell'area di svernamento.

Il periodo riproduttivo, indicativamente, si estende dalla fine dell'inverno/inizio primavera fino all'estate avanzata.

Per le migrazioni, la variabilità fenologica tra specie è molto più elevata e si rimanda alle pubblicazioni ISPRA specifiche sull'argomento. Il principio generale è quello di programmare le durate in modo che il periodo di indagine contenga sia l'inizio che la fine del fenomeno fenologico delle specie *target*, basandosi su quanto pubblicato da ISPRA o, in mancanza, sulla letteratura scientifica di settore.

Frequenza: si tratta dell'aspetto temporale più problematico da programmare. Le frequenze ottimali dal punto di vista avifaunistico non tengono conto di fattori di limitazione della fattibilità di origine esterna (economicità, accessibilità, ecc.), tuttavia costituiscono i parametri temporali che il redattore del PMA deve tendere a soddisfare. La frequenza varia in base agli obiettivi, sia in termini di periodo fenologico indagato, sia se si tratti di monitoraggio di gruppi di specie o di singole specie *target*. Le frequenze teoriche ottimali sono a) ogni 10 giorni (decade) nei periodi di riproduzione e svernamento; b) giornaliera nei periodi di migrazione. Per i monitoraggi della migrazione di gruppi di specie, nel caso sussistano le condizioni di operare con cadenza giornaliera, si può valutare di ridurre le frequenze ad un episodio di indagine per pentade o, in condizioni limite, per decade. I monitoraggi in periodo riproduttivo, poiché mirano ad ottenere indici e descrittori più complessi

rispetto al periodo invernale, richiedono, oltre che una durata comprendente tutto il periodo riproduttivo (dall'occupazione dei siti di nidificazione all'involto), anche una frequenza calibrata con la biologia riproduttiva della specie studiata. Una soluzione alternativa, per certe specie dalle fenologie migratorie ben note, può essere quella di programmare un certo numero di periodi campione a cadenza giornaliera all'interno del più ampio periodo di migrazione. Per questo tipo di scelte è fondamentale il parere esperto.

7.9.3 Metodologie di riferimento/tecniche di misura

I metodi di rilevamento possono essere distinti in due principali categorie: quelli maggiormente adatti per specie che tendono a distribuirsi uniformemente nel territorio e quelli per specie che al contrario tendono a formare gruppi più o meno compatti. Occorre tuttavia considerare che la dispersione di una stessa specie nel territorio può variare in dipendenza del periodo fenologico. La parte finale di questo paragrafo è dedicata all'individuazione delle specie *target*.

Metodi per specie distribuite

Lista di specie

Metodo che si limita ad ottenere una check-list e l'indice di ricchezza specifica semplice. In una data area geografica vengono rilevate le specie presenti. La standardizzazione del metodo consiste principalmente in:

- equivalente esperienza dei rilevatori in aree e in tempi diversi
- identica durata temporale dei rilevamenti
- superficie coperta per il conteggio

Con un adeguato numero di repliche, si può ottenere una percezione qualitativa delle specie più abbondanti, in quanto esse tendono ad essere presenti in più liste relative allo stesso habitat, mentre quelle rare tendono ad apparire occasionalmente. Il metodo tende a sovrastimare le specie vocali e vistose, mentre tende a sottostimare le specie che tendono a formare gruppi isolati.

Lista di specie con tempo di primo rilevamento

Costituisce una variante del metodo precedente, e tiene conto del tempo necessario al rilevatore per ottenere il primo contatto di ciascuna specie. Sulla base dell'assunzione che occorra meno tempo relativo per contattare le specie comuni rispetto a quelle rare, il punteggio attribuito ad ogni specie costituisce una misura indiretta di abbondanza. Pertanto, oltre alle check-list, il metodo consente di ottenere, seppure con elevata approssimazione, alcuni indici di diversità, informazioni sulla struttura del popolamento, sull'abbondanza relativa di specie o gruppi di specie *target*, e sull'ingressione di specie antropofile, problematiche o alloctone. A fronte dei vantaggi legati all'economicità, analogamente al metodo delle liste di specie, anche questo non consente di rilevare in modo adeguato le variazioni a carico delle specie comuni.

Mappaggio

Questo metodo, uno dei più raffinati per il monitoraggio di specie nidificanti e territoriali (es. Anseriformi, Galliformi, rapaci, Passeriformi), mira a determinare quanti territori di ogni specie sono presenti in una data area campione. Per ottenere dati statisticamente trattabili, il metodo richiede uno sforzo piuttosto cospicuo, ma ha il vantaggio di rilevare direttamente le densità e, di conseguenza, sia le alterazioni di tipo quantitativo, sia quelle di tipo spaziale nella popolazione. Applicato su tempi medio-lunghi in habitat stabili mostra elevata sensibilità verso forme di disturbo habitat-indipendenti. Il metodo è poco adatto per specie coloniali o semicoloniali, nonché per specie territoriali che necessitano di territori molto ampi rispetto all'area di studio. Quando è possibile utilizzarle, tecniche quali la radiotelemetria, i trasmettitori satellitari GPS, l'inanellamento ed altre tecniche di marcaggio, consentono di aumentare ulteriormente la qualità delle informazioni ottenute. Per l'interpretazione dei dati è comunque necessario l'intervento di ecologi esperti in ornitologia in quanto i risultati sono tipicamente specie-specifici.

