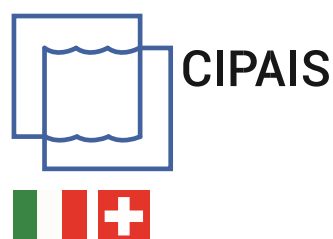


Commissione internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere



**PROGRAMMA 2019-2021**

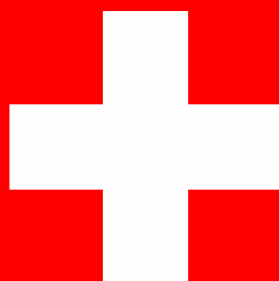
**RAPPORTO ANNUALE 2021**

**VALUTAZIONE DEL SUCCESSO DI RIVITALIZZAZIONE  
ECOLOGICA DELLE RIVE LACUSTRI**

*a cura di*

Istituto microbiologia  
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

Mendrisio, 2022





I dati riportati nel presente volume possono essere utilizzati purché se ne citi la fonte come segue:

Istituto microbiologia (IM-SUPSI). 2022. Valutazione del successo di rivitalizzazione ecologica delle rive lacustri. *Programma triennale 2019-2021*. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 87 pp.

**Parole chiavi:**

Rive lacustri, monitoraggio delle rive lacustri, controllo dell'efficacia, criteri di valutazione

**Autori**

Sabrina Lötscher

collaboratrice scientifica, IM-SUPSI

Dr. Andreas Bruder

ricercatore senior, IM-SUPSI

**Commissionato da**

Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (CIP AIS)

Via Principe Amedeo, 17

IT-10123 Torino (Italia)

Tel: + 39 011 432 16 12

Tel: +41 91 814 29 71

[www.cipais.org](http://www.cipais.org)

**A cura di**

Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

Dipartimento Ambiente Costruzione e Design

Istituto Microbiologia

Campus Mendrisio

Via Flora Ruchat-Roncati 15

CH – 6850 Mendrisio

[www.supsi.ch/im](http://www.supsi.ch/im)

---

## Sintesi

Sebbene la rivitalizzazione idromorfologica delle rive lacustri sia una pratica comune in molte regioni del mondo, il monitoraggio e la valutazione del loro successo vengono effettuati raramente. I progetti di rivitalizzazione che non prevedono una valutazione del loro successo rischiano di non raggiungere gli obiettivi predefiniti e impediscono miglioramenti iterativi delle rive lacustri rivitalizzate. Inoltre, il monitoraggio e la valutazione dei progetti di rivitalizzazione forniscono dati fondamentali per l'apprendimento e permettono così di migliorare i progetti di rivitalizzazione futuri. Di conseguenza, mentre le misure di rivitalizzazione sono ampiamente discusse, non esistono quasi pubblicazioni o linee guida sulla valutazione e il monitoraggio dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri. Considerando questa lacuna di conoscenze, la Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIP AIS) ha commissionato all'Istituto di Microbiologia un progetto di ricerca bibliografica, il quale ha come scopo l'analisi dei metodi esistenti per valutare e monitorare gli effetti delle misure di rivitalizzazione delle rive lacustri. Questo progetto si basa sulla letteratura scientifica e grigia (qualora disponibile). Dato la loro abbondanza e similarità, molti articoli e rapporti si basano su progetti di rivitalizzazione fluviale e gli attuali sviluppi concettuali per la valutazione e il monitoraggio in Svizzera ed altre regioni con condizioni simili.

In primo luogo, vengono illustrate le singole fasi della pianificazione di una valutazione di monitoraggio dell'impatto, compresi i fattori da considerare nella scelta degli indicatori. Questa parte è seguita da alcuni capitoli sui singoli gruppi di indicatori, che hanno lo scopo di fornire una panoramica sul perché gli indicatori abiotici e biotici discussi sono importanti per gli ecosistemi lacustri e quali sono i metodi disponibili per monitorarli. Inoltre, saranno brevemente riassunte le esperienze acquisite con questi indicatori, ove possibile con un'attenzione particolare al Lago Ceresio. La discussione intende anche evidenziare le sfide che persistono, per migliorare i concetti di valutazione e monitoraggio dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri.

---

## Abstract

Although hydromorphological restoration of lakeshores is common practice in many regions worldwide, monitoring and evaluation of their success is rarely carried out. Restoration projects that lack success evaluation are at risk of not meeting the targets set out before initiation of the project and impede iterative improvements to the restored lakeshores. Moreover, lack of monitoring and evaluation of restoration projects is a missed opportunity to learn for restoration projects at other sites. Consequently, while the literature describing restoration measures is rich, there are hardly any publications or guidelines on evaluation and monitoring of lakeshore restoration projects. Considering this knowledge gap, the International Commission for the Protection of the Italian-Swiss Waters (CIPAIS) commissioned the Institute of Microbiology with a literature-based research project to analyse existing procedures and methods to evaluate and monitor the effects of lakeshore restoration measures. This project analysed the scientific and grey literature (where available). Because of the similarity with river restoration projects and the current conceptual developments to evaluate and monitor these in Switzerland and similar regions, the respective guidelines and experiences were analysed and included in depth.

First, the individual steps of planning an impact monitoring assessment are explained including the factors that need to be considered when choosing the indicators. This part is followed by chapters on the individual indicator groups, which are intended to provide an overview of why the abiotic and biotic indicators discussed are important for lake ecosystems and which methods are available to monitor them. In addition, experiences that have been made with these indicators will be briefly summarized – where possible with a special focus on Lake Ceresio. The discussion is also intended to highlight the challenges that remain in the future, to improve concepts for evaluation and monitoring of lakeshore restoration projects.

---

## Indice

1	Introduzione.....	5
2	Pianificazione del progetto .....	8
2.1	Pianificazione della rivitalizzazione .....	11
2.2	Scelta degli indicatori.....	13
3	Gruppi di indicatori .....	14
3.1	Diversità dell'habitat .....	15
3.2	Dinamica.....	17
3.3	Connettività.....	19
3.4	Processi ecosistemici.....	20
3.5	Macrofite .....	22
3.6	Canneti .....	24
3.7	Macroinvertebrati.....	26
3.8	Fauna ittica.....	28
3.9	Vegetazione ripariale lacustre (terrestre).....	31
3.10	Avifauna.....	32
4	Discussione.....	34
4.1	La scelta dell'indicatore idoneo .....	34
4.2	Valutazione del progetto .....	35
4.3	Scarsità di risorse per la valutazione e il monitoraggio del successo della rivitalizzazione.....	35
4.4	Scambio di informazioni.....	36
4.5	Conclusioni .....	37
4.6	Prospettive.....	38
5	Bibliografia .....	39
6	Ringraziamenti.....	52
7	Appendici.....	53
7.1	Esperienze per l'interpretazione dei diversi gruppi di indicatori e consigli di gestione sulla base della letteratura citata .....	53
7.2	Misure di rivitalizzazione .....	80

## 1 Introduzione

La maggior parte delle rive lacustri in Europa Centrale, e non solo, sono gravemente o addirittura irreversibilmente danneggiate dalle attività antropiche (Strayer & Findlay, 2010). In queste zone di transizione tra ambienti acquatici e terrestri avvengono numerosi processi che sono essenziali per il funzionamento degli ecosistemi (Vadeboncoeur et al., 2011; Wetzel, 2001). La distruzione dell'habitat naturale è una delle più grandi minacce per gli ecosistemi delle rive lacustri oltre all'eutrofizzazione, l'acidificazione e l'avvento di specie invasive (Solimini et al., 2006; Søndergaard & Jeppesen, 2007).

Negli ultimi decenni, la maggior parte dei progetti di rivitalizzazione lacustre si sono concentrati sul ripristino dello stato trofico naturale dei laghi (ridurre l'eutrofizzazione), a beneficio anche degli ecosistemi ripariali. Tuttavia, recentemente è stata adottata una visione più olistica, sui processi e le strutture essenziali che sono alla base di un ecosistema ripariale funzionante. In particolare, il litorale, in altre parole la zona acquatica di una riva lacustre, ha un immenso valore ecologico (Strayer & Findlay, 2010). La sua vegetazione naturale non solo assorbe nutrienti, ma allo stesso tempo filtra sostanze inquinanti nell'ambiente circostante impedendone, o almeno riducendone, l'entrata nel lago. Inoltre, la vegetazione delle rive lacustri contrasta l'erosione stabilizzando il substrato con le sue radici ed in generale, fornisce un ecosistema importante per la fauna acquatica (Bernabei et al., 2010). Le riqualificazioni ecologiche puntuali possono migliorare significativamente le condizioni per alcuni gruppi di organismi a livello locale (Geist & Hawkins, 2016), soprattutto se diversi metodi sono implementati contemporaneamente (Lorenz et al., 2015). Per esempio, la riqualificazione ecomorfologica delle rive in combinazione con la riduzione degli apporti di nutrienti e la riduzione della pressione antropica.

La Direttiva Quadro sulle Acque (EU-DQA; European Commission, 2000) obbliga gli stati membri dell'Unione Europea (UE) a valutare lo stato ecologico dei suoi bacini idrici utilizzando elementi di qualità biologica (fitoplancton, macrofite, fitobentos, macroinvertebrati bentonici e pesci) ed elementi di qualità fisico-chimici e idromorfologici. Mentre l'idromorfologia è valutata mediante l'attribuzione di un punteggio alle caratteristiche e alle strutture del litorale, gli elementi biologici e fisico-chimici non sono legati ad una singola zona lacustre e i metodi di valutazione variano tra i diversi Stati ed ecoregioni (Birk et al., 2012). Anche se la Svizzera non è un membro dell'UE, una stretta collaborazione con i paesi vicini è nel suo interesse, specialmente perché la maggior parte dei grandi laghi sono di importanza internazionale e sono condivisi con i paesi limitrofi. Per questo motivo, sono state fondate diverse commissioni internazionali per questi laghi, tra cui la Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS), la Commissione Internazionale per la Protezione del Lago di Costanza (IGKB), e la Commissione internazionale per la protezione delle acque del Lemano (CIPEL). Queste commissioni sostengono lo sviluppo e il coordinamento delle pratiche e strategie per la protezione e la conservazione degli ecosistemi di questi laghi. In Svizzera, le condizioni quadro per la conservazione e rivitalizzazione delle rive lacustri sono chiaramente formulate nella legge sulla protezione delle acque e sono ampiamente in linea con gli obiettivi della DQA. La rivitalizzazione delle rive lacustri è diventata solo recentemente obbligatoria per i cantoni Svizzeri, e la confederazione Svizzera richiede ai



cantoni di presentare un piano strategico definitivo per la rivitalizzazione delle rive lacustri entro la fine del 2022 (BAFU, 2018).

Ciononostante, diversi progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri sono già stati realizzati in passato in Europa ed altrove, spesso con l'obiettivo di ripristinare una condizione prossima allo stato naturale applicando misure di rivitalizzazione classiche. Nella maggior parte dei casi, tuttavia, non è chiaro quanto siano state efficaci tali misure e quali benefici a lungo termine abbiano portato all'ecosistema e alla società sotto forma di servizi ecosistemici, questo perché non è stato effettuato la valutazione e monitoraggio dell'efficacia di tali misure di rivitalizzazione. A posteriori è difficile ricostruire i processi ecologici che sono stati modificati grazie all'intervento di riqualificazione ecologica (Verdonschot et al., 2013) e perciò si perdono dati importanti per la valutazione di un progetto di rivitalizzazione. Il fatto che il controllo dell'efficacia degli interventi di rivitalizzazione delle rive lacustri spesso non sia preso in considerazione come componente del progetto stesso è probabilmente dovuto al fatto che né l'Unione Europea né la Svizzera fornisce chiare linee guida sulla loro gestione e attuazione. Di conseguenza, le risorse finanziarie sono state spesso investite nella realizzazione dei progetti di rivitalizzazione e raramente nel controllo dell'efficacia di essi. Questo ha portato a un sottofinanziamento delle valutazioni del loro successo, nonostante tali dati sono fondamentali, non solo per trattare numerose lacune persistenti nel campo, ma anche per migliorare la pratica nell'attuazione delle misure di rivitalizzazione. Solo grazie alla valutazione del successo è possibile valutare l'efficienza e l'efficacia delle misure di rivitalizzazione e la proporzione tra l'onere e il beneficio ecologico.

Nei progetti in cui un controllo dell'efficacia della rivitalizzazione è stato svolto, spesso solo un numero limitato di indicatori è stato valutato impedendo così la comprensione del sistema ecologico nella sua intera complessità (Dale & Beyeler, 2001). Per di più, solitamente i dati raccolti non sono rappresentativi e le analisi sono unilaterali, legate al progetto specifico, impedendo così di trarre conclusioni scientificamente rilevanti (Falk et al., 2006). Per esempio, l'attuazione simultanea di varie misure spesso non permette di fare chiari collegamenti tra causa ed effetto. È proprio questo tipo di conoscenza sull'efficacia e l'efficienza delle singole misure a essere urgentemente necessaria (Palmer et al., 2005). Inoltre, i laghi sono grandi ecosistemi altamente dinamici in cui spesso si verificano cambiamenti imprevedibili (Carpenter & Lathrop, 1999). Tali processi e l'influenza di molteplici fattori di stress rimangono una grande sfida quando si effettua la valutazione del successo di un progetto di rivitalizzazione delle rive lacustri.

Il motivo per cui non sia stata ancora pubblicata una linea guida per la valutazione del successo dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri è probabilmente dovuto a due fattori: al numero ridotto di studi in questo campo e alla mancanza di conoscenze scientifiche. Tuttavia, un simile documento sarebbe di grande aiuto per la pianificazione e l'attuazione delle misure di rivitalizzazione e del controllo dell'efficacia. Tale documento supporterebbe pratiche di monitoraggio coerenti che forniscono dati comparabili tra progetti distinti. Come nella linea guida Svizzera per il controllo dell'efficacia delle rivitalizzazioni dei corsi d'acqua, un documento simile per le rive lacustri dovrebbe includere una panoramica dei singoli indicatori e dei metodi di monitoraggio. Solo in questo modo la valutazione del successo può essere effettuata in modo coerente.

La CIP AIS è impegnata da molti anni nella rivitalizzazione e nella protezione delle acque italo-svizzere tra cui il Lago Maggiore e il Lago Ceresio. Oltre al monitoraggio dello stato chimico dei laghi e agli sforzi per ridurre gli apporti di nutrienti, sono stati eseguiti vari studi per valutare e migliorare lo stato ecologico dei laghi. Questi includono dei rilievi delle macrofite, dei macroinvertebrati (Paltrinieri & Jann, 2012), dell'ecomorfologia della riva e dei canneti (CIP AIS, 2012). Il presente rapporto è stato commissionato dalla CIP AIS con lo scopo di fornire un documento di supporto per la rivitalizzazione delle rive lacustri e il controllo della sua efficacia. Più precisamente, mira a fornire una panoramica dei diversi indicatori e metodi di indagine per il controllo dell'efficacia delle rivitalizzazioni nelle zone lacustri. Esso si basa su un'analisi della letteratura scientifica attuale, la letteratura grigia e le informazioni ottenute da esperti dei rispettivi campi. Poiché esiste già una letteratura aggiornata sulle diverse misure per l'attuazione di un progetto di rivitalizzazione (Iseli, La Poutré, et al., 2020; Kollmann et al., 2019; Ostendorp, 2009), esse non sono state l'oggetto principale del nostro lavoro. Nonostante ciò, una visione generale delle misure di rivitalizzazione attuali e una descrizione della bibliografia disponibile può essere trovata nell'appendice.