Punti di ascolto e Transetti lineari di ascolto

Entrambi i metodi si riferiscono al rilevamento quali-quantitativo lungo determinati percorsi all'interno dell'area oggetto di monitoraggio (sia grazie all'emissione vocale che a vista). Si differenziano per il fatto che, mentre nei

transetti lineari il rilevamento avviene continuamente lungo certi tratti del percorso, nel caso dei punti di ascolto esso avviene in determinate stazioni puntuali per un certo periodo di tempo. Si tratta dei metodi più largamente utilizzati nei monitoraggi avifaunistici di specie distribuite nel territorio. L'approccio può riguardare tutte le specie contattate oppure un gruppo di specie secondo le esigenze del monitoraggio. Per superare il limite intrinseco dei due metodi di rilevare alcune specie con caratteristiche eto-ecologiche particolari, essi possono proficuamente essere integrati, a seconda delle specie *target* previste dal PMA, con sessioni di cattura e inanellamento e di rilevamento mediante l'uso del playback. La registrazione di informazioni riguardanti la distanza dall'osservatore (o dal percorso) di ogni individuo contattato, può consentire di stimare il parametro di densità per ciascuna specie (es. *distance sampling*). È consigliabile la ripetizione dei punti o dei transetti nell'arco della stessa stagione riproduttiva (2-4 repliche). La variante dei transetti è più indicata per habitat ampi ed aperti (radi arbusteti e praterie, brughiere) o laddove anziché l'ascolto, diviene predominante il conteggio a vista (tratti di mare o grandi zone umide – anche sorvolati con mezzi aerei), mentre per habitat caratterizzati da densa vegetazione arbustiva o forestale l'individuazione di un adeguato numero di punti di ascolto è più opportuna. Le condizioni meteorologiche e l'orario di rilevamento possono costituire importanti fattori di variabilità dei risultati e vanno tenuti in debito conto.

Metodi per specie che tendono a raggrupparsi

Conteggi in colonia riproduttiva

Metodo impiegato solitamente per il conteggio degli uccelli marini e degli uccelli acquatici con abitudini riproduttive coloniali. Le tecniche da utilizzare variano a seconda che la colonia si trovi in falesie o su alberi, in tane o cunicoli, oppure vicino al terreno. Per ognuna di queste situazioni è consigliabile riferirsi alla letteratura scientifica e tecnica di riferimento, che può essere, a seconda dei casi, specie-specifica, per gruppi di specie, o per tipologia di habitat. In certi contesti può essere necessario attivare, all'interno di piani di monitoraggio alle colonie mediante conteggi, anche campagne di inanellamento con marcature leggibili a distanza, soprattutto per le specie che hanno stagioni riproduttive molto prolungate o che generalmente hanno elevati tassi di insuccesso. Quando nel territorio oggetto di indagine sono presenti colonie riproduttive, questo metodo deve essere senz'altro incluso, dato che la particolare ecologia delle specie coloniali consente in molti casi stime piuttosto precise della popolazione con un impiego di risorse in genere contenuto (fanno eccezione alcune specie di uccelli pelagici). Tra l'altro, la risposta delle colonie di uccelli acquatici e marine alle sollecitazioni negative, in termini di occupazione spaziale e temporale dei nidi, è spesso facilmente tangibile. Va tenuto presente che il monitoraggio stesso, se troppo invadente, può essere causa di reazioni da parte della colonia; pertanto, deve essere condotto in maniera estremamente oculata, richiedendo, in qualsiasi circostanza, l'impiego di personale di elevata esperienza. Il risultato dei conteggi di colonie numerose si presta intrinsecamente ad un'imprecisione asimmetrica, con maggiore tendenza alla sottostima.

Conteggi di gruppi in alimentazione, in volo, al dormitorio

I gruppi di specie che si prestano a questo tipo di monitoraggio sono generalmente gli ardeidi e i cormorani, i Caradriformi (molte specie di limicoli e di gabbiani), gli Anseriformi e gli svassi, alcuni Rallidi (folaga e gru), alcuni rapaci (ad esempio i generi *Milvus* e *Circus*) e alcuni Passeriformi (es. corvidi). Il gregarismo è presente o più accentuato nei periodi di migrazione e durante lo svernamento, ma esistono specie che creano raggruppamenti anche durante la stagione riproduttiva, talvolta formati da individui giovani oppure dello stesso sesso. I conteggi possono essere effettuati direttamente nel sito di raggruppamento (es. *roost* non molto numerosi in ambienti aperti, oppure stormi in alimentazione in zone umide), oppure in punti ad elevata visibilità al fine di contare gli individui che si muovono da e verso il dormitorio. Raggruppamenti considerevoli di specie di piccole dimensioni (es. rondine, storno, ecc.) possono rientrare in questa tipologia di conteggi, ma tendono a risultare sottostimati.