Questo rapporto riassumerà principalmente come la valutazione del successo della rivitalizzazione delle rive lacustri potrebbe essere pianificata e strutturata. Secondariamente, verrà fornita una panoramica dei gruppi di indicatori rilevanti e degli indici utili per valutare il successo della rivitalizzazione delle rive lacustri. Infine, ci sarà una breve parte dedicata allo stato attuale del Lago Ceresio e a delle potenziali misure di rivitalizzazione. Dato che questo rapporto si basa sulle pubblicazioni internazionali degli ultimi anni, i risultati sono quindi applicabili non solo in Svizzera o in Italia, ma in tutte le regioni caratterizzate da laghi e biomi simili. Il rapporto si concentra principalmente sugli aspetti ecologici e non approfondisce questioni politiche e sociali, nonostante esse sono egualmente essenziali per il successo di un progetto di rivitalizzazione.

## 2 Pianificazione del progetto

Un progetto può avere successo solo se fin dall'inizio sono coinvolti i diversi attori in gioco, già nella definizione degli obiettivi della rivitalizzazione e la pianificazione di essa. In questo modo, qualora sorgessero dei disaccordi in una fase iniziale del progetto, le soluzioni e i compromessi possono essere trovati rapidamente e possono contribuire a migliorare il progetto. Poiché i laghi sono ecosistemi complessi e spesso fondamentali per la società perché forniscono servizi ecosistemici, è essenziale coinvolgere diversi esperti (limnologi, ecologi, ingegneri, ecc.). Con un tale approccio i punti deboli concettuali possono essere riconosciuti ed eliminati prima della fase di attuazione. Inoltre, decidere se eseguire e in che modo la valutazione del successo ed il monitoraggio del progetto di rivitalizzazione, dev'essere stabilito prima di attuare qualsiasi misura di rivitalizzazione. Questa decisione influenza la scelta degli indicatori per descrivere lo stato attuale di un sito (prima della rivitalizzazione), dati che poi saranno essenziali per la valutazione del successo della rivitalizzazione.

Nell'opuscolo "Rivitalizzazione delle rive lacustri – linee guida" (Iseli, La Poutre et al., 2020), la struttura della pianificazione di una rivitalizzazione di una riva lacustre è ben illustrata (Figura 1). Nonostante ciò, le procedure per la valutazione del successo non sono trattate in dettaglio. Nella valutazione del successo, gli indicatori ambientali biotici e/o abiotici sono monitorati continuamente o regolarmente per identificare gli impatti negativi e, se possibile, quantificarli (Figura 2; Schaefer, 2012). I dati ottenuti forniscono informazioni sull'evoluzione di un ecosistema in un periodo di tempo definito. Tali dati dovrebbero essere la base su cui le rivitalizzazioni vengono pianificate, attuate e adattate (Luthard, 2005). La valutazione del successo è spesso effettuata come parte di un controllo dei risultati. In una prima fase, si controlla se tutte le misure pianificate siano state realizzate (controllo dell'attuazione) e in una seconda fase se gli obiettivi previsti siano stati raggiunti (controllo dell'efficacia) (Woolsey et al., 2005). Lindenmayer & Likens (2010) hanno formulato otto punti da tener conto durante la valutazione del successo della rivitalizzazione, i quali dovrebbero essere seguiti lungo tutto il processo di pianificazione (Figura 3).

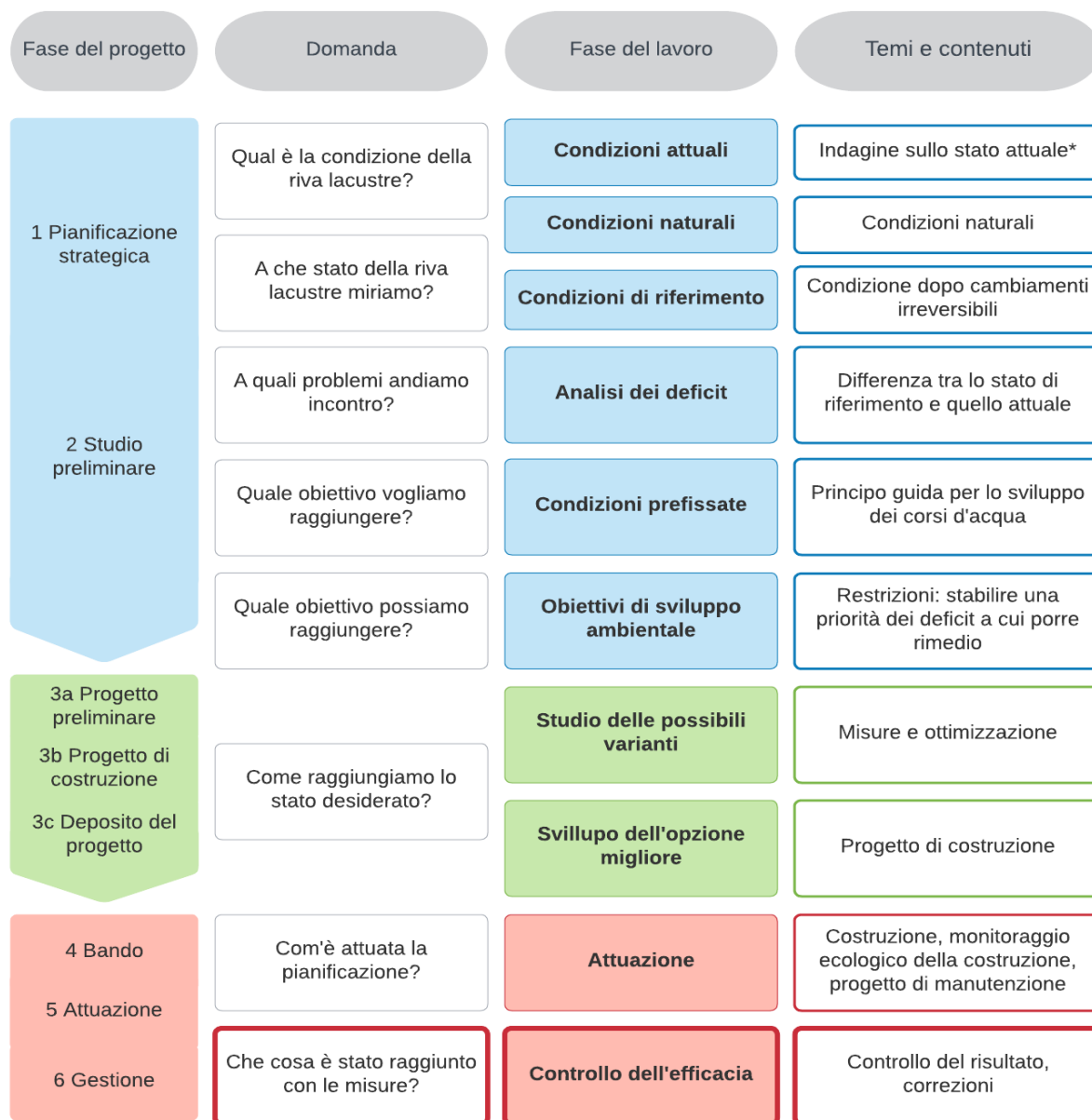


Figura 1: Procedura sistematica per la rivitalizzazione delle rive lacustri (modificata da Iseli et al., 2020).

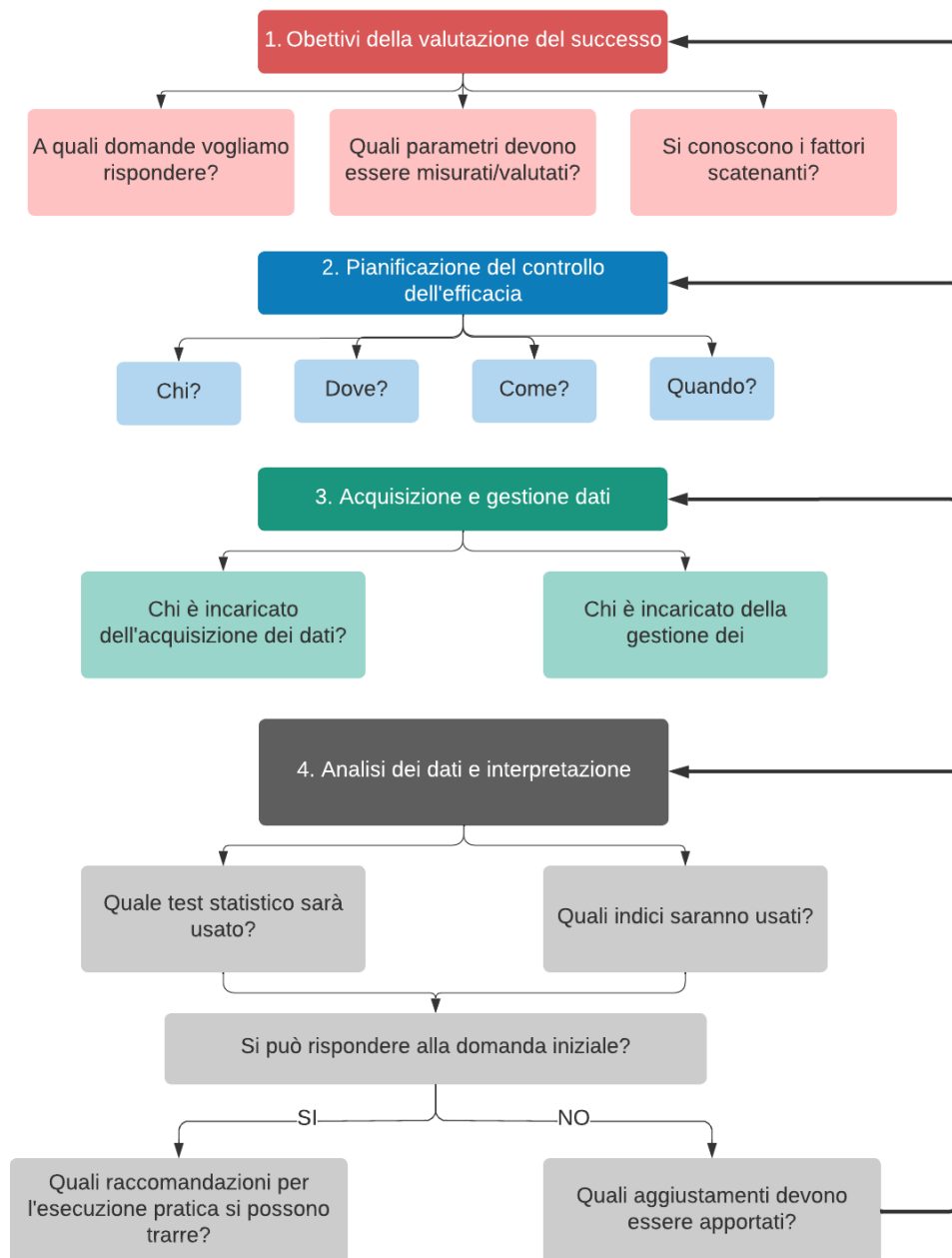


Figura 2: La procedura passo dopo passo per pianificare e realizzare un controllo dell'efficacia (modificato da Sidding et al., 2016; Block et al., 2001). I passi 1-3, così come il concetto di analisi statistica, dovrebbero essere già definiti prima dell'attuazione delle misure.



**1 A quali domande si vuole rispondere con la valutazione del successo della rivitalizzazione?**  
 Una buona valutazione del successo comincia dalla formulazione di una domanda rilevante. Per ecosistemi complessi con molteplici fattori di stress ciò può risultare difficile. In questo caso diventa ancora più importante definire il prima possibile le domande di ricerca. I punti essenziali da ritenere durante questa fase sono indicati nella Figura 2 (Block et al., 2001; Siddig et al., 2016).



**2 Quale modello fornisce una panoramica dei processi chiave?**  
 Una buona comprensione delle interazioni tra i diversi elementi chiave di un ecosistema è fondamentale. Un modello fornisce una panoramica dei principali meccanismi e gruppi di organismi di un ecosistema e dovrebbe essere la base di partenza per le discussioni tra le diverse parti coinvolte.



**3 Sono coinvolte tutte le persone necessarie all'attuazione di una valutazione del successo ?**  
 Un gruppo di esperti di diverse discipline è cruciale per la valutazione del successo di una rivitalizzazione. Non solo è necessaria una conoscenza approfondita dei singoli indicatori e dei metodi di indagine, ma anche una comprensione dei processi dell'ecosistema interessato è fondamentale. Il "know-how" di questi esperti dovrebbe essere incorporato il più presto possibile nel progetto, preferibilmente già durante la pianificazione.



**4 Il gruppo è guidato da un responsabile motivato?**  
 Una responsabile carismatico e dedito alla causa dovrebbe possedere l'energia necessaria per guidare il progetto a lungo termine. Questo perché la valutazione del successo solitamente si svolge su un arco di tempo prolungato prima di essere concluso. Inoltre, il responsabile del progetto deve assicurarsi che le informazioni importanti non vengano perse durante questo processo.



**5 I fondi necessari sono garantiti?**  
 I cambiamenti negli ecosistemi sono spesso processi a lungo termine. Convincere i finanziatori dell'importanza di un investimento a lungo termine nella valutazione del successo risulta difficile. Bisogna perciò determinare quanti soldi sono disponibili per quale lasso di tempo, questo perché le risorse finanziarie sono ampiamente influenzate dallo scopo e dalla durata della valutazione del successo.



**6 I dati sono qualitativamente e quantitativamente appropriati per rispondere alle domande?**  
 Solo con dei set di dati di qualità è possibile effettuare un'analisi statistica rappresentativa. È quindi sensato pianificare in anticipo per quali analisi i dati saranno utilizzati. Se il metodo di indagine cambia, bisogna assicurarsi che i dati rimangano comparabili.



**7 I dati sono analizzati di continuo?**  
 Solitamente con l'analisi dei dati si risponde a una domanda predefinita, tuttavia, spesso durante il processo sorgono nuove domande. Con un'analisi dei dati regolare si possono apportare modifiche quando necessario (per esempio adeguare i metodi d'indagine o gli approcci statistici) e si possono dunque formulare nuove domande.



**8 I risultati ed i dati saranno pubblicati?**  
 Non sono i professionisti e gli scienziati a beneficiare della disponibilità dei dati e dei rapporti. Una pubblicazione promuove la comunicazione tra investitori, politici e pubblico. Come ultimo, ma non di meno importanza, essa può influenzare in che misura saranno realizzati ulteriori valutazioni del successo di rivitalizzazione.

Figura 3: Punti concettuali per la pianificazione di un progetto di rivitalizzazione e la valutazione del suo successo (modificato da Lindenmayer & Likens, 2010).

## 2.1 Pianificazione della rivitalizzazione

Per ogni progetto di rivitalizzazione è cruciale identificare le diverse zone delle rive lacustri e gli impatti antropici più importanti in queste zone (Figura 4). Questi rappresentano habitat ed ecosistemi molto diversi tra loro, ma allo stesso tempo interconnessi. Ma anche gli impatti antropici sono diversi fra le varie zone laterali delle rive. La parte della riva che spesso è

direttamente influenzata dalle modifiche antropogeniche (ad esempio: costruzioni) sono le fasce spondali e retrospondali. Gli ecosistemi della zona litorale invece sono spesso influenzati da alterazioni idrologiche (ad esempio, del livello dell'acqua e della sua dinamica), dallo stato della vegetazione acquatica, e dalla qualità dell'acqua. Di conseguenza, anche le possibilità e le procedure di rivitalizzazione e gli indicatori necessari per descrivere gli ecosistemi differiscono tra le varie zone.

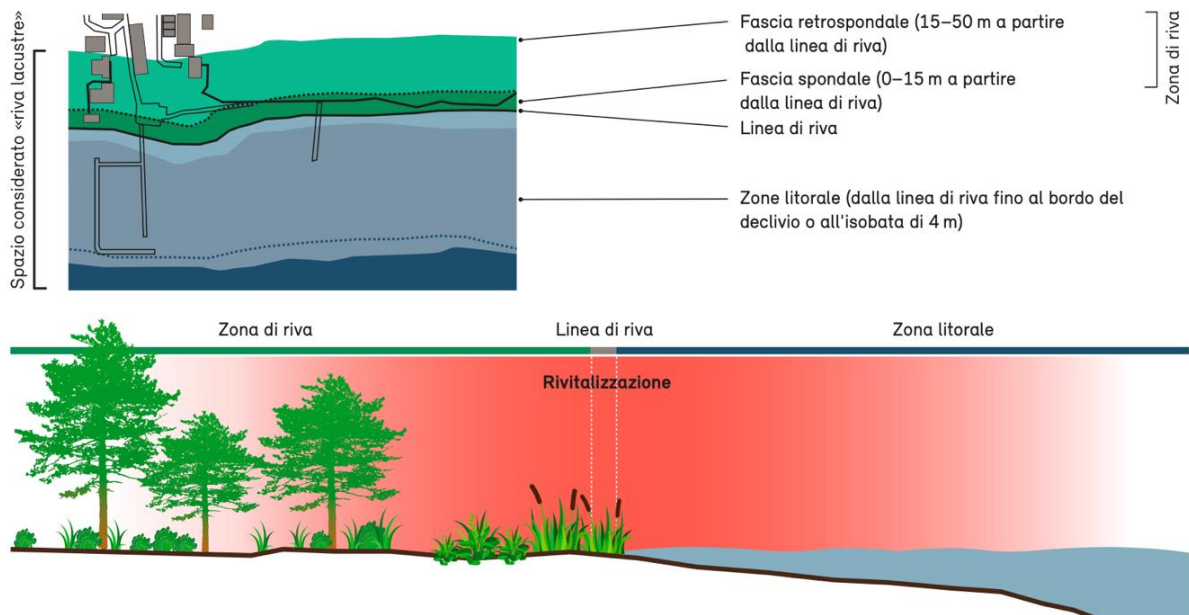


Figura 2: Rappresentazione schematica di una riva lacustre secondo BAFU 2016.

Per valutare il successo dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri è importante definire e studiare dei siti di controllo. Ciò aiuta a identificare e quantificare i cambiamenti ecologici causati dalla rivitalizzazione e a distinguerli da quelli dovuti ad altri cambiamenti ambientali (ad esempio: cambiamenti climatici, mitigazione dell'eutrofizzazione, ecc.; Smith, 2014). Da un punto di vista scientifico, lo schema BACI (Before-After Control-Impact; Figura 5) soddisfa tutti questi requisiti (Smokorowski & Randall, 2017; Verdonschot et al., 2013). Con il design BACI, i dati vengono raccolti prima e dopo l'intervento nel sito rivitalizzato e in un sito di controllo non trattato. Se possibile, il monitoraggio inizia 3 anni prima dell'attuazione delle misure, seguito da 3 anni di raccolta dati dopo l'intervento. Idealmente, in un secondo tempo si svolge un monitoraggio di 3 anni e infine, un monitoraggio finale dopo 10 anni per registrare i cambiamenti a lungo termine (Smokorowski & Randall, 2017). Un confronto con un sito di riferimento quasi naturale è consigliato perché mostra un possibile e sperato risultato della rivitalizzazione. Tuttavia, lo schema BACI includerebbe un maggior numero di siti di studio (e quindi un maggiore sforzo di campionamento), ma fornirebbe risultati più solidi e maggiori possibilità di isolare gli effetti della rivitalizzazione e di trarre insegnamenti importanti per interventi futuri.

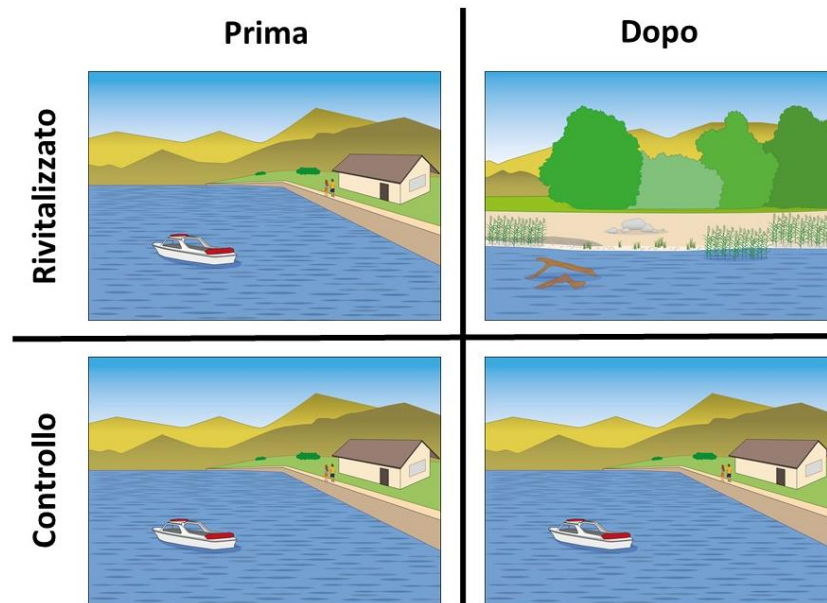


Figura 5: Il progetto di monitoraggio BACI include il monitoraggio prima e dopo l'intervento per alcuni indicatori nel sito rivitalizzato e nel sito di controllo (Smith, 2014).

## 2.2 Scelta degli indicatori

La scelta degli indicatori per la valutazione del successo di una rivitalizzazione è di grande importanza e dipende fortemente dagli obiettivi specifici di un tale progetto. Di solito, l'obiettivo è quello di raggiungere una condizione prossima allo stato naturale del sito. Per valutare se i cambiamenti attesi si verificano entro un certo periodo di tempo, vengono comunemente utilizzati indicatori biotici o abiotici. È cruciale selezionare indicatori che reagiscano sensibilmente a tutti i fattori di stress, fattori che dovrebbero essere stati ridotti o eliminati grazie alle misure di rivitalizzazione. Altrettanto importante è l'uso di procedure standardizzate, dal campionamento, alla manipolazione dei campioni fino all'identificazione delle specie (Birk et al., 2012). I bioindicatori adeguati dovrebbero soddisfare i seguenti criteri (Dale & Beyeler, 2001):

1. Mostrare una chiara risposta allo stress e alle perturbazioni
2. Essere sensibili ai cambiamenti antropogenici
3. Reagire rapidamente ai cambiamenti
4. Essere facili da misurare
5. Avere un basso costo
6. Avere una bassa variabilità nella loro risposta
7. Integrare diversi processi ecologici
8. Portare a conclusioni chiare riguardo delle potenziali modifiche delle misure



### 3 Gruppi di indicatori

Lo stato di un ecosistema ripariale dipende dal funzionamento e dai processi che avvengono in questo ecosistema. Tuttavia, vari parametri abiotici sono ugualmente importanti per ottenere un quadro completo della condizione ecologica di un sito. I dati e i metodi di indagine impiegati in studi già effettuati (per determinare lo stato attuale o nel contesto della rivitalizzazione) dovrebbero essere presi in considerazione (Anderson & Kalff, 1988; Beck et al., 2013; Chambers & Kaiff, 2011; Chen et al., 2019; Dahlgren & Ehrlén, 2005; Ginn, 2011; Jupp & Spence, 1977; Kleindl & Steinman, 2021; Nishihiro et al., 2006; Penning et al., 2008; Schindler & Scheuerell, 2002; Vadeboncoeur et al., 2011; van Leeuwen et al., 2014; Williams et al., 2002; Zhu et al., 2006). Questo perché dati ottenuti con metodi innovativi sono solo parzialmente comparabili con dati esistenti. Nella Tabella 1 sono riassunti i gruppi di indicatori più importanti con esempi di metodi di indagine per il controllo dell'efficacia della rivitalizzazione delle rive lacustri. La struttura e alcuni gruppi di indicatori sono basati sulla procedura Svizzera per la valutazione del successo della rivitalizzazione dei corsi d'acqua (BAFU, 2018). Questo approccio è stato scelto di modo che gli stessi gruppi di indicatori sono rilevanti sia per i corsi d'acqua che per i laghi. Tuttavia, poiché sono due ecosistemi interconnessi ma molto diversi tra loro, i singoli indicatori, e in particolare i metodi utilizzati per campionarli, sono differenti. I vari metodi trattati di seguito sono stati trovati grazie all'analisi della letteratura scientifica e grigia attualmente disponibili. Questo approccio permette l'utilizzo di questi metodi in laghi di altre regioni con biomi e pressioni antropiche simili.

Ogni capitolo sui gruppi di indicatori (3.1 - 3.10) descrive brevemente in che modo il gruppo di indicatori è rilevante nell'ecosistema lacustre, quali metodi possono essere utilizzati nel contesto del controllo dell'efficacia della rivitalizzazione e quali esperienze sono già state effettuate con questi metodi. Inoltre, in ogni capitolo è presente una breve sezione sulla situazione del Lago Ceresio per ogni gruppo di indicatori.

Tabella 1: Descrizione dei gruppi di indicatori più importanti per la valutazione del successo di rivitalizzazione ecologica delle rive lacustri.

Gruppi di indicatori	Indicatori	Metodo / accesso ai dati	
1. Diversità dell'habitat	Morfologia delle rive lacustri Strutture di legno morto Vegetazione Sedimenti	LHS (Rowan et al., 2006)	Aspetti abiotici
2. Dinamica	Fluttuazioni del livello dell'acqua Energia delle onde Processi di erosione / accumulazione di sedimenti	Stazioni di misura Atlante delle onde Rilievi batimetrici	
3. Connettività	Delta dei fiumi Zone umide/palustri	Analisi GIS (BAFU, 2018)	
4. Processi ecosistemici	Processi di degradazione Produzione primaria Processi microbici Ciclo degli elementi	Vedi Tabella 4	Aspetti biotici
5. Macrofite	Comunità di macrofite Vitalità	MESAV+	
6. Canneti	Aumento / diminuzione Vitalità	Ortofoto / Ispezione sul campo	
7. Macroinvertebrati	Comunità di macroinvertebrati	AESHNA, BQIES	
8. Pesci	Comunità ittica Distribuzione per età Gilde ittiche	Projet Lac	
9. Vegetazione delle rive lacustri	Comunità vegetale Specie della lista rossa Specie di priorità nazionale Neofite invasive Specialisti dell'ecosistema	Monitoraggio della protezione degli habitat in Svizzera (WBS) / individuale	
10. Avifauna	Uccelli nidificanti	Protocollo della "Vogelwarte"	
11. Altri parametri	Specie invasive, carabidi, libellule, ecc.		

### 3.1 Diversità dell'habitat

Le rive lacustri caratterizzate da un'alta diversità di habitat e da un'alta complessità biologica giocano un ruolo fondamentale negli ecosistemi lacustri (Pieczyńska, 1995). Forniscono nutrimento e riparo a numerose specie specialiste e sono alla base di vari processi e servizi ecosistemici (Ostendorp, 2004). In particolare, la vegetazione nelle aree ripariali e nella zona piana è una componente importante di una riva lacustre diversificata. Questa diversità strutturale è di beneficio per gruppi di organismi come i macroinvertebrati, i pesci e gli uccelli.

Le rive lacustri dipendono fortemente dalla vegetazione ripariale e sommersa, che dipende principalmente da fattori abiotici come lo stato trofico, la dinamica delle inondazioni, i processi di erosione/deposizione e il grado di edificazione della riva lacustre. Tuttavia, a causa dell'uso antropico delle rive lacustri (costruzioni, attività ricreative, ecc.), molti di questi habitat sono andati persi o sono in cattive condizioni.

### Metodo di monitoraggio

Il metodo "Lake Habitat Survey (LHS)" è stato sviluppato per creare uno standard europeo per la valutazione idromorfologica delle acque stagnanti (Rowan et al., 2006). Questo metodo (Tabella 2) tiene conto di diversi parametri con i quali valutare la diversità di un habitat, i fattori di stress idromorfologici e antropici. In linea di principio, il metodo è adatto non solo per valutare l'ecomorfologia di interi corpi idrici, ma anche per valutare i cambiamenti sulle rive lacustri rivitalizzate (Rowan et al., 2006).

*Tabella 2: I dettagli più importanti sul Lake Habitat Survey, il quale è stato sviluppato in Gran Bretagna per valutare le condizioni idromorfologiche delle rive lacustri.*

Metodo	Lake Habitat Survey (Rowan et al., 2006)
Parametri misurati	Vegetazione delle rive lacustri, vegetazione ripariale, legno morto, superficie al suolo libera, neofite, tipi di substrato, pendenza e molti altri
Luogo	Rive lacustri con una larghezza minima di 15 m
Periodo	Luglio, agosto, settembre

### Esperienze

Nonostante vengano utilizzati strumenti come le immagini aeree per la raccolta dei dati per il LHS, diversi parametri devono essere raccolti direttamente sul campo, a piedi o in barca (Boon et al., 2019). In uno studio che ha confrontato i due approcci, dalle rive a piedi o dall'acqua con la barca, i monitoraggi effettuati con la barca sono risultati essere più efficienti in termini di tempo e costi, ma i monitoraggi effettuati a piedi sono risultati più precisi (Latinopoulos et al., 2018). Il "Lake Habitat Modification Score (LHMS)" e il "Lake Habitat Quality Assessment (LHQA)" possono essere calcolati a partire dai dati LHS raccolti. Il LHMS permette di determinare quanto una riva lacustre sia influenzata da fattori di stress idromorfologici, mentre il LHQA può essere usato per stimare il valore ecologico di una sezione della riva lacustre (Rowan et al., 2006). Tuttavia, il calcolo di questi valori richiede i dati di minimo quattro fino a dieci siti di habitat diversi (larghezza della riva minimo 15 m, litorale minimo 10 m, linea di riva minimo 15 m), motivo per cui sono adatti solo in parte per la valutazione di singoli siti di rivitalizzazione. Inoltre, per ottenere un risultato più preciso, dovrebbero anche essere calibrati con i dati biologici.

Il LHS è un metodo ampiamente accettato per valutare lo stato delle rive lacustri, ma non è chiaro fino a che punto gli indici risultanti siano adatti ai diversi tipi di laghi europei (Miler et al., 2013, 2016). Per esempio, viene data particolare enfasi alle isole e ai depositi dei delta, i quali sono fortemente dipendenti dall'origine geologica del lago e dagli immissari (McGoff & Irvine, 2009). Da un lato quindi, lo stato naturale del lago dovrebbe essere preso in maggiore

considerazione. D'altra parte, i dati di uno o più indicatori biotici sono necessari per trarre delle conclusioni significative sulla disponibilità e l'uso dell'habitat (Dalu et al., 2013, 2016).

L'applicazione del LHS, nella sua accezione classica, ha come scopo di determinare lo stato della linea di riva di un intero lago a partire da alcuni siti selezionati e studiati in dettaglio. In Svizzera, la maggior parte delle rive lacustri è stata valutata con il metodo MSK (BAFU, 2016), e sul Lago di Costanza con il metodo del modulo litorale dell'IGKB. Anche se entrambi i metodi sono adatti per un confronto prima e dopo un intervento di rivitalizzazione (BAFU, 2016; IGKB, 2009), la loro applicazione per un controllo dell'efficacia è limitata. L'utilizzo di ortofoto, per esempio, non permette di valutare certi parametri ambientali in modo sufficientemente dettagliato. Lo stesso vale per il metodo del modulo litorale dell'IGKB, nonostante le indagini sul campo (IGKB, 2009; Ostendorp, 2012). Come spesso è il caso, la procedura migliore e più efficiente è una combinazione di diversi indicatori e metodi (compresi i metodi di telerilevamento e in situ).

### **Lago Ceresio**

Per il Lago Ceresio, molte rive non sono adatte alla rivitalizzazione a causa della presenza di infrastrutture come strade e binari ferroviari oppure a causa della loro topografia naturalmente ripida. Al contrario invece, i delta degli immissari hanno un grande potenziale di rivitalizzazione, poiché sono importanti strutture di connettività ecologiche nel territorio. Idealmente, le misure di rivitalizzazione sono effettuate in combinazione con una riduzione delle immissioni di nutrienti se necessario. L'attenzione dovrebbe essere messa sulle zone litorali poco profonde e sui siti che possono essere trasformati in tali attraverso il riempimento o lo scavo poiché sono ecologicamente più preziose. Inoltre, la conservazione e il mantenimento, e se possibile l'ampliamento delle aree naturali protette esistenti, come la foce di Pian Casoro (Lugano) o la foce della Magliasina (Caslano), dovrebbero avere la massima priorità. Infine, anche le zone di canneto sono di grande importanza e devono essere preservate e promosse (vedi capitolo 3.6).