Altri metodi

Cattura-marcaggio-ricattura

Per rilevare una serie di specie che sfuggono all'osservazione per il loro comportamento elusivo, o al fine di raccogliere dati individuali di un campione di uccelli (composto secondo gli obiettivi del PMA), si può rendere necessario effettuare delle campagne di cattura e inanellamento. Il primo livello informativo che si ottiene può servire al completamento delle check-list costruite con altri metodi di indagine, e all'ottenimento di dati di diversità e abbondanza relativa riguardo al popolamento. Il marcaggio offre anche la possibilità di acquisire una

serie di informazioni demografiche delle specie *target*, quali successo riproduttivo e produttività annuale, tassi di sopravvivenza e reclutamento, rapporto tra classi di età, ecc. Per ricattura va inteso sia il trappolaggio di un animale già catturato e marcato con il medesimo metodo, oppure la lettura delle marcature leggibili a distanza applicate al momento della prima cattura. Quando il metodo è utilizzato in un monitoraggio pluriennale, al fine di garantire un'elevata confrontabilità dei dati nel tempo, è fortemente raccomandata la standardizzazione degli sforzi di cattura e ricattura. Ciò riguarda sia la quantità e la tipologia dei materiali impiegati (es. reti, trappole, sistemi di marcatura), sia le risorse umane coinvolte, in termini di frequenza e durata delle attività. I piani di monitoraggio che includono l'inanellamento basato sullo sforzo costante (posizionamento invariabile degli impianti, frequenza e modalità operative conformi ad un protocollo ben definito) sono i più indicati per indagare gli andamenti demografici di specie difficili da contattare o quantificare con altri metodi, e quindi per registrare variazioni dovute agli impatti e ai cambiamenti antropogenici. Tra gli aspetti da considerare vi sono la necessità di impiegare adeguate risorse umane e materiali e una certa sensibilità del metodo all'evoluzione naturale degli habitat.

Conteggi di migratori

Metodo utilizzato tipicamente per gli uccelli rapaci e i veleggiatori in genere, nonché per alcune specie di Passeriformi. È applicabile quando nel territorio interessato dal monitoraggio sono presenti importanti rotte di migrazione o "colli di bottiglia", dovute in genere a geomorfologie tali da indurre gli uccelli a restringere il fronte di migrazione in passaggi relativamente stretti. Ciò determina la concentrazione momentanea in certi contesti di significative quote della popolazione (valichi montani, tratti di mare tra due terre, vie d'acqua, ecc.). Può essere opportuno inserire nel PMA questa metodologia anche quando si prevedano potenziali impatti a carico principalmente dell'avifauna migratrice in transito (danni diretti o modifiche comportamentali). Il conteggio diurno effettuato a vista si presta per tutti i Falconiformi e altri gruppi di uccelli di medio-grandi dimensioni. Più complesso è il conteggio dei numerosi gruppi di uccelli che viaggiano nelle ore notturne con la conseguenza di risultare maggiormente sensibili alle fonti luminose e più esposti al possibile impatto contro ostacoli fisici fissi o in movimento.

L'uso della vista (potenziata con strumenti ottici) viene applicato nel cosiddetto "*Moon-watching*", metodo poco oneroso, ma con alcune limitazioni importanti, come la capacità di restituire dati solo sull'intensità della migrazione, e la praticabilità solo in condizioni di cielo sereno e luna piena.

L'uso di microfoni molto sensibili associati a software appositamente studiati può consentire di effettuare conteggi distinti per specie, con il limite di poter rilevare solo gli uccelli che transitano entro i 1000 m di altezza in aree non interessate da inquinamento acustico, e la forte assunzione, ad oggi non verificata, che una proporzione costante di ogni specie emetta il richiamo in volo.

L'uso del radar in ornitologia è di crescente attualità in particolare per le problematiche connesse con le possibili interferenze alla migrazione provocate dagli impianti eolici industriali. Si tratta di una tecnologia con grandi potenzialità per lo studio delle rotte e dei tempi della migrazione. L'attuale fase di esplorazione e validazione del metodo, in particolare riguardo ai radar a raggio mobile (es. navali) e a raggio fisso, sta portando ad una sempre maggiore precisione e capacità di discernimento delle specie o gruppi di specie ornitiche intercettate. Al momento l'uso dei radar meteorologici trova applicazione come strumento di misura del flusso di migrazione su scala geografica almeno regionale.