Misure come la rimozione di muri sulla riva non necessari e l'introduzione di strutture di legno morto possono fornire importanti habitat e nicchie per la promozione della biodiversità locale, questo anche se la rivitalizzazione su larga scala non è possibile. In definitiva, però, il potenziale ecologico degli interventi di rivitalizzazione può essere determinato solo con un'analisi GIS (Geographic Information System) delle singole sezioni di riva lacustre. Esse potrebbero essere basate su indagini utilizzando il "Lakeshore Functionality Index" (Siligardi et al., 2009).

## **3.2 Dinamica**

La forte pressione antropica sui laghi e le sue rive non ha solo causato la perdita di numerosi habitat, ma ha anche modificato significativamente i processi idraulici. Di conseguenza, la capacità degli ecosistemi di svolgere diversi processi dinamici è compromessa. La mancanza di dinamica sulle rive lacustri inibisce i cicli della materia, i quali sono cruciali per lo sviluppo dei tipici habitat lacustri. Tra le altre cose, questo influenza il bilancio dei sedimenti (Bragg et al., 2003) e le fluttuazioni naturali del livello dell'acqua (Hofmann & Ostendorp, 2019). Per esempio, alcune piante come i canneti traggono vantaggio da livelli d'acqua temporaneamente bassi. Inondazioni controllate, così come i processi di erosione hanno un'influenza positiva sul

bilancio dei sedimenti e sui cicli dei nutrienti. Numerose specie adattate a queste dinamiche delle rive lacustri sono scomparse o sono in declino (Keddy & Reznicek, 1986; Morris et al., 2002).

### Metodo di monitoraggio

La Tabella 3 elenca vari metodi che possono essere usati per il monitoraggio dei processi dinamici sulle rive lacustri. Essa include solo gli approcci più comuni e non pretende di essere esaustiva. La pubblicazione "Seeufer: Wellen - Erosion - Schutz - Renaturierung" contiene una spiegazione dettagliata dei metodi per il monitoraggio dei processi dinamici sulle rive lacustri (Hofmann & Ostendorp, 2019).

Tabella 3: Selezione dei metodi di monitoraggio per i processi dinamici sulle rive lacustri.

Indicatore	Metodo
<b>Sedimenti</b>	
Cicli dei sedimenti (in generale)	(BAFU, 2005)
Rilevi batimetrici	(Hilbe, 2015)
Distribuzione granulometrica delle particelle (Kastengreifer)	(Erosee, 2006) (Erosee, 2006)
Stratificazione verticale (profili di trivellazione integri)	«Messtechniken zur Erfassung des Feststoffhaushalts in der Seeuferzone»
Cicli dei sedimenti (rive lacustri)	(Hofmann & Ostendorp, 2019)
<b>Idraulica</b>	
Temperatura e velocità della corrente	Disponibilità: <a href="http://www.meteolakes.ch">www.meteolakes.ch</a>
Livelli dell'acqua	Disponibilità: <a href="http://www.hydrodaten.admin.ch">www.hydrodaten.admin.ch</a>
Energia delle onde	Disponibilità: <a href="http://www.swisslakes.net">www.swisslakes.net</a>
Energia delle onde (rilevatore di pressione)	Per es.: P-Log3021-MMC (LAWA, 2019)
Energia delle onde (Fetch-Models, ecc.)	(Erosee, 2006; Sayah et al., 2004)

### Esperienze

L'esposizione alle onde è un fattore da considerare durante la pianificazione delle misure da attuare, in quanto influenza significativamente lo sviluppo e la dinamica di un sito. Metodi alternativi per determinare l'energia delle onde sono mostrati nella Tabella 3. Le fluttuazioni del livello dell'acqua sono altrettanto rilevanti, specialmente se si considera quanto possono influenzare le condizioni di un ecosistema. Per la maggior parte dei grandi corpi idrici, i valori della fluttuazione del livello dell'acqua possono essere richiesti presso le agenzie pubbliche. Tuttavia, poiché i livelli di tanti laghi sono regolati artificialmente, questo fattore di solito non viene considerato nella valutazione del successo di rivitalizzazione. Livelli d'acqua bassi o alti potrebbero verificarsi più frequentemente in futuro, sia artificialmente, come simulazione delle condizioni naturali, o a causa del cambiamento climatico. In tal caso questo fattore potrebbe diventare più importante.

Il monitoraggio dei processi di erosione e di accumulo dei sedimenti può fornire informazioni cruciali sulle condizioni di una riva lacustre. Per esempio, la costante erosione e la rimozione dei sedimenti fini, può portare alla mancanza di un substrato adatto alla crescita

delle macrofite. Condizioni stabili del sedimento, d'altra parte, promuovono la formazione di comunità di piante acquatiche. Per questi indicatori, indagini batimetriche aggiornate sarebbero particolarmente utili. La ripetizione di queste misurazioni in siti dinamici sulle rive lacustri fornirebbe dati rilevanti per progetti di rivitalizzazione delle rive lacustre. Un esempio interessante è il progetto "Tiefenschärfe", in quale i set di dati LIDAR e dell'ecoscandaglio sono stati uniti per il Lago di Costanza (LIDAR = zone di acqua bassa, ecoscandaglio multibeam = profondità superiore a 5 m). Per questo lago, rispetto alle registrazioni del 1990, la densità dei dati per il modello 3D era da cento a mille volte superiore. Con tali indagini si rendono disponibili dati quantitativi sulla redistribuzione dei sedimenti, che a loro volta sono di grande importanza per comprendere i processi in aree altamente dinamiche come per esempio i delta dei fiumi (Wessels et al., 2016).

### **Lago Ceresio**

La comprensione dei processi di accumulo dei sedimenti e di erosione nel lago è essenziale per pianificare gli interventi di rivitalizzazione delle rive lacustri. Tutte le aree litorali del Lago Ceresio sono state documentate fotograficamente con un drone (angolo di 45°) e dei rilievi batimetrici attuali del litorale sono stati eseguiti. Questi documenti devono essere consultati per i progetti di rivitalizzazione e possono essere richiesti agli uffici pubblici.

Nel caso della rivitalizzazione delle Bolle di Magadino, nel Lago Maggiore, l'evoluzione del delta è stata monitorata anche attraverso i rilievi batimetrici e la dinamica delle piene, attraverso un'analisi dei dati con GIS (Rossi-Pedruzzi et al., 2010). Dal punto di vista ecologico, il ripristino della dinamica dei livelli idrometrici naturali del Lago Ceresio, prima dunque degli interventi di regolazione nel 1963, potrebbe essere interessante come misura di rivitalizzazione. Tuttavia, una tale misura ha conseguenze su molti altri usi e funzioni del lago e quindi deve essere coordinato tra i vari attori interessati. Dato che ci sono solo poche esperienze con questo approccio come misura di rivitalizzazione, studi scientifici di accompagnamento sono necessari.

### **3.3 Connettività**

Il mantenimento e l'aumento della connettività degli habitat lacustri è spesso un obiettivo generale della rivitalizzazione. Questo può essere ottenuto su piccola scala rimuovendo un muro d'argine o su una scala più grande migliorando la connettività ecologica dei corsi d'acqua o delle zone umide. I progetti di connettività non solo facilitano la capacità di dispersione di varie specie animali e vegetali, ma permettono anche il ripristino di processi idrologici che spesso sono completamente o gravemente perturbati (Nathan et al., 2008). Le fluttuazioni naturali del livello dell'acqua, per esempio, portano a cambiamenti sostanziali, soprattutto nei paesaggi immediatamente adiacenti (Liu et al., 2019), e permettono il trasporto di sedimenti e di nutrienti che sono importanti per l'intero ecosistema lacustre (Schindler & Scheuerell, 2002). Le fluttuazioni del livello dell'acqua sono quindi uno strumento prezioso per promuovere la connettività e i processi dinamici correlati.

### **Metodi di monitoraggio**

Il potenziale di connettività delle rive lacustri è importante per la pianificazione delle misure di rivitalizzazione e quindi è idealmente preso in considerazione nel calcolo del potenziale di

rivitalizzazione di un sito. Ad esempio, se la zona litorale e la fascia sponale sono in condizioni quasi naturali e se le infrastrutture possono essere rimosse con uno sforzo relativamente basso, questo si traduce in un punteggio di potenziale di rivitalizzazione elevato. Lo stesso vale per le rive piane, poiché le misure sono più facili da attuare e il potenziale di connettività è generalmente alto. Un alto punteggio di potenziale di rivitalizzazione deriva per esempio dalla prossimità a un fiume, a delle zone umide o a delle riserve naturali. In linea di principio, il successo di un progetto di connettività ecologica può essere determinato sulla base di determinate specie vegetali o animali indicatrici che dovrebbero beneficiare delle nuove strutture o dall'eliminazione degli ostacoli alla migrazione.

### **Esperienza**

In regioni densamente popolate e frammentate, la connettività ecologica è una questione rilevante per i progetti di rivitalizzazione (Jaeger et al., 2008). In Svizzera, i progetti di connettività ecologica per i terreni agricoli, come anche per le zone lacustri, sono sostenuti finanziariamente dalla Confederazione (Ufficio federale dell'agricoltura UFAG, 2015). Così, sono già stati realizzati diversi progetti di connettività delle rive lacustri in varie regioni della Svizzera. La valutazione del successo è stata effettuata in alcuni casi, ma senza un'attenzione specifica agli ecosistemi o agli organismi acquatici. Tuttavia, i progetti di connettività delle zone agricole e i progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri hanno un forte potenziale di sinergia, non solo nell'attuazione delle misure, ma anche durante il controllo dell'efficacia.

### **3.4 Processi ecosistemici**

Una riva lacustre naturale e le sue comunità biologiche sono altamente dipendenti dalle funzioni e dai processi ecologici che normalmente hanno luogo in questo ecosistema. Queste funzioni includono la produzione primaria, la decomposizione della materia organica e altri cicli che sono influenzati dall'attività microbica (Palmer et al., 1997). Tuttavia, molti di questi processi sono ancora poco conosciuti per le rive lacustri, specialmente le comunità microbiche coinvolte (Xu et al., 2021). Per esempio, è noto che le particelle organiche forniscono microhabitat ricchi di nutrienti per la colonizzazione batterica. Tuttavia, come queste comunità batteriche si sviluppino e quale ruolo svolgano nei processi biogeochimici negli ecosistemi delle rive lacustri è ancora ampiamente sconosciuto (Xu et al., 2021). Non sono solo i batteri ad usare il materiale organico come fonte di energia ma anche i macroinvertebrati (Pope et al., 1999) e i funghi; essi sono responsabili dei processi di degradazione (Wurzbacher et al., 2010). Tuttavia, molti dei cicli dell'energia e dei nutrienti sono perturbati a causa dell'influenza antropica (Schindler & Scheuerell, 2002).

### **Metodi di misurazione**

Ci sono vari modi per misurare i processi ecosistemici sulle rive lacustri. Tuttavia, molti di essi non sono ancora sufficientemente standardizzati e non sono dunque adatti per una procedura uniforme. Nella Tabella 4 sono elencati una selezione di metodi che possono essere utilizzati per il monitoraggio dei processi ecosistemici.

Tabella 4: Selezione di metodi per il monitoraggio dei processi ecosistemici sulle rive lacustri.

<b>Indicatore</b>	<b>Metodo</b>
<b><i>Decomposizione (materiale organico)</i></b> Test delle strisce di cotone DECOTAB Metodo del sacchetto a rete	(Duarte et al., 2020) (Tiegs et al., 2013) (Kampfraath et al., 2012) (Swan et al., 2021)
<b><i>Comunità microbica e attività</i></b> Metabarcoding Biomassa	(Xu et al., 2021) (Feng et al., 2020)
<b><i>Produzione primaria</i></b> Clorofilla <i>a</i>	(UKTAG, 2008)
<b><i>Cicli metabolici</i></b> Ciclo del carbonio Emissioni di metano	DIN EN 1484 (Flury et al., 2010)

### Esperienza

In varie pubblicazioni si sostiene che il monitoraggio dei processi ecosistemici è più significativo del rilevamento della composizione delle specie o delle strutture degli habitat (Choi, 2007). Si raccomanda quindi spesso di utilizzare i processi ecosistemici in combinazione con i classici bioindicatori (von Schiller et al., 2017; Young et al., 2008). Tuttavia, i processi ecosistemici sono solo raramente inclusi nella valutazione del successo di rivitalizzazione delle rive lacustri. Questo può probabilmente essere attribuito al fatto che ci sono ancora molte domande di ricerca aperte e che la maggior parte dei metodi non sono ancora sufficientemente standardizzati.

### Lago Ceresio

In un progetto finanziato dalla CIP AIS e condotto dall'Istituto di Microbiologia della SUPSI nel 2021 è stato testato l'uso di strisce di cotone come bioindicatore che riflette il processo ecosistemico della decomposizione di materiale organico (IM-SUPSI 2022). Le strisce di cotone sono state esposte in zone acquatiche e terrestri in diverse rive del Lago Ceresio. I risultati di questo studio suggeriscono che i nutrienti (soprattutto azoto e fosforo, che erano più elevati in prossimità di una colonia di cormorani) hanno effetti fortemente positivi sulla degradazione delle strisce di cotone, probabilmente a causa di un incremento dell'attività microbica. Inoltre, gli effetti fisici dell'azione delle onde sui litorali con ghiaia hanno contribuito fortemente alla rottura delle strisce di cotone, ma questo non è una conseguenza dell'attività biologica. La biomassa fungina estremamente bassa misurata sulle strisce di cotone nella maggior parte dei siti suggerisce che la degradazione microbica delle strisce di cotone è dominata dai batteri. Queste tematiche di ricerca saranno ulteriormente verificate in un progetto di ricerca che misura la decomposizione delle foglie del canneto e le comunità microbiche associate (e un confronto con la decomposizione delle strisce di cotone) finanziato dalla CIP AIS per il triennio 2022-2024. Questo progetto fornirà ulteriori risultati sull'uso delle strisce di cotone come bioindicatore per la decomposizione della materia organica per le rive lacustri.



### 3.5 Macrofite

Le macrofite svolgono molteplici funzioni e sono quindi organismi chiave dell'ecosistema lacustre. Esse contribuiscono in modo rilevante alla produzione primaria (Nöges et al., 2010), giocano un ruolo essenziale nell'assorbimento e nello stoccaggio dei nutrienti (Jeppesen, 1997) e hanno un'influenza positiva sull'accumulo e la stabilizzazione dei sedimenti (Rejmankova, 2011). Infine, le macrofite forniscono nutrimento e un habitat a molte specie acquatiche e semi-acquatiche (González Sagrario & Balseiro, 2010). Tuttavia, la perdita di habitat, l'eutrofizzazione e il cambiamento climatico hanno causato un declino della diversità delle macrofite e di conseguenza delle specie che dipendono da esse (Chambers et al., 2008).

A causa della loro sensibilità alle influenze antropiche, le macrofite sono particolarmente adatte come bioindicatori. Diversi studi hanno dimostrato la loro sensibilità all'eutrofizzazione (Madgwick et al., 2011), all'acidificazione (Farmer, 1990), alle fluttuazioni del livello dell'acqua (Mjelde et al., 2013), ai cambiamenti della morfologia della riva lacustre (Ostendorp, 2004b), al disturbo causato dalle attività antropiche (Mosisch & Arthington, 1998), al ripopolamento ittico (Williams et al., 2002) e alle specie invasive (Strayer, 2010). I canneti sono di particolare importanza nel contesto della rivitalizzazione delle rive lacustri, motivo per cui è stato redatto un capitolo dedicato a questa specie di macrofita (capitolo 3.6).

#### **Metodi di monitoraggio**

In Svizzera, il metodo sviluppato ed usato comunemente è il MESAV+ ("Method for the Exploration of Submersed Aquatic Vegetation"). I dati sono raccolti durante le sessioni di immersione in transetti predefiniti (2 - 3 m di larghezza). I transetti si trovano in siti determinati casualmente oppure in siti di riferimento specificamente selezionati. I gruppi di transetti (> 10 transetti individuali) dovrebbero rappresentare hotspots di macrofite. Oltre alle specie, alla densità e alla composizione, vengono censiti anche altri parametri biotici e abiotici (vedi Tabella 5). Questo metodo può essere utilizzato per valutare la comunità di macrofite in un sito specifico o anche in un intero lago. Nella valutazione del successo di rivitalizzazione, il metodo MESAV+ è adatto sia per le indagini prima e dopo l'intervento, ma anche per documentare l'evoluzione a lungo termine.

Tabella 5: Panoramica delle informazioni più importanti del metodo MESAV+, il quale è stato sviluppato in Svizzera. Tale metodo è anche adatto per comparare indagini dall'Unione Europea.

Metodo	MESAV+ (Niederberger & Sturzenegger, 2014)
Parametri misurati <b>Macrofite</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Densità totale</li> <li>- Composizione delle specie</li> <li>- Densità totale di ogni specie</li> <li>- Vitalità delle piante</li> <li>- Altezza di crescita</li> <li>- Parti acquatiche della vegetazione delle rive lacustri</li> </ul>
Parametri aggiuntivi	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Profondità dell'acqua</li> <li>- 6 livelli di granulometria</li> <li>- Osservazioni della fauna ittica (specie, stato di salute, classe di età)</li> <li>- Potenziale ecologico della fauna ittica</li> <li>- Cozze, neofite, granchi</li> <li>- Alghe, sedimentazione, materia organica (lettiera di foglie, legno morto), scarti, ecc.</li> </ul>
Luogo di misurazione	Linee di transetti di immersione
Periodo di misurazione	Periodo di biomassa maggiore (luglio e agosto)

### Esperienze

Le osservazioni basate sulle indagini delle macrofite sono uno strumento importante per valutare lo stato di un lago. È stato dimostrato che se il ripristino della comunità di macrofite rientra negli obiettivi della rivitalizzazione, esso è uno strumento utile per valutare il successo del progetto (Coops et al., 2007). Per una buona valutazione del successo, tuttavia, devono essere considerati i lunghi periodi di tempo necessari per ristabilire una comunità di macrofite; questo può richiedere anni o addirittura decenni. Se altri fattori di stress dominanti non vengono ridotti, anche migliorando le condizioni morfologiche, gli effetti desiderati potrebbero non essere raggiunti. Bisogna perciò determinare in anticipo e con attenzione se il ripristino morfologico potrebbe avere un effetto positivo sulle macrofite, oppure se altri fattori, come lo stato trofico, giocano un ruolo più preponderante. Nonostante la vasta letteratura in questo campo, alcune lacune persistono, come per esempio la comprensione delle interazioni e degli effetti di diversi fattori di stress sulle macrofite.

### Lago Ceresio

Secondo lo studio di Paltrinieri & Jann effettuato nel 2012, le macrofite si trovano su circa l'83% delle rive del Lago Ceresio, anche se con diversità e abbondanza di specie diverse. Durante le indagini del 2011 / 2012, sono state osservate un totale di 17 specie (15 piante da seme e 2 alghe della famiglia delle Charophyceae), che riflettono l'alto livello trofico del Lago Ceresio. Le specie più comuni erano: *Vallisneria spiralis* (NT), *Myriophyllum spicatum* (NT), *Najas marina* (NT) e *Ceratophyllum demersum* (LC; Paltrinieri & Jann, 2012). Il bacino Nord mostra una maggiore diversità di specie rispetto al bacino Sud e al bacino di Ponte Tresa. Un motivo può essere la maggiore trasparenza dell'acqua nel bacino Nord (7.1 m a Gandria rispetto a 5.6

m a Figino). In generale, le macrofite preferiscono siti della zona litorale con substrati fini (ghiaia, limo e sabbia).

Le macrofite sono state osservate sulle rive lacustri naturali (100%), su quelle quasi naturali (77%) e su quelle artificiali, fortemente edificate (83%); in quelle naturali la diversità di specie era più elevata (5 specie rispetto a 2-3 specie). La presenza di porti, banchine e immissari sembrano avere un'influenza positiva sulla ricchezza delle macrofite e contribuire alla loro crescita. L'ipotesi è che il movimento continuo dell'acqua impedisce la deposizione eccessiva di sedimenti sulle foglie delle piante e quindi il processo di fotosintesi non è disturbato. Tuttavia, questa supposizione deve ancora essere verificata.

Riassumendo, si può supporre che il livello trofico e la trasparenza dell'acqua abbiano l'influenza maggiore sulla comunità delle macrofite. Qualora il miglioramento delle condizioni delle macrofite è tra gli obiettivi di una rivitalizzazione, le misure per aumentare ulteriormente la qualità dell'acqua devono comunque essere considerate. Inoltre, dovrebbe essere chiarito se una modifica del substrato (materiale più fine) potrebbe avere un effetto benefico sulla comunità di macrofite nei siti in cui il flusso e la dinamica delle onde sono vantaggiosi.

### 3.6 Canneti

Aree di canneti (*Phragmites australis*) di dimensioni importanti erano molto diffuse sulle rive lacustri europee. Tuttavia, a partire dagli anni '50, vari studi hanno riportato un massiccio declino di questa specie tipica delle zone umide (Ostendorp, 1989a). Date le molteplici funzioni ecosistemiche che possono essere attribuite a una vegetazione intatta di canneti (Paltrinieri & Pollini 2022), la protezione dei canneti esistenti, così come il loro ripristino, è spesso un obiettivo centrale dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri. I canneti assorbono i nutrienti in eccesso e quindi contrastano l'eutrofizzazione (Horinouchi et al., 2008). Le radici dei canneti impediscono l'erosione delle rive e la mobilizzazione dei sedimenti. Inoltre, grazie alla loro alta produttività, sono la base alimentare per molti consumatori primari, parassiti e decompositori e giocano quindi un ruolo essenziale nella rete trofica (Ostendorp, 1989a). I canneti inoltre, fungono da zone di rifugio dai predatori e come zone di riproduzione per la fauna ittica, rappresentando spesso degli hotspots di quest'ultimi, in cui si osserva un'alta diversità e abbondanza (Horinouchi et al., 2008). Infine, i canneti sono anche fondamentali per l'avifauna come siti di nidificazione (Valkama et al., 2008).

Nonostante le numerose ricerche per identificare delle possibili cause del declino dei canneti, non è ancora chiaro quali siano i fattori più rilevanti. L'eutrofizzazione, specialmente la conseguente mancanza di ossigeno nel substrato, così come le regolazioni del livello dell'acqua sembrano giocare un ruolo significativo. Altri possibili fattori di stress, come le proprietà sfavorevoli del sedimento e l'infestazione di parassiti, sono ancora oggetto di studio. Probabilmente il declino del canneto in Europa è dovuto all'interazione di diversi fattori di stress. Rimane quindi difficile identificare i fattori di influenza dominanti in un singolo sito e attuare misure efficaci per proteggere i canneti restanti.

#### **Metodo di monitoraggio**

Di solito, l'evoluzione dell'area di distribuzione dei canneti è stabilita confrontando le fotografie aeree attuali e quelle storiche (Tabella 6; Paltrinieri & Pollini, 2022). In questo modo, è possibile valutare se i canneti naturali o piantati si stanno diffondendo e in quale direzione, verso la riva

o il lago. Per questo motivo, si raccomanda di fare un'indagine ogni 5-10 anni (Ostendorp, 1989).

Tabella 6: Il monitoraggio dei canneti è solitamente eseguita via analisi ortofotografica. A dipendenza della domanda di ricerca, indicatori addizionali di vitalità devono essere raccolti direttamente sul campo.

<b>Metodo</b>	<b>Lago di Costanza</b> (Umweltbüro Grabher UMG, 2008) <b>Lago di Biemme</b> (Iseli, Schiefer et al., 2020) <b>Lago Ceresio</b> (Paltrinieri & Jann, 2012; Paltrinieri & Pollini, 2022)
Parametri misurati	Area del canneto, individui, individui in fiore, altezza, diametro alla base, ecc. in generale fattori di disturbo
Luogo del monitoraggio	Valutazione dell'intero lago o di singoli siti lacustri
Periodo del monitoraggio	Estate

### Esperienze

Dei progetti di monitoraggio dei canneti sono stati condotti in diversi laghi svizzeri. Per i canneti del Lago di Biemme sono disponibili dati di oltre 30 anni di monitoraggio. In questo caso, il declino dei canneti è stato associato ai processi di erosione del litorale. Come contromisura è stato deciso di costruire dei terrazzamenti e dei frangiflutti di legno per favorire l'accumulo di sedimenti e di conseguenza favorire la ricolonizzazione dei canneti. Il rapporto recentemente pubblicato (Iseli, Schiefer et al., 2020) ha confermato la ripresa e il ripristino dei canneti, ma non a causa delle misure attuate. L'ipotesi è che la rioligotrofizzazione del lago abbia cambiato la composizione delle specie di macrofite sommerse e che le Charophyceae abbiano potuto ristabilirsi. L'ipotesi attuale è che esse stabilizzano il fondale del lago e sono quindi coinvolte nel ripristino dei canneti. Tuttavia, non sono disponibili dati per convalidare queste supposizioni e ulteriori studi dovrebbero essere condotti.

Un effetto simile è stato osservato nel Lago di Costanza dove il fondale si è stabilizzato a causa della maggiore abbondanza della pianta *Potamogeton helveticus* (Schmieder et al., 2021). Tuttavia, non è ancora chiaro in che misura i canneti del Lago di Costanza ne traggano beneficio. Ciò che è noto è che nel Lago di Costanza i canneti sono minacciati da eventi di inondazione sempre più frequenti e importanti, che rallentano ulteriormente il loro ripristino (Schmieder et al., 2004). Poiché i canneti sono normalmente influenzati da vari fattori di stress, non è possibile determinare chiaramente perché un canneto continui a deteriorarsi o perché non possa essere ristabilito, se non vengono monitorati ulteriori parametri. Pertanto, è essenziale identificare i principali fattori di stress per i canneti locali e integrare il loro monitoraggio nel controllo dell'efficacia. Per limitare le cause del declino, la pubblicazione "Schutz und Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte" (Holsten et al., 2013) può fornire un aiuto importante.

### Lago Ceresio

Negli ultimi anni, diverse misure di valorizzazione del canneto sono state promosse e attuate con successo nel Lago Ceresio. Nel periodo 2003-2010, è stato registrato un aumento di 800 metri quadrati di canneti. I canneti e il relativo successo dei progetti di rivitalizzazione del

canneto sono stati censiti per la prima volta nel 2000 (Pollini & Paltrinieri, 2000) e ancora nel 2019 (Paltrinieri & Pollini, 2022). Inoltre, lo stato dei canneti e le sue connessioni con le comunità microbiche e i processi ecosistemici saranno ulteriormente studiati in un progetto di ricerca finanziato dalla CIP AIS per il triennio 2022-2024.

### 3.7 Macroinvertebrati

La più alta diversità di macroinvertebrati nei laghi si trova nella zona litorale (Miler et al., 2013). La sua naturale complessità e diversità di habitat permette a una varietà di specie diverse di occupare la loro nicchia ecologica (Brauns et al., 2011; Strayer & Findlay, 2010; Taniguchi & Tokeshi, 2004). La loro presenza è parzialmente, o perfino interamente, legata a determinati habitat nel litorale (Brauns et al., 2008; Schreiber & Brauns, 2010), il che li rende dei buoni bioindicatori della diversità strutturale nei controlli dell'efficacia delle rivitalizzazioni delle rive lacustri (Miler et al., 2013). Inoltre, la maggior parte dei macroinvertebrati ha una relativamente breve durata di vita e reagisce abbastanza rapidamente a un cambiamento delle condizioni naturali, adattando la struttura della popolazione e della comunità. Inoltre, svolgono un ruolo essenziale nella rete trofica come prede per i pesci e come decompositori di materiale organico (Reece & Richardson, 2000).

Tuttavia, la diversità e l'abbondanza dei macroinvertebrati non sono solo influenzate dalla diversità strutturale del litorale, ma anche da vari altri fattori come il moto ondoso e le fluttuazioni del livello dell'acqua, ma anche dalla qualità dell'acqua. Specie come i tricoteri e le libellule sono particolarmente sensibili all'azione delle onde. A causa delle turbolenze, i macroinvertebrati sono allontanati dagli habitat vicini al fondale essendo così costretti a utilizzare più energie per nutrirsi. Allo stesso tempo, i macroinvertebrati sono più esposti ai predatori (Gabel et al., 2012), soprattutto negli habitat con poche strutture protettive essi hanno possibilità limitate di reagire a questo fattore di stress (Miler et al., 2016).

#### **Metodo di monitoraggio**

Un metodo promettente, l'indicatore AESHNA (Tabella 7) è stato sviluppato utilizzando vari metodi per classificare l'idromorfologia lacustre, principalmente il LAWA, per un'indagine delle strutture delle rive lacustri (LAWA, 2015). È stata presa in considerazione anche l'influenza delle specie invasive, lo stato trofico, l'esposizione al vento e l'impatto antropico delle onde nell'eulitorale lacustre (Miler et al., 2016). In Italia è stato sviluppato un altro bioindicatore, l'Indice di Qualità Bentonica (BQIES; Rossaro et al., 2013), il quale è stato usato in diversi laghi italiani (Boggero et al., 2020).

Tabella 7: Indici comuni in Europa e relativi metodi per la valutazione delle comunità di macroinvertebrati sulle rive lacustri.

Metodo	AESHNA (Böhmer, 2017; Miler et al., 2016)
Parametri misurati	<p><b>Macroinvertebrati</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Identificazione a livello della specie</li> <li>- Lista degli individui per m<sup>2</sup> per habitat</li> </ul> <p><b>Parametri aggiuntivi</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipi di habitat</li> <li>- Profondità dell'acqua</li> <li>- Valori fisico-chimici (pH, O<sub>2</sub>, ecc.)</li> </ul>
Luogo di misurazione	Eulitorale (campioni da habitat diversi)
Periodo di misurazione	Settembre / ottobre (ottimale) Primavera, fino a fine maggio
Programma	<a href="https://gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=178&amp;clang=0">https://gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=178&amp;clang=0</a>

Metodo	BQIES (Rossaro et al., 2013)
Parametri misurati	<p><b>Macroinvertebrati</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Identificazione a livello della specie (principalmente Chironomidi e Oligocheti)</li> <li>- Densità degli individui per specie per m<sup>2</sup> di habitat</li> </ul> <p><b>Parametri aggiuntivi</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Peso delle singole specie</li> <li>- Profondità</li> <li>- Parametri fisico-chimici</li> <li>- Descrizione dell'habitat</li> </ul>
Luogo di misurazione	Eulitorale (campioni da diverse profondità)

### Esperienze

Gli studi applicati utilizzando il metodo AESHNA hanno portato a risultati contrastanti, a volte non plausibili. Questo è probabilmente dovuto al fatto che sono stati trovati pochi siti di riferimento adatti (Poikane et al., 2016). Inoltre, l'alta variabilità temporale e l'eterogeneità spaziale hanno reso difficile l'interpretazione dei dati (A. G. Solimini & Sandin, 2012). Vari parametri di influenza come l'esposizione al vento, l'uso del suolo, la qualità dell'acqua e la vicinanza ai corsi d'acqua (Brauns et al., 2007) sono stati misurati, ma non sono stati direttamente inclusi nel calcolo dell'indice, poiché non è chiaro in quale misura i diversi fattori di stress influenzino la comunità di macroinvertebrati (Birk et al., 2012). Ad esempio, l'indice non può essere utilizzato per valutare se i risultati sono dovuti esclusivamente a stress morfologici o idraulici (Miler et al., 2016). Negli ultimi anni, alcuni stati federati tedeschi hanno

analizzato i dati sui macroinvertebrati dei laghi utilizzando il metodo AESHNA, adattando l'indice regionale quando è stato necessario.