Risposta al playback

Alcuni uccelli sono estremamente difficili da vedere o sentire, ma sono inclini a rispondere al canto o verso di richiamo della propria specie. Efficace metodo per rilevare uccelli notturni e crepuscolari, ma anche specie molto elusive e di habitat con densa vegetazione erbacea o arborea, o ancora specie che nidificano in profonde cavità (es. Procellariiformi). Può essere considerata anche una tecnica di supporto per altre metodologie come il mappaggio dei territori e i punti o transetti d'ascolto. Si presta ad integrare informazioni relative a un numero limitato di specie *target*. I dati raccolti mediante il playback devono subire un'attenta valutazione ed interpretazione a seconda che l'obiettivo sia la presenza/assenza di certe specie in un'area, oppure, in maniera più elaborata, si stia cercando di definire indici di popolazione, nel qual caso sono necessari l'uso altamente standardizzato del *playback* e la conoscenza dei tassi medi di risposta. Nel caso in cui i richiami acustici abbiano la funzione di aumentare temporaneamente la probabilità di cattura di specie *target*, è altamente

raccomandabile non impiegarli nell'ambito di monitoraggi standardizzati basati sull'inanellamento a sforzo costante o altri progetti esistenti, al fine di non vanificare la piena confrontabilità dei dati di tali progetti.

Raccolta di campioni biologici

Una campagna di monitoraggio tesa a valutare variazioni nei parametri di popolazione o misurare la portata di impatti diretti osservabili, normalmente non prevede il prelievo e l'analisi di campioni biologici (borre, escrementi, sangue, penne, contenuti stomacali, ecc.). Può essere previsto l'esame autoptico in quei casi in cui è importante determinare con certezza la causa di morte degli individui raccolti. Tuttavia, studi approfonditi nei campi epidemiologici, endocrinologici ed ecotossicologici, dovrebbero essere affrontati qualora si ravvisino segnali problematici in una o più popolazioni monitorate con i metodi visti in precedenza, o vi siano chiare indicazioni che tra gli impatti previsti vi siano forme di inquinamento ambientali di tipo chimico o radiochimico. Esiste una vasta letteratura scientifica di riferimento relativa ai vari settori di ricerca, a seconda del fenomeno da indagare (patologie, parassitosi, inquinanti inorganici, inquinanti organici, ecc.).

Specie target

Una prima considerazione deve riguardare le specie globalmente minacciate. Il database aggiornato e cartografato è disponibile nel sito ufficiale dell'IUCN.

L'Europa classifica le specie minacciate a livello europeo entro categorie "SPEC". Il materiale è organizzato e divulgato da BirdLife International.

La principale lista di specie a cui fare riferimento in qualsiasi PMA riguarda gli uccelli elencati nell'Allegato 1 della Direttiva 147/09/CE, per i quali è chiesto a tutti i Paesi dell'Unione Europea l'applicazione "di misure speciali di conservazione per quanto riguarda l'habitat, per garantire la sopravvivenza e la riproduzione di dette specie nella loro area di distribuzione". L'Allegato 1 della Direttiva è orientato alle misure di conservazione e alla gestione della Rete Natura 2000, ma le specie in esso elencate costituiscono un riferimento di base anche nelle aree di indagine inserite nel PMA che non rientrano nella designazione SIC/ZPS.

L'Italia aderisce, dal 2006, all'AEWA (*African-Eurasian Waterbird Agreement*). Nell'ambito di tale Accordo internazionale è richiesta al nostro Paese, in maniera coordinata con gli altri Paesi firmatari, l'applicazione di misure finalizzate a mantenere le specie di uccelli acquatici migratori in uno stato di conservazione favorevole o a ripristinare tale stato, utilizzando il principio di precauzione. La lista delle popolazioni è riportata in Tabella 1 (colonne A e B) nell'Allegato 3 dell'Accordo (attualmente è in vigore la versione aggiornata al 2022). La lista AEWA include anche alcune specie che pur facendo parte di gruppi tassonomici prevalentemente caratterizzati da uccelli acquatici, sono per lo più legati ad ambienti terrestri (es. Re di quaglie *Crex crex*).

Nell'ambito della Convenzione di Barcellona per la protezione dell'ambiente marino e della regione costiera del Mediterraneo (in forze dal 1976 ed emendata nel 1995), il Protocollo relativo alle aree particolarmente protette e alla diversità biologica (MedSPA) provvede alla protezione delle specie minacciate di estinzione e della conservazione degli habitat. I PMA che prevedono indagini anche in ambiente marino e costiero devono perciò prendere in considerazione la lista di specie di uccelli riportate nell'Allegato II del Protocollo.