Diversi studi hanno applicato il BQIES nei laghi italiani. Tra questi, è interessante notare che nello studio di Boggero et al. (2020) il BQIES ha rilevato una modifica significativa dell'habitat della riva e delle zone ripariali. Questo risultato suggerisce che il BQIES potrebbe essere un indicatore utile per monitorare gli effetti del ripristino morfologico delle rive lacustri sulle comunità di macroinvertebrati. Tuttavia, al momento non è noto nessuno studio che abbia applicato il BQIES per valutare il successo di rivitalizzazione ecologica delle rive lacustri. Tuttavia, per valutare se l'AESHNA o il BQIES sono indicatori adatti per il biomonitoraggio di laghi svizzeri, quest'ultimi devono essere esaminati più in dettaglio.

### **Lago Ceresio**

Gli studi sui macroinvertebrati per il Lago Ceresio sono stati condotti nel litorale, nel metalimnio e nell'ipolimnio. Nel litorale, il tipo di substrato gioca un ruolo particolarmente importante. Le zone di ghiaia con sassi (20 - 63 mm o 200 - 400 mm) è dove si è osservato il numero di taxa maggiore e, in assenza di vegetazione di macrofite, è stata trovata una densità di macroinvertebrati inferiore. Nella zona litorale (sublitorale), che è inondata tutto l'anno, gli afflussi da altri corpi idrici sembrano essere un importante fattore di influenza (Jann & Paltrinieri, 2016). Si può supporre che i macroinvertebrati traggano beneficio dalle misure di rivitalizzazione, dato che quest'ultimi portano ad una maggiore diversità e qualità di habitat. Questo include la presenza di diversi tipi di substrato, macrofite e strutture di legno morto.

### **3.8 Fauna ittica**

La zona litorale è nota per la sua importanza per diverse specie di pesci. Le strutture legnose e le macrofite acquatiche sono zone ricche di nutrimento, fungono da rifugio dai predatori e in particolare sono siti di riproduzione (Kaufmann et al., 2014). La morfologia della riva gioca un ruolo essenziale per la diversità e la struttura della popolazione delle specie ittiche nel litorale (Benson & Magnuson, 1992). Altri parametri ambientali, come il tipo di substrato, la crescita delle macrofite e il gradiente di profondità, influenzano la presenza di prede e siti di deposizione delle uova. Diversi studi hanno dimostrato che, rispetto alle rive lacustri naturali, sia la biomassa che la diversità dei pesci diminuiscono con l'aumento del grado di edificazione delle rive lacustri (Schindler et al., 2000; Dustin & Vondracek, 2017; Kaufmann et al., 2014; Smokorowski & Pratt, 2007). Un'ipotesi è che ciò non sia direttamente legato all'edificazione della linea di riva, ma alla perdita associata al legno morto e alle macrofite sommerse, così come alla mancanza di strutture, comprese quelle artificiali (Dustin & Vondracek, 2017; Mehner et al., 2005). Indagini a livello svizzero hanno anche dimostrato che, rispetto ai siti naturali, la densità dei pesci nei muri di riva è inferiore di due terzi (presso massi invece solo di un terzo) e la diversità delle specie è altrettanto inferiore (Vonlanthen & Périat, 2020b).

La diversità dell'habitat non è il solo parametro a influenzare la fauna ittica. In uno studio sui Grandi Laghi negli Stati Uniti, solo il 18% della composizione delle comunità ittiche era spiegata da fattori relativi all'habitat. Parametri come la concentrazione di clorofilla-a e la pendenza del fondale sembravano avere un'influenza maggiore sulla ricchezza e la diversità delle specie nella zona della riva (Kovalenko et al., 2018). Anche l'eutrofizzazione (Rajasilta et al., 1999), le fluttuazioni del livello dell'acqua (Fischer & Öhl, 2005) e la presenza di specie

ittiche invasive, che talvolta modificano intere reti trofiche, hanno sicuramente un'influenza importante e devono essere prese in considerazione (Havel et al., 2015; Kovalenko et al., 2020). Infine, anche la vegetazione litorale sembra essere di grande importanza per l'aumento della densità dei pesci, soprattutto nei laghi profondi (Lewin et al., 2014).

Poiché i pesci sono organismi relativamente longevi, mobili, presenti in diversi livelli trofici e dipendenti da diversi habitat durante il loro ciclo di vita (Gassner et al., 2018), essi sono ottimi bioindicatori per un ecosistema funzionante. Tuttavia, poiché reagiscono a una grande varietà di parametri ambientali e fattori di stress, non sempre è possibile identificare le relazioni causa-effetto.

### Metodo di monitoraggio

Per il monitoraggio dei pesci, di solito vengono monitorate diverse zone del lago. Ma poiché solo il litorale è rilevante per le rivitalizzazioni delle rive lacustri, le zone più profonde del lago sono di minore importanza. Nell'ambito del cosiddetto "Projet Lac" (2010 - 2018) condotto dall'Istituto Eawag sono state valutate le comunità ittiche delle zone litorali e pelagiche di 39 laghi alpini e prealpini (Alexander & Seehausen, 2021). È stata effettuata pure la mappatura degli habitat e il rilevamento della composizione delle specie, la biomassa e le dimensioni dei pesci. Per generare set di dati comparabili, anche solo per singoli laghi, si raccomanda di utilizzare gli stessi metodi utilizzati nel "Projet Lac" (Tabella 8).

Tabella 8: Metodi usati per il monitoraggio della diversità ittica nel "Project Lac" (Vonlanthen & Périat, 2020a, 2020b).

Metodo	Benthische Multimaschen-Kiemennetze, (EU-CEN-Norm EN 14757) Reti verticali Pesca elettrica
Parametri misurati	Specie ittiche, biomassa ittica, mappatura dell'habitat, strutture della popolazione
Luogo del monitoraggio	Litorale o sub-litorale
Periodo del monitoraggio	Periodo di massima stratificazione (da metà agosto fino a metà ottobre)

### Esperienze

Utilizzando un solo metodo per il monitoraggio dei pesci, c'è il rischio che non si possano raccogliere dati rappresentativi, poiché i diversi metodi forniscono informazioni complementari sulla comunità ittica del litorale (Diekmann et al., 2005; Ruetz et al., 2007; Sutela et al., 2011). Nella maggior parte dei casi, tuttavia, un monitoraggio così esteso non è realistico ed è difficile da finanziare nel contesto della rivitalizzazione e del controllo dell'efficacia (Work & Jennings, 2019). Formulando una domanda di ricerca ben definita e concentrandosi su determinate specie bersaglio, è possibile selezionare il metodo per il monitoraggio dei pesci appropriato. La pesca elettrica, per esempio, permette di catturare specie rare e piccole che sono solitamente nascoste nelle strutture del litorale (Diekmann et al., 2005). Questo metodo è stato anche specificamente raccomandato nel rapporto metodologico del "Projet Lac" per il controllo dell'efficacia delle rivitalizzazioni delle rive lacustri (Vonlanthen & Périat, 2020b).



Principalmente perché la pesca elettrica è un buon metodo per differenziare gli habitat artificiali da quelli naturali. Inoltre, bisogna considerare che i pesci cambiano stagionalmente le loro esigenze di habitat; perciò, il monitoraggio non dovrebbe avvenire solo in una stagione. A dipendenza delle specie bersaglio e della domanda di ricerca, ulteriori misure possono completare il set di dati.

Un indice per la valutazione dello stato ecologico dei pesci non è ancora stato sviluppato per la Svizzera. C'è stato un tentativo di applicare un indice specifico per i laghi austriaci (Gassner et al., 2018), ma dato che non ha portato a risultati soddisfacenti, non può essere usato per i grandi laghi prealpini senza essere modificato (Vonlanthen & Périat, 2020b). I limiti principali dell'indice includono la diversa probabilità di cattura delle singole specie. Secondariamente, l'idoneità degli indicatori varia a seconda del tipo di lago. Inoltre, come per altri indicatori, lo stato di riferimento storico è di solito difficile da determinare, poiché dipende dal tipo di lago e talvolta anche dal singolo lago. Una soluzione per la valutazione del successo di rivitalizzazione potrebbe essere quella di concentrarsi sulle singole specie di pesci che reagiscono in modo particolarmente sensibile alla diversità strutturale delle rive (Lewin et al., 2014). In questo modo, le reazioni specifiche delle specie alla diversità dell'habitat o alla sua perdita possono essere rilevate. Dove gli indici classici non sono applicabili, metodi di indagine specifici per i fattori di stress possono essere utilizzati per determinare la qualità del litorale per le specie ittiche; tuttavia tali metodi devono essere valutati (Dustin & Vondracek, 2017).

### **Lago Ceresio**

Dal 19esimo secolo, il Lago Ceresio è passato da un lago oligotrofico ad uno eutrofico, con una certa ripresa negli ultimi decenni. Questo stato di eutrofizzazione influenza in modo significativo la fauna ittica. Il Lago Ceresio è fortemente dominato dal pesce persico, che ha rappresentato più dell'80% del totale delle catture durante le indagini del "Projet Lac" (Alexander & Seehausen, 2021). Le specie autoctone sono sempre più rare o praticamente estinte. Ciò è dovuto alla presenza di specie alloctone competitive (come i Centrarchidi e il lucioperca). In un confronto a livello nazionale effettuato nel "Projet Lac", il Lago Ceresio ha mostrato una bassa diversità ittica. Questo può essere attribuito alla mancanza di ambienti litorali strutturati con della vegetazione o del substrato minerale adatto (solo l'1.6 % della superficie del lago). Mancano quindi habitat per specialisti come il ghiozzo (*Padogobius bonelli*) e la cagnetta (*Salaria fluviatilis*).

Nell'ambito della rivitalizzazione delle rive, la creazione di habitat con strutture sommerse di legno morto, macrofite e delta fluviali hanno un grande potenziale per aumentare la biodiversità ittica. Nelle rive lacustri in cui le rivitalizzazioni su larga scala non sono possibili a causa della ripida pendenza o della presenza di infrastrutture, è necessario chiarire se la rivitalizzazione specifica per i pesci potrebbe essere vantaggiosa. Strutture artificiali in legno come fascine, isole artificiali, ecc. potrebbero essere adatti come primi tentativi. Poiché non è chiaro fino a che punto le specie ittiche minacciate beneficino di tali misure, sarebbero opportuni studi di accompagnamento nel quadro di diversi progetti di rivitalizzazione. Infine, il rapporto del "Projet Lac" (Alexander & Seehausen, 2021) mostra anche che la fauna ittica trarrebbe beneficio da un'ulteriore riduzione dell'apporto di fosforo e dal ripristino delle fluttuazioni del livello dell'acqua naturali (condizioni precedenti al 1962).

### 3.9 Vegetazione ripariale lacustre (terrestre)

Proprio come i canneti e le macrofite, la vegetazione ripariale (terrestre) funge da fascia tampone e di conseguenza è molto importante per gli ecosistemi ripariali. Una copertura vegetale sana e intatta può ridurre il flusso d'entrata dei nutrienti e dei sedimenti dalle aree circostanti nel lago, prevenire l'erosione delle rive e fornire ombra riducendo la temperatura dell'acqua, soprattutto in estate. Inoltre, la vegetazione ripariale è una fonte di lettiera di foglie e strutture legnose, che sono usate come nutrimento nonché rifugio da vari organismi acquatici e terrestri. La struttura trofica nella zona ripariale è quindi significativamente influenzata dalla vegetazione ripariale (Rowan et al., 2006; Wenger, 1999). Le fluttuazioni del livello dell'acqua hanno un'influenza significativa sull'insediamento della vegetazione ripariale. Nel Lago di Costanza, per esempio, è stata riscontrata un'alta diversità di piante vascolari nei periodi in cui il livello d'acqua era basso (Ostendorp et al., 2007). Nella maggior parte dei laghi, tuttavia, tali processi sono impediti dalla regolazione del livello dell'acqua (capitolo 3.2).

#### Metodo di monitoraggio

Ci sono diversi metodi consolidati per il monitoraggio della vegetazione ripariale terrestre. Quale di questi sia più adatto per il controllo dell'efficacia dipende dalla singola domanda di ricerca ed eventualmente dai metodi che sono stati utilizzati nelle indagini precedenti. Nel Lago di Costanza, per esempio, le indagini annuali sono state effettuate utilizzando diversi quadrati 2×2 m lungo un transetto (Aschauer et al., 2019). Per la Svizzera viene proposto il metodo del monitoraggio della protezione degli habitat (WBS). Questo metodo (Tabella 9) viene utilizzato dal 2011 per il monitoraggio dei biotopi d'importanza nazionale, comprese le zone ripariali e le zone umide e permette di confrontare i dati di diversi laghi.

Tabella 9: Per il monitoraggio della vegetazione terrestre, viene consigliato il metodo tratto da "Effectiveness Control Biotope Protection Switzerland".

Metodo	Metodo del Transetto (Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz, 2020)
Parametri misurati	Specie e densità
Luogo del monitoraggio	Transetti circolari di 10 m <sup>2</sup>
Periodo del monitoraggio	Da metà/fine maggio (1 - 2 rilevamenti all'anno)

#### Esperienze

Nelle aree delle rive lacustri la vegetazione terrestre viene solitamente presa in considerazione per il controllo dell'efficacia se l'area è nota per essere un habitat di piante vascolari rare oppure se la riva lacustre è situata all'interno di una zona umida o di una riserva naturale. Ciò è solitamente il caso delle piane alluvionali e delle torbiere. Tali aree sono diventate più secche e ombrose dagli anni '90 e la proporzione di specie specialiste è diminuita. Questi cambiamenti negativi sono dovuti, almeno in parte, a un regime idrico perturbato a causa della regolazione del livello dell'acqua (Bergamini et al., 2019). Nel Lago di Costanza un monitoraggio regolare viene effettuato per un fiore altamente minacciato, il *Myosotis rehsteineri*, e il suo rispettivo habitat (Aschauer et al., 2019).

### 3.10 Avifauna

I laghi e le loro rive giocano un ruolo importante nel monitoraggio a lungo termine dell'avifauna acquatica. In particolare le zone umide, le quali stanno diventando sempre più rare a causa delle bonifiche o della scomparsa delle dinamiche di inondazione a causa della regolazione del livello dell'acqua (Zedler & Kercher, 2005). Di conseguenza, anche diverse specie di uccelli specialisti, dipendenti da questi habitat, stanno scomparendo. Per preservare le restanti zone umide vengono spesso eseguite misure di manutenzione. Lo sfalcio regolare, idealmente ogni sei anni, dovrebbe impedire l'invasione della boscaglia, e quindi preservare l'habitat per le specie tipiche di uccelli che vivono nelle zone umide (Antoniazza et al., 2018). Il pascolo estensivo, se possibile in combinazione con delle inondazioni naturali, potrebbero essere delle misure altrettanto benefiche (Żmihorski et al., 2016). Inoltre, è stato dimostrato che la diversità dell'avifauna aumenta con una maggiore complessità della vegetazione ripariale (MacArthur & MacArthur, 1961) e con l'aumento dell'abbondanza e ricchezza delle prede di macroinvertebrati acquatici (Larsen et al., 2010).

#### Metodo di monitoraggio

In Svizzera, i censimenti degli uccelli nidificanti sono generalmente organizzati a livello nazionale dalla Stazione Ornitologica Svizzera (Schweizerische Vogelwarte). Attualmente, per le zone umide, vengono censiti annualmente circa 100 siti (Tabella 10).