Tra i firmatari del MoU (*Memorandum of Understanding*)-CMS "*Birds of prey*" c'è l'Unione Europea, oltre ad alcuni importanti partner quali BirdLife International e l'Associazione Internazionale per la Falconeria e la Conservazione degli uccelli da preda. Lo scopo MoU-CMS "*Birds of prey*" è di promuovere a livello internazionale azioni coordinate per ottenere e mantenere uno stato di conservazione favorevole dei rapaci nella macroregione Afro-Eurasiatica, e di invertire, quando e dove opportuno il loro declino. Le specie accolte dal MoU sono elencate in Tabella 1 (categorie 1 e 2). Il più recente aggiornamento è del 2023.

Un ulteriore set di specie da tenere in considerazione per il monitoraggio degli impatti riguarda quelle indicate da BirdLife International, in quanto oggetto di preoccupazione da parte dell'UE relativamente al loro stato di conservazione in Europa (categorie SPEC). Il più recente aggiornamento è del 2023.

Le liste di specie incluse degli elenchi indicati finora sono state concepite considerando un livello di tutela a scala sovranazionale. Ad esclusione della Direttiva "Uccelli", negli altri casi l'orientamento è finalizzato alla tutela di specie legate a determinati ecosistemi o con caratteristiche ecologiche comuni. Tenuto conto di questo, un'indagine adeguatamente approfondita durante la fase *ante operam* (con il supporto eventuale delle informazioni contenute negli atlanti ornitologici locali), dovrebbe aver consentito di costruire un'eshaustiva check-list relativa all'area, con la relativa attribuzione della fenologia a scala locale. Ai fini della predisposizione

del PMA, tale check-list dovrà essere incrociata con la Lista Rossa Italiana degli uccelli nidificanti di più recente edizione (Gustin et al., 2021). E' opportuno che vengano incluse attività di monitoraggio nelle varie macro-fasi (AO, CO, PO), per tutte le specie risultate presenti nell'area e che risultano classificate:

- CR – In pericolo critico
- EN – In pericolo
- VU – Vulnerabile
- NT – Quasi minacciato

È consigliabile inserire nel PMA anche le specie individuate nel SIA e presenti nella Lista Rossa con classificazione DD (Dati insufficienti).

In merito all'eventuale necessità di valutare le variazioni di presenza di specie ornitiche esotiche nei siti interessati dal PMA, si può fare riferimento alla "Banca dati italiana degli uccelli alloctoni", che registra tutte le segnalazioni effettuate sul territorio nazionale, e riporta quelle storiche. Realizzata dall'ISPRA (ex-INFS) in collaborazione con il MATTM, tra gli obiettivi riporta quello di consentire l'interpretazione immediata di eventuali nuove segnalazioni.

Riferimenti per la definizione delle specie target:

- Specie minacciate a livello globale: IUCN (<https://www.iucn.it/classe-aves.php>)
- Specie di interesse comunitario: Allegato 1 Direttiva 2009/147/CE;
- Specie minacciate a livello europeo: BirdLife International (<https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/05/BirdLife-European-Red-List-of-Birds-2021.pdf.pdf>);
- Specie minacciate a livello nazionale: Lista Rossa Italiana (ultimo aggiornamento disponibile)
- Specie acquatiche migratrici: AEWA (<https://www.unep-aewa.org/en/species>)
- Specie marine minacciate: MedSPA (http://www.minambiente.it/export/sites/default/archivio/allegati/biodiversita/protocollo_ASP.pdf);
- Uccelli rapaci: "Raptors" MoU-CMS (<http://www.cms.int/species/raptors/>);
- Banca dati italiana degli uccelli alloctoni (<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/biodiversita/lispra-e-la-biodiversita/attivita-e-progetti/>)
- Specie minacciate a livello nazionale: Lista Rossa italiana (<http://ciso-coi.it/wp-content/uploads/2012/10/redlist-2011.pdf>);
- Specie di interesse regionale: siti regionali che hanno definito tali liste.

Di seguito si elencano alcune fonti bibliografiche utili per la pianificazione del monitoraggio

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S., 2000. Bird census techniques. 2° edizione, Academic Press, London.
- Bildstein, K. L., & Bird, D. M. (Eds.), 2007. Raptor research and management techniques. Hancock House.
- Bildstein, K. L., Smith, J. P., & Y., Reuven., 2007. Migration counts and monitoring. Raptor Research and Management Techniques. Edited by DM Bird and KL Bildstein. Hancock House Publishers, Washington, DC, USA, 101-115.
- Blondel J., Ferry C. & Frochot B., 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". Alauda 38: 55-71.
- Blondel J., Ferry C. & Frochot B., 1981. Point counts with unlimited distance. In C.J. Ralph e J.M. Scott (curatori). Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6: 414-420.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L., 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford university press.
- CMS, 2024. CMS International Light Pollution Guidelines for Migratory Species. 144 pages.

- Doser, J. W., Finley, A. O., Weed, A. S., & Zipkin, E. F., 2021. Integrating automated acoustic vocalization data and point count surveys for estimation of bird abundance. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(6): 1040-1049.
- Engel, M. S., Young, R. J., Davies, W. J., Waddington, D., & Wood, M. D., 2024. A Systematic Review of Anthropogenic Noise Impact on Avian Species. *Current Pollution Reports*, 10(4): 684-709.
- Estellés-Domingo, I., & López-López, P., 2024. Effects of wind farms on raptors: a systematic review of the current knowledge and the potential solutions to mitigate negative impacts. *Animal Conservation*.
- European Commission, 2020. The Wildlife Sensitivity Mapping Manual: Practical guidance for renewable energy planning in the European Union
- European Commission: Directorate-General for Environment, Managing Natura 2000 sites – The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC, Publications Office, 2019
- Fuller, M. R., & Mosher, J. A., 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in avian biology*, 6(2357): 264.
- Gibbons, D.W. et Gregory, R.D., 2005. Birds. In: Sutherland W.J. [ed.]: *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, 2nd edition.
- Greenwood, J.J.D. 2005. Basic techniques. In: Sutherland W.J. [ed.]: *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, 2nd edition.
- Helldin J.O. 2019. Predicted impacts of transport infrastructure and traffic on bird conservation in Swedish Special Protection Areas. *Nature Conservation* 36: 1-16. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.36.31826>
- Marques, A. T., Batalha, H., & Bernardino, J. 2021. Bird displacement by wind turbines: assessing current knowledge and recommendations for future studies. *Birds*, 2(4), 460-475.
- Morant, J., Naves-Alegre, L., García, H. M., Tena, E., Sánchez-Navarro, S., Nogueras, J., ... & Pérez-García, J. M., 2025. Mapping bird and bat assemblage vulnerability for predicting wind energy impact. *Journal of Environmental Management*, 380, 124961.
- Prinsen, H.A.M., Smallie, J.J., Boere, G.C. & Pires, N. (Compilers), 2012. Guidelines on how to avoid or mitigate impact of electricity power grids on migratory birds in the african-urasian region. AEWa Conservation Guidelines No. 14, CMS Technical Series No. 29, AEWa Technical Series No. 50, CMS Raptors MOU Technical Series No. 3, Bonn, Germany
- Sander, M. M., & Tietze, D. T., 2022. Impacts of traffic infrastructure on urban bird communities: a review. *Sustainability*, 14(24), 16805.
- Schaub, T., Klaassen, R. H., De Zutter, C., Albert, P., Bedotti, O., Bourrioux, J. L., ... & Millon, A. (2024). Effects of wind turbine dimensions on the collision risk of raptors: A simulation approach based on flight height distributions. *Science of the Total Environment*, 954, 176551.
- Shannon, G., McKenna, M. F., Angeloni, L. M., Crooks, K. R., Fristrup, K. M., Brown, E., ... & Wittemyer, G. (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, 91(4), 982-1005.
- Spina F. & Volponi S. (2008) - *Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1. non-Passeriformi*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia CSR-Roma. 800 pp.
- Spina F. & Volponi S. (2008) - *Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 2. Passeriformi*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma. 632 pp.
- Spina, F., Baillie, S.R., Bairlein, F., Fiedler, W. and Thorup, K. (Eds) 2022. *The Eurasian African Bird Migration Atlas*. <https://migrationatlas.org>. EURING/CMS.

-
- Waliczky, Z., Fishpool, L., Butchart, S., Thomas, D., Heath, M., Hazin, C., Donald, P., Kowalska, A., Dias, M. P. and Allinson, T. S. M. (2019). Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): Their impact on conservation policy, advocacy and action. Bird Conservation International, 29, 199-215.

BODVA

7.10 Approfondimento: Specie aliene bentoniche

7.10.1 Metodologia, localizzazione dei siti di indagine e delle stazioni di monitoraggio

Il monitoraggio di specie aliene bentoniche presenti nelle comunità di fanerogame marine e scogliere (naturali o artificiali) viene generalmente condotto da Operatori Subacquei (OS), secondo metodologie standardizzate habitat-specifiche sviluppate per le praterie di *Posidonia oceanica* e gli habitat di fondo duro presenti fino a 40 m di profondità. Queste prevedono il prelievo di campioni per le analisi di laboratorio e, nel caso del coralligeno, anche l'acquisizione di immagini video-fotografiche per il censimento visivo di specie invasive riconoscibili dalle immagini.

Il prelievo dei campioni *in situ* riguarda i fasci di *P. oceanica* e i popolamenti di fondo duro infralitorale e coralligeno raccolti tramite grattaggio di piccole superfici standard di fondale. Per i fondi duri, le informazioni ottenute dai grattaggi vengono integrate con quelle provenienti dai transetti video e da campioni fotografici riferiti ad una superficie standard nota, definita sulla base della variabilità dell'habitat considerato.