*Tabella 10: Il metodo "Breeding birds in wetlands" ("Uccelli nidificanti nelle zone umide") sviluppato dall'Istituto Ornitologico Svizzero è raccomandato per le indagini sull'avifauna.*

Metodo	Uccelli nidificanti nelle zone umide (Schweizerische Vogelwarte, 2006)
Parametri misurati	Numero di siti di uccelli nidificanti (sicuri e probabili) Numero delle specie di uccelli Numero delle specie e territori delle specie bersaglio Numero delle specie e territori di specie della Lista Rossa
Luogo del monitoraggio	Cartografia del territorio e monitoraggi specifici (percorsi predefiniti)
Periodo del monitoraggio	Inizio aprile – metà giugno (5 o più indagini per anno); controlli a livello locale in agosto.

#### Esperienze

Per le zone umide, la ricchezza delle specie di uccelli sembra essere un buon indicatore di un ecosistema sano (Żmihorski et al., 2016). Tuttavia, un censimento sull'avifauna in un'area ristretta di una riva lacustre rivitalizzata potrebbe anche non mostrare differenze significative rispetto a un sito di riferimento. Risulta quindi più appropriato concentrarsi su specifiche specie bersaglio (Lindsay et al., 2002).

Poiché le rive lacustri e le zone umide non sono importanti solo per gli uccelli nidificanti, ma anche per quelli migratori e gli ospiti invernali, risulta pure utile eseguire un censimento durante i periodi di migrazione e/o nei mesi invernali per i progetti di rivitalizzazione più grandi. Nel progetto della rivitalizzazione del delta della Reuss, per esempio, sia gli uccelli nidificanti che gli ospiti invernali facevano parte del controllo dell'efficacia della rivitalizzazione (Schmid

et al., 2016). Nonostante questo censimento nel complesso positivo, nel rapporto sono state evidenziate delle debolezze. Per esempio, sono stati eseguiti meno turni di osservazione in inverno e in piena estate, e non è stato possibile determinare con sufficiente precisione il successo della riproduzione e delle nascite. Nel complesso, tuttavia, il monitoraggio ha fornito informazioni importanti sullo sviluppo dell'avifauna nel delta della Reuss, anche grazie ai dati forniti da ornitologi volontari. Considerando il grande interesse della popolazione all'avifauna, il "Citizen-Science Project" potrebbe essere un metodo plausibile per il monitoraggio futuro nell'ambito dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri.

## 4 Discussione

La valutazione del successo ed il monitoraggio di una rivitalizzazione è una componente importante per il successo di un progetto di rivitalizzazione. I dati raccolti forniscono informazioni sull'evoluzione e sulle condizioni del sito rivitalizzato e a loro volta permettono di trarre conclusioni sul successo delle misure attuate. Alla fine, numerosi esperti traggono beneficio dal controllo dell'efficacia e tali informazioni possono essere incorporate direttamente in nuovi progetti. Considerando il valore e i costi relativamente bassi della valutazione del successo rispetto ai costi totali di un intervento di rivitalizzazione (Carvalho et al., 2019), è sorprendente che siano l'eccezione piuttosto che la regola. Anche se la consapevolezza degli enti pubblici dell'importanza della valutazione e del monitoraggio di una rivitalizzazione sta aumentando, non esiste ancora una linea guida per questa fase di un progetto, che includa una descrizione dei gruppi di indicatori e dei metodi di censimento da utilizzare.

Per garantire una raccolta dei dati coerente e ottenere dati comparabili tra loro, sarebbe necessario standardizzare il metodo. Inoltre, sarebbe opportuno disporre di una banca dati accessibile e di un documento che serve come linea guida. In Svizzera, la linea guida sviluppata per i progetti di rivitalizzazione dei corsi d'acqua può fungere da esempio (BAFU, 2020). Questo semplificherebbe anche un approccio condiviso per i laghi di importanza internazionale. Se le condizioni quadro e i requisiti per la valutazione ed il monitoraggio del successo sono definiti da entrambe le parti, Svizzera e paesi limitrofi, è più facile giungere a compromessi, soluzioni e sviluppare strategie comuni. Il presente studio riassume quali indicatori e metodi esistenti sono già stati usati in Svizzera e in Europa per la valutazione del successo di progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri, e quali potrebbero essere considerati per un approccio uniforme. Il passo successivo sarebbe quello di formare gruppi di esperti internazionali delle singole discipline. Essi dovrebbero esaminare qualora fossero necessarie informazioni supplementari e, in particolare, se i metodi di censimento e gli indici di valutazione esistenti sono adatti ai laghi prealpini Svizzeri-Italiani (Lago Maggiore e Lago Ceresio). Nel contesto del controllo dell'efficacia, tuttavia, ci sono alcune sfide che persistono, anche con linee guida e metodi d'indagine definiti.

### 4.1 La scelta dell'indicatore idoneo

La valutazione del successo di una rivitalizzazione comporta spesso il monitoraggio di alcuni parametri specifici per le singole specie (dimensione e densità della popolazione, classi di età, ecc.) o gruppi di specie (diversità e composizione delle specie, ecc.; Lindenmayer & Likens, 2010). Per le specie la cui biologia e l'interazione ecologica sono state ampiamente studiate, tali dati sono di grande valore. Con tali dati, è possibile identificare le tendenze e i fattori di stress temporanei o a lungo termine. In particolare, le lunghe serie di misurazioni forniscono informazioni importanti su cui dovrebbero basarsi le modifiche dei piani di gestione (Geri et al., 2016; Herrick et al., 2006). Secondo Block et al. (2001), il monitoraggio delle cosiddette specie ombrello (p. es. i canneti) è il più informativo, poiché esse dipendono da habitat su larga scala e la loro comparsa va di pari passo con l'emergenza di altre specie. Resta tuttavia ancora controverso se questo sia l'approccio giusto. In primo luogo, spesso non è chiaro come le

specie indicatrici selezionate dovrebbero essere rappresentative dell'ecosistema rivitalizzato (Siddig et al., 2016).

Secondariamente, viene spesso criticato il fatto che una specie o un gruppo di organismi indicatori da soli non possono rappresentare l'intera complessità di un ecosistema. Soprattutto per il controllo dell'efficacia in habitat altamente dinamici come le rive lacustri, l'attenzione su una singola specie o gruppo indicatore può essere troppo riduttivo (Lindenmayer & Likens, 2011). Invece di determinare la qualità dell'habitat a partire da singole specie o gruppi di specie, il metodo può essere applicato anche al contrario. Con la creazione e la rivitalizzazione di habitat eterogenei, le specie che dipendono da questi habitat e che tipicamente vi si trovano, ritornano (Madgwick et al., 2011; Tang et al., 2013). Tuttavia, anche tale approccio è spesso criticato, poiché ogni ecosistema è influenzato da una varietà di fattori e il ritorno di una comunità di specie non può essere attribuito unicamente alla disponibilità di habitat (Block et al., 2001; Hilderbrand et al., 2005). Per esempio, le condizioni meteorologiche, il clima, la connettività dell'habitat e la presenza di una popolazione di origine, ma anche di specie alloctone invasive, giocano un ruolo importante nella ricolonizzazione di un habitat (Guilizzoni et al., 2012). In conclusione, l'effetto del miglioramento morfologico può essere verificato solo monitorando ulteriori bioindicatori (p. es. quelli descritti nel Capitolo 3). Quali siano questi bioindicatori in termini concreti deve essere valutato sulla base delle condizioni specifiche di una zona lacustre o dell'intero lago e le caratteristiche del progetto. Per esempio, nel caso di cambiamenti nel substrato e nelle strutture dell'habitat, l'indagine sulla fauna ittica (giovani) e su parametri legati sarebbe appropriata.

## 4.2 Valutazione del progetto

L'obiettivo della rivitalizzazione è di solito il ripristino di una condizione prossima allo stato naturale. Tuttavia, l'obiettivo di ripristinare in pochi anni uno stato che in condizioni naturali ha richiesto decenni o addirittura secoli di sviluppo non è realistico (Hilderbrand et al., 2005). Inoltre, ogni ecosistema è soggetto ad una certa successione naturale e quindi concentrarsi su un unico stato finale predefinito non è appropriato. Nel migliore dei casi, la valutazione ed il monitoraggio del successo di una rivitalizzazione possono determinare se la riduzione o l'eliminazione di un fattore di stress ha l'effetto desiderato su alcuni indicatori. Anche questo è possibile solo se i cambiamenti avvengono durante il periodo del monitoraggio. Inoltre, in tanti casi, lo sviluppo positivo di un ecosistema può avvenire solo se tutti i fattori di stress sono stati considerati durante la rivitalizzazione (Palmer et al., 2010). Per esempio, anche in condizioni morfologicamente ottimali, una comunità di macrofite non può stabilirsi se le condizioni trofiche in un lago non lo permettono. Pertanto, la valutazione di successo non dovrebbe comportare un unico monitoraggio per rilevare i cambiamenti in un sito rivitalizzato, ma dovrebbe anche servire per determinare quali misure aggiuntive devono essere implementate per promuovere e mantenere un ecosistema funzionale in un processo iterativo di rivitalizzazione.

## 4.3 Scarsità di risorse per la valutazione e il monitoraggio del successo della rivitalizzazione

Essere in grado di rispondere a specifiche domande di ricerca grazie a un set di dati di grande dimensione e di alta qualità dovrebbe essere l'obiettivo di qualsiasi valutazione e monitoraggio

di un progetto. Tuttavia, i monitoraggi approfonditi sono costosi e non sempre realistici, soprattutto nel contesto di progetti di rivitalizzazione più piccoli (Lovett et al., 2007; K. E. Smokorowski & Randall, 2017). Una valutazione e un monitoraggio efficiente sono quindi sempre un compromesso tra la qualità dei dati, il tempo e i costi necessari per generare questi dati (McDonald-Madden et al., 2010). Lo sforzo impiegato in questa fase di una rivitalizzazione dovrebbe riflettere le dimensioni del progetto e, nel caso di progetti su larga scala, dovrebbe includere vari indicatori (Boon et al., 2019). Una possibilità di ridurre i costi della valutazione e del monitoraggio consiste nell'individuare alcuni studi in cui un gran numero di indicatori coordinati sono stati misurati in uno schema sperimentale scientificamente solido (ad esempio, BACI). Questi fornirebbero opportunità di apprendimento metodologico e di identificazione degli indicatori più utili. In tutti gli altri progetti, si dovrebbe utilizzare una selezione degli indicatori più importanti. Questi possono includere gruppi di organismi rilevanti ed una scelta di indicatori basata su dati precedenti.

Per i progetti su larga scala, è importante che la valutazione ed il monitoraggio del successo sia pianificato ed eseguito da specialisti. I costi necessari per questa fase del progetto dovrebbero essere inclusi sin dall'inizio e per tutta la durata del monitoraggio. Tuttavia, progetti di monitoraggio concomitanti, per esempio condotti da studenti di scienze ambientali, potrebbero avere un grande potenziale. In primo luogo, una risorsa precedentemente inutilizzata potrebbe essere sfruttata, e secondariamente, potrebbero essere creati progetti di ricerca innovativi che normalmente non sarebbero portati avanti da un ufficio ambientale. Inoltre, gli studenti potrebbero acquisire esperienza pratica con esempi sul campo. Allo stesso modo, il coinvolgimento della popolazione sotto forma di partecipazione cittadina ("citizenscience project") offre possibilità interessanti, almeno per alcuni indicatori. Metodi adattati che non richiedono conoscenze tecniche approfondite, così come una buona coordinazione e supervisione da parte di esperti locali, potrebbero essere la base per tali progetti. Inoltre, attraverso la partecipazione della popolazione, si possono raccogliere una grande quantità di dati per vaste aree, che altrimenti non potrebbero essere raccolti dai soli esperti. Specialmente per i laghi dove molte aree lungo la riva sono di proprietà privata, i progetti di partecipazione cittadina potrebbero fornire dati aggiuntivi. Per esempio, la stazione ornitologica Svizzera per anni ha portato avanti un monitoraggio degli uccelli a livello nazionale con l'aiuto di oltre 2'000 volontari. Inoltre, tali progetti aumentano la sensibilità del pubblico a questioni ambientali e promuovono il sostegno e l'accettazione popolare per l'attuazione di misure di conservazione della natura (Kennedy et al., 2016).

#### 4.4 Scambio di informazioni

Per rendere i dati e le esperienze ottenuti da progetti di valutazione e monitoraggio del successo di rivitalizzazione disponibili ai professionisti e alle parti interessate, una banca dati (inter)nazionale con dati verificati sui controlli dell'efficacia e sul monitoraggio sarebbe di notevole utilità (Sutherland et al., 2004). In Svizzera, esiste una piattaforma sviluppata esattamente per questo scopo ([www.plattform-renaturierung.ch](http://www.plattform-renaturierung.ch)). Tuttavia, attualmente l'attenzione è ancora concentrata quasi unicamente sui corsi d'acqua e i dati relativi alle rive lacustri dovrebbero essere aggiunti.

Sebbene esista già una vasta letteratura scientifica sull'importanza delle rive lacustri (Brauns et al., 2011; Ostendorp et al., 2004b; Pieczyńska, 1995), in particolare sull'estensione

e le conseguenze del loro degrado (Ostendorp et al., 1995), ci sono solo poche pubblicazioni dedicate ad esempi di progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri e sul controllo dell'efficacia di tali progetti. I rapporti dei progetti di rivitalizzazione sono spesso pubblicati localmente sotto forma di letteratura grigia e sono difficilmente accessibili per gli esterni (Baastrup-Spohr et al., 2016). Imparare dalle esperienze di altri che hanno affrontato casi simili può facilitare il processo decisionale e supportarlo con dati aggiornati. Per raggiungere questo obiettivo, è essenziale una migliore collaborazione tra professionisti, ricercatori ed enti pubblici.

#### 4.5 Conclusioni

Il controllo dell'efficacia non solo permette di valutare se le misure di rivitalizzazione diano l'effetto auspicato, ma fornisce anche dati importanti per comprendere meglio l'interazione dei diversi fattori di stress nell'ecosistema lacustre. Un progetto ben elaborato, dalla definizione dell'obiettivo della rivitalizzazione fino alla valutazione e all'interpretazione dei dati, è cruciale e dovrebbe essere una parte fondamentale della pianificazione del progetto. Dal punto di vista scientifico, un monitoraggio a lungo termine seguendo lo schema BACI (con vari siti di controllo) sarebbe il procedimento consigliato perché ha le maggiori possibilità di fornire risultati solidi, la massima efficienza degli sforzi di rivitalizzazione, e opportunità di apprendimento per progetti simili. Di solito è necessario un monitoraggio di almeno dieci anni per rilevare cambiamenti statisticamente significativi (Vaughan et al., 2001). È importante essere coscienti che i cambiamenti voluti spesso non avvengono nei tempi desiderati e i risultati degli sforzi di rivitalizzazione sono talvolta visibili solo molti anni dopo (Hughes et al., 2011). Inoltre, la durata e gli intervalli ottimali di monitoraggio variano molto fra i diversi gruppi di organismi e i diversi processi. Una banca dati (inter)nazionale e una piattaforma di scambio, su cui i risultati della valutazione e del monitoraggio di progetti di rivitalizzazione possono essere condivisi, creano l'opportunità di imparare dalle esperienze altrui e sarebbe certamente uno strumento prezioso per i professionisti e i ricercatori.

La valutazione del successo ed il monitoraggio dei progetti di rivitalizzazione delle rive lacustri dovrebbe essere una procedura standard. Per garantire indagini coerenti, è necessaria una linea guida sviluppata da vari esperti, che definisce gli indicatori da considerare per diversi tipi di progetti di rivitalizzazione. Questo potrebbe anche fornire la base per pianificare e implementare un sistema di valutazione e monitoraggio delle rivitalizzazioni in laghi di importanza internazionale come il Lago Ceresio. Non solo facilita la pratica della rivitalizzazione, ma genererà anche serie di dati comparabili tra i diversi progetti.