Il monitoraggio delle specie aliene di fondo mobile viene invece generalmente condotto tramite benna Vaan Ven per la raccolta di campioni destinati alle analisi di laboratorio, secondo la metodologia standardizzata per questo tipo di habitat (Cinar & Bakir 2014). Laddove non sia possibile l'impiego della benna, questa può essere sostituita da carotatori a mano impiegati da OS.

I siti di indagine devono essere identificati in base alla tipologia dell'opera e i campionamenti devono essere condotti mediante opportuni disegni calibrati sull'intensità ed estensione spazio-temporale della sorgente di impatto, tenendo conto della variabilità naturale degli habitat indagati. A tal fine, è necessario effettuare un campionamento gerarchico da condurre secondo un disegno minimo BACI (paragrafo 7.6.5.2.) in 1 sito di Impatto (porto, condotta etc.) e 2 siti di Controllo, posizionati a distanza simile (in genere 1km) su entrambi i lati del sito di impatto, o comunque in direzioni diverse.

All'interno di ciascun sito di indagine verranno identificati gli habitat *target* di monitoraggio ivi presenti (*P. oceanica*, fondo duro e/o fondo mobile) e, per ciascun habitat, si selezionerà una stazione di monitoraggio, o più stazioni qualora la variabilità dell'habitat, la tipologia dell'opera e il relativo impatto lo richiedano. Per ciascuna stazione selezionata, verranno individuate randomicamente più aree di campionamento, a seconda della variabilità dell'habitat considerato (almeno 2 per i fondi duri dell'infralitorale e i fondi mobili, 3 per le praterie di *P. oceanica* e coralligeno), distanti qualche decina di metri l'una dall'altra. In caso di opere "lineari" (condotte etc.), e in condizioni idonee di estensione e distribuzione degli habitat indagati, le aree di campionamento saranno distribuite su entrambi i lati dell'opera impattante. Ciascuna area di campionamento è rappresentata da una porzione di fondale marino (prateria, fondo duro e/o mobile) all'interno della quale si effettua un numero di repliche dell'unità di campionamento congruo con il tipo di habitat indagato e con il metodo utilizzato (distruttivo o fotografico): almeno 3 per la raccolta fasci ed i grattaggi, 10 per i campioni fotografici sul coralligeno, almeno 2 per le bennate su fondo mobile. Per il coralligeno è inoltre necessario effettuare un transetto video in ciascuna area di campionamento.

Se presenza ed estensione degli habitat lo consentissero, sarebbe opportuno valutare anche il gradiente di impatto dal punto di massima pressione (nei pressi dell'opera) fino alla zona di pressione minima o trascurabile, considerando uno o più siti intermedi (a seconda dell'estensione spaziale del gradiente) in direzioni diverse rispetto all'opera.

Il disegno di campionamento è habitat-specifico e viene proposto per le praterie di *P. oceanica*, i fondi duri dell'infralitorale e formazioni coralligene entro 40m di profondità (Piazzi *et al.*, 2015, 2023, 2024) e i fondi mobili; pertanto, esso va applicato alle diverse profondità in ciascuno degli habitat potenzialmente interessati dall'impatto.

7.10.2 Unità di campionamento

Sia nel metodo distruttivo che in quello fotografico, l'unità di campionamento (replica) per l'analisi del popolamento bentonico è una superficie nota di prelievo/osservazione delimitata da un frame e definita come "area minima" nella quale è osservabile non meno del 90% della totalità delle specie listate. L'area minima di osservazione è espressa in cm², ed è variabile a seconda del metodo e habitat considerato. Per il monitoraggio

dei fondi duri tramite grattaggio, ciascuna replica è costituita da un quadrato 20×20cm (400 cm²) per gli habitat di infralitorale e coralligeno (Bianchi *et al.*, 2003; Piazzini *et al.*, 2015; Piazzini *et al.*, 2024) e da una superficie di 0,1 m² sui substrati artificiali (SNPA 2024); per il campionamento fotografico la superficie minima di riferimento è delimitata da un frame di 50×40cm (0,2 m²) e 21×28 (0,588 m²) nel coralligeno (Piazzini *et al.*, 2024) e tegrùe (Piazzini *et al.*, 2023), rispettivamente. Per gli habitat di fondo mobile, la superficie minima è definita dalla superficie di campionamento di una benna (0,1m²), quindi ogni singola bennata costituisce una replica. Per le praterie di *Posidonia oceanica* l'unità di campionamento è rappresentata da 5 rizomi ortotropi alti almeno 10cm (Piazzini *et al.*, 2024). I transetti video previsti nel monitoraggio del coralligeno sono stati standardizzati in strisciate di 25m circa che coprono un fondale di 1m (25m²) (Piazzini *et al.*, 2024).

7.10.3 Eventuali indici/parametri/indicatori derivati o collegati alla raccolta dati

Qualunque sia il metodo utilizzato (distruttivo e/o fotografico), l'indagine ecologica sui popolamenti bentonici che caratterizzano le praterie di *P. oceanica*, i fondi duri fino a 40 m di profondità e i fondi mobili, prevede l'analisi di parametri descrittivi qualitativi (presenza-assenza di specie native e specie aliene occasionali, insediate e invasive) e quantitativi, quali l'abbondanza, espressa come n. di individui per specie animali o come % totale di copertura della superficie campionata (CT) e ricoprimento delle specie osservate su superficie standard campionata (Ri) per le specie macroalgali (Piazzini *et al.*, 2015, 2024). Nei casi in cui la presenza di specie aliene altamente invasive produce molteplici stratificazioni, tali da superare il 100% della superficie campionata, è necessario valutare anche la biomassa della specie aliena per superficie campionata, eventualmente riferita al metro quadro.

La raccolta dei dati quantitativi fornisce tutte le informazioni necessarie a valutare lo stato di salute dei popolamenti indagati in relazione ad un eventuale introduzione e/o incremento dei livelli di invasione delle specie aliene indotti dalle opere antropiche oggetto di valutazione. Tali informazioni possono infatti essere utilizzate per calcolare il rapporto di qualità ecologica (EQR') dell'indice ALEX per la classificazione dello stato ecologico dei popolamenti nativi soggetti ad invasione biologica in diversi habitat *target* di monitoraggio (Cinar & Bakir, 2014; Piazzini *et al.*, 2015, 2024).

7.10.4 Frequenza della raccolta dati

Per una corretta valutazione dell'impatto di specie aliene sugli habitat *target* di monitoraggio, è fondamentale raccogliere i dati nelle fasi *ante* e *post operam*, secondo il disegno di campionamento appropriato. Il monitoraggio in fase di cantiere risulta invece importante qualora i lavori superino l'arco temporale di un anno; pertanto, esso andrà stabilito caso per caso, in base alla tipologia di impatto e alla durata del cantiere.

In linea generale, per gli habitat di fondo duro e fondo mobile il campionamento andrà condotto due volte l'anno nei mesi primaverili-estivi (aprile-giugno) e in quelli autunnali (settembre-novembre), mentre per le praterie di *P. oceanica* una volta l'anno nel periodo autunnale.

Il monitoraggio dovrà essere effettuato sempre nello stesso periodo per tutte le fasi previste (*ante*, *post* ed eventualmente *durante*). La durata del monitoraggio *post operam* dipende dalla tipologia di opera e dal presunto impatto; in ogni caso, non deve essere inferiore ai 3 anni e deve comunque estendersi fino al ripristino delle condizioni iniziali (da verificare in base ai risultati delle prime fasi del monitoraggio). Le indagini in fase *post operam* saranno condotte con cadenza annuale per i primi 5 anni e poi con cadenza triennale nell'area interessata dall'opera. Successivamente, in base ai risultati acquisiti nel corso del monitoraggio, la frequenza e il numero di aree (stazioni) potranno subire modifiche apportando riduzioni o integrazioni a seconda dei casi, mantenendo comunque il disegno minimo di base.

Fonti di riferimento

- Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Frascetta S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G., (2003) I fondi duri. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. SIBM, Genova. pp. 199-222.
- Cinar M.E., Bakir K., (2012). ALien Biotic IndEX (ALEX) – A new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. Mer. Pollut. Bull., 87: 171-179

-
- Piazzì L., Castriota L., Livi S., De Biasi A.M., Pacciardi L., Pertusati M., Pretti C., Gennaro P., (2024) Standardization of the ALEX index for the ecological quality assessment under European Framework Directives in Mediterranean sensitive habitat affected by biological invasions. *Aquatic conservation Marine and Freshwater ecosystems*, *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 34: e4093.
 - Piazzì L., Gennaro P., Ceccherelli G., (2015) Suitability of the ALien Biotic IndEX (ALEX) for assessing invasion of macroalgae across different Mediterranean habitats. *Mar. Pollut. Bull.*, 97 (1-2): 234-240.
 - Piazzì L., Turicchia E., Rindi F., Falace A., Gennaro P., Abbiati M., Bandelj V., Calcinai B., Ciricaco S., Costantini F., Gianni F., Kaleb S., Puce S., Ponti M., (2023) NAMBER: A biotic index for assessing the ecological quality of mesophotic biogenic reefs in the northern Adriatic Sea. *Aquatic conservation Marine and Freshwater ecosystems*. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 33: 298-311.
 - SNPA, 2024. Schede metodologiche utilizzate nei programmi di monitoraggio del secondo ciclo della Direttiva Strategia Marina (D.M. 2 febbraio 2021), Pubblicazioni tecniche SNPA,
 - Zenetos A., Cinar M.E., Pancucci-Papadopoulou M.A., Harmelin J.G., Furnari G., Andaloro F., Bellou N., Streftaris N., Zibrowius H., (2005) Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterr. Mar. Sci.*, 6: 63-118.