L'uso adeguato delle risorse per la valutazione delle rivitalizzazioni rimane una sfida, anche con il sostegno finanziario degli enti pubblici. Il controllo dell'efficacia potrebbe essere effettuato solo per alcuni progetti rappresentativi. Questo, offre l'opportunità di realizzare progetti innovativi (incl. nuovi bioindicatori), per alcuni casi anche con la partecipazione cittadina. Non da ultimo, l'accettazione e il sostegno della popolazione sono spesso fattori decisivi per la realizzazione di un progetto di rivitalizzazione; soprattutto se l'area è di interesse pubblico, come spesso è il caso per le rive lacustri.



## 4.6 Prospettive

Lo scopo di questo studio era quello di fornire una panoramica dei metodi che possono essere utilizzati per il controllo dell'efficacia degli interventi di rivitalizzazione delle rive lacustri. Per alcuni indicatori ci sono già metodi esistenti (macroinvertebrati) o che hanno solo bisogno di essere leggermente adattati da utilizzare sulle rive lacustri (macrofite, avifauna). Per altri gruppi di indicatori invece (Brauns et al., 2007, 2008; González Sagrario & Balseiro, 2010; Heino, 2000; Jurca et al., 2012; Miler & Brauns, 2020; Šiling & Urbanič, 2016; Tolonen et al., 2001) ce (p. es. per i processi ecosistemici), c'è ancora molto da recuperare e non è stato possibile raccomandare un metodo concreto. Con questo progetto la CIP AIS ha trattato un tema importante e ha mostrato chiaramente la necessità affrontare il tema.

## 5 Bibliografia

- Abrahams, C. (2005). The ecology and management of drawdown zones. *British Wildlife*, 16, 395–402.
- Abrahams, C. (2008). Climate change and lakeshore conservation: A model and review of management techniques. *Hydrobiologia*, 613(1), 33–43.
- Ajima, M. (2002). Accumulation of seeds of exotic species in the soil seed bank in Japan. *保全生態学研究*, 6, 155–177.
- Alexander T., Seehausen O. (2021). Diversity, distribution and community composition of fish in perialpine lakes – “Projet Lac” synthesis report. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. 282 pages. ISBN 978-3-906484-76-1.
- Anderson, M. R., & Kalff, J. (1988). Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes\*. *Freshwater Biology*, 19(1), 115–121.
- Andrews, J., & Kinsman, D. (1991). Gravel pit restoration for wildlife: A practical manual. RSPB.
- Antoniazza, M., Clerc, C., Le Nédic, C., Sattler, T., & Lavanchy, G. (2018). Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: Evidence from a 30-year experiment. *Biodiversity and Conservation*, 27(3), 749–763.
- Arlinghaus, R. (2017). Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V.
- Aroviita, J., & Hämäläinen, H. (2008). The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia*, 613(1), 45–56.
- Aschauer, M., Grabher, M., Loacker, I., & Strauss, A. (2019). Mehrerauer Seeufer – Bregenzerachmündung. Jahresbericht 2018 (S. 64).
- Baastrup-Spohr, L., Kragh, T., Petersen, K., Moeslund, B., Schou, J., & Sand-Jensen, K. (2016). Remarkable richness of aquatic macrophytes in 3-years old re-established Lake Fil, Denmark. *Ecological Engineering*, 95, 375–383.
- Bacci, G., Cerri, M., Lastrucci, L., Ferranti, F., Ferri, V., Foggi, B., Gigante, D., Venanzoni, R., Viciani, D., Mengoni, A., Reale, L., & Coppi, A. (2018). Applying predictive models to decipher rhizobacterial modifications in common reed die-back affected populations. *Science of The Total Environment*, 642, 708–722.
- BAFU. (2020). Wirkungskontrolle Revitalisierung (S. 126). <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/massnahmen-zum-schutz-der-gewaesser/renaturierung-der-gewaesser/revitalisierungen/praxisleitfaden-zur-wirkungskontrolle.html>
- BAFU (2005). Feststoffbeobachtung in der Schweiz. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wasser/wasser--publikationen/publikationen-wasser/feststoffbeobachtung-in-der-schweiz.html>
- BAFU (2016). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Seen—Ökomorphologie Seeufer (UV-1632-D; S. 73). <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wasser/wasser--publikationen/publikationen-wasser/methoden-zur-untersuchung-und-beurteilung-der-seen.html>
- BAFU (2018). Revitalisierung Seeufer—Strategische Planung (UV-1834-D; S. 44). <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wasser/wasser--publikationen/publikationen-wasser/revitalisierung-seeufer-strategische-planung.html>
- Bancroft, G. T., Strong, A., Sawicki, R. J., Hoffman, W., & Jewell, S. (1994). Relationships among wading bird foraging patterns, colony locations, and hydrology in the Everglades. 615–657.
- Bartels, P., Hirsch, P. E., Svanbäck, R., & Eklöv, P. (2016). Dissolved organic carbon reduces habitat coupling by top predators in lake ecosystems. *Ecosystems*, 19(6), 955–967.
- Beck, M. W., Vondracek, B., & Hatch, L. K. (2013). Between- and within-lake responses of macrophyte richness metrics to shoreline development. *Lake and Reservoir Management*, 29(3), 179–193.
- Benson, B. J., & Magnuson, J. J. (1992). Spatial Heterogeneity of Littoral Fish Assemblages in Lakes: Relation to Species Diversity and Habitat Structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(7), 1493–1500.
- Bergamini, A., Ginzler, C., Schmidt, B. R., Bedolla, A., Boch, S., Ecker, K., Graf, U., Küchler, H., Küchler, M., Dosch, O., & Holderegger, R. (2019). Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011–2017 der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (Heft 85). WSL.

- Bernabei, S., Cappelletti, C., Ciutti, F., Dallafior, V., Dalmiglio, A., Fabiani, C., Mancini, L., Monauni, C., Pozzi, S., Scardi, M., Tancioni, L., Zennaro, B., & Siligardi Maurizio (Coordinator Of The Group). (2010). Lake Shorezone Functionality Index (SFI). ISPRA Rome and APPA Trento.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31–41.
- Block, W. M., Franklin, A. B., Ward, J. P., Ganey, J. L., & White, G. C. (2001). Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Restoration Ecology*, 9(3), 293–303.
- Blomqvist, M., Bekker, R., & Vos, P. (2003). Restoration of ditch bank plant species richness: The potential of the soil seed bank. *Applied Vegetation Science*, 6(2), 179–188.
- Böhmer, J. (2017). *Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA* (S. 78).
- Boggero, A.; Zaupa, S.; Bettinetti, R.; Ciampittiello, M.; Fontaneto, D. (2020). The Benthic Quality Index to assess water quality of lakes may be affected by confounding environmental features. *Water* 12(9), 2519
- Boggero, A.; Zaupa, S.; Cancellario, T.; Lencioni, V.; Marziali, L.; Rossaro, B. (2017). Italian Classification Method for Macroinvertebrates in Lakes. Method Summary; Report CNR ISE, 03.16; Istituto Italiano di Idrobiologia: Verbania, Italy; p. 16.
- Boon, P., Argillier, C., Boggero, A., Ciampittiello, M., England, J., Peterlin, M., Radulović, S., Rowan, J., Soszka, H., & Urbanič, G. (2019). Developing a standard approach for assessing the hydromorphology of lakes in Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(4), 655–669.
- Bragg, O. M., Duck, R. W., Rowan, J.S., & Black, A. R. (2003). Review of methods for assessing the hydromorphology of lakes (S. 138) [Final Report]. Sniffer.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., & Mooney, H. A. (2007). The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32(1), 67–98.
- Brauns, M., Garcia, X.-F., & Pusch, M. T. (2008). Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. In K. M. Wantzen, K.-O. Rothhaupt, M. Mörtl, M. Cantonati, L. G. -Tóth, & P. Fischer (Hrsg.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes* (S. 5–12). Springer Netherlands.
- Brauns, M., Garcia, X.-F., Walz, N., & Pusch, M. T. (2007). Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes: Effects of shoreline development on invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1138–1144.
- Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X.-F., Walz, N., & Pusch, M. T. (2011). Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs: Shoreline development alters food webs. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 916–925.
- Bryan, M. D., & Scarnecchia, D. L. (1992). Species richness, composition, and abundance of fish larvae and juveniles inhabiting natural and developed shorelines of a glacial Iowa lake. *Environmental Biology of Fishes*, 35(4), 329–341.
- Čížková-Končalová, H., Květ, J., & Thompson, K. (1992). Carbon starvation: A key to reed decline in eutrophic lakes. *Aquatic Botany*, 43(2), 105–113.
- Cardille, J. A., Carpenter, S. R., Coe, M. T., Foley, J. A., Hanson, P. C., Turner, M. G., & Vano, J. A. (2007). Carbon and water cycling in lake-rich landscapes: Landscape connections, lake hydrology, and biogeochemistry. *Journal of Geophysical Research*, 112(G2), G02031.
- Carmignani, J. R., & Roy, A. H. (2017). Ecological impacts of winter water level drawdowns on lake littoral zones: A review. *Aquatic Sciences*, 79(4), 803–824.
- Carpenter, S. R., & Lathrop, R. C. (1999). Lake restoration: Capabilities and needs. *Hydrobiologia*, 395/396, 19–28.
- Carvalho, L., Mackay, E. B., Cardoso, A. C., Baattrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K. L., Borics, G., Borja, A., Feld, C. K., Ferreira, M. T., Globevnik, L., Grizzetti, B., Hendry, S., Hering, D., Kelly, M., Langaas, S., Meissner, K., Panagopoulos, Y., Penning, E., ... Solheim, A. L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 658, 1228–1238.
- Cerri, M., Sapkota, R., Coppi, A., Ferri, V., Foggi, B., Gigante, D., Lastrucci, L., Selvaggi, R., Venanzoni, R., Nicolaisen, M., Ferranti, F., & Reale, L. (2017). Oomycete Communities Associated with Reed Die-Back Syndrome. *Frontiers in Plant Science*, 8.

- Chambers, P. A. (1987). Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(9), 1666–1669.
- Chambers, P., & Kaiff, J. (2011). Depth Distribution and Biomass of Submersed Aquatic Macrophyte Communities in Relation to Secchi Depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 701–709. <https://doi.org/10.1139/f85-090>
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9–26.
- Chen, F., Lu, S., Hu, X., He, Q., Feng, C., Xu, Q., Chen, N., Ngo, H. H., & Guo, H. (2019). Multi-dimensional habitat vegetation restoration mode for lake riparian zone, Taihu, China. *Ecological Engineering*, 134, 56–64.
- Choi, Y. D. (2007). Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology*, 15(2), 351–353.
- Christensen, D. L., Herwig, B. R., Schindler, D. E., & Carpenter, S. R. (1996). Impacts of lakeshore residential development on coarse woody debris in north temperate lakes. *Ecological Applications*, 6(4), 1143–1149.
- Clevering, O. A. (2004). Effects of litter accumulation and water table on morphology and productivity of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and Management* 5, 275–287.
- Coops, H., Kerkum, F. C. M., van den Berg, M. S., & van Splunder, I. (2007). Submerged macrophyte vegetation and the European Water Framework Directive: Assessment of status and trends in shallow, alkaline lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 584(1), 395–402.
- Costantini, M. L., Rossi, L., Scialanca, F., Nascetti, G., Rossi, D., & Sabetta, L. (2007). Association of riparian features and water chemistry with reed litter breakdown in a volcanic lake (Lake Vico, Italy). *Aquatic Sciences*, 69(4), 503–510.
- Craig, R. J., & Beal, K. G. (1992). The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut River estuary. *The Wilson bulletin*, 104(2), 295–311.
- Crisman, T. L., Alexandridis, T. K., Zalidis, G. C., & Takavakoglou, V. (2014). *Phragmites* distribution relative to progressive water level decline in Lake Koronia, Greece. *Ecohydrology*, 7(5), 1403–1411
- Czarnecka, M. (2016). Coarse woody debris in temperate littoral zones: Implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia*, 767(1), 13–25.
- Czarnecka, M., & Miler, O. (2018). Decay processes in woody debris influence the taxonomic and functional composition of littoral macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(10), 1596–1605.
- Dachroth, W. (2017). *Handbuch der Baugologie und Geotechnik*. Springer Berlin Heidelberg.
- Dahlgren, J., & Ehrlén, J. (2005). Distribution patterns of vascular plants in lakes—The role of metapopulation dynamics. *Ecography*, 28, 49–58.
- Dale, V. H., & Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1(1), 3–10.
- Dazé Querry, N., & Harper, K. A. (2017). Structural diversity as a habitat indicator for endangered lakeshore flora using an assemblage of common plant species in Atlantic Canada. *Plant Ecology*, 218(11–12), 1339–1353.
- DeGasparro, S. L., Beresford, D. V., Prater, C., & Frost, P. C. (2020). Leaf litter decomposition in boreal lakes: Variable mass loss and nutrient release ratios across a geographic gradient. *Hydrobiologia*, 847(3), 819–830.
- Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R., & Mehner, T. (2005). Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology*, 42(5), 901–909.
- Donohue, I., Donohue, L. A., Ní Ainín, B., & Irvine, K. (2009). Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiologia*, 633(1), 105–122. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9868-8>
- Duarte, S., Wurzbacher, C., & Seena, S. (2020). Metabarcoding of Litter-Associated Fungi and Bacteria. In F. Bärlocher, M. O. Gessner, & M. A. S. Graça (Hrsg.), *Methods to Study Litter Decomposition* (S. 339–346). Springer International Publishing.
- Dustin, D. L., & Vondracek, B. (2017). Nearshore Habitat and Fish Assemblages along a Gradient of Shoreline Development. *North American Journal of Fisheries Management*, 37(2), 432–444.
- Ellen Macdonald, S., Eaton, B., Machtans, C. S., Paszkowski, C., Hannon, S., & Boutin, S. (2006). Is forest close to lakes ecologically unique?: Analysis of vegetation, small mammals, amphibians, and songbirds. *Forest Ecology and Management*, 223(1), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.017>

- Elias, J. E., & Meyer, M. W. (2003). Comparisons of undeveloped and developed shorelands, northern Wisconsin, and recommendations for restoration. *Wetlands*, 23(4), 800–816.
- Elphick, C. S. (2004). Assessing conservation trade-offs: Identifying the effects of flooding rice fields for waterbirds on non-target bird species. *Biological Conservation*, 117(1), 105–110.
- Erosee. (2006). Critère de dimensionnement et recommandations pratiques pour la protection des rives lacustres—Bemessungsgrundlagen und praktische Empfehlungen für Uferschutzmassnahmen (Teil 4; Erosionsprozesse und Uferstabilität an Binnenseen).
- Erwin, K. L. (1990). Freshwater marsh creation and restoration in the southeast. *Wetland Creation and Restoration*.
- Euliss, N. H., LaBaugh, J. W., Fredrickson, L. H., Mushet, D. M., Laubhan, M. K., Swanson, G. A., Winter, T. C., Rosenberry, D. O., & Nelson, R. D. (2004). The wetland continuum: A conceptual framework for interpreting biological studies. *Wetlands*, 24(2), 448–458.
- European Commission. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Nr. 32000L0060; Bd. 327, S. 71). *Off. J. Eur. Commun.*
- Evtimova, V., & Donohue, I. (2016). Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology*, 61, 251–264.
- Falk, D. A., Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Society for Ecological Restoration International (ed.). (2006). *Foundations of restoration ecology*. Island Press.
- Farmer, A. M. (1990). The effects of lake acidification on aquatic macrophytes—A review. *Environmental Pollution*, 65(3), 219–240.
- Feng, W., Santonja, M., Bragazza, L., & Buttler, A. (2020). Shift in plant-soil interactions along a lakeshore hydrological gradient. *Science of The Total Environment*, 742, 140254.
- Fitzsimons, J. D. (1996). The significance of man-made structures for lake trout spawning in the Great Lakes: Are they a viable alternative to natural reefs? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(S1), 142–151.
- Flury, S., McGinnis, D. F., & Gessner, M. O. (2010). Methane emissions from a freshwater marsh in response to experimentally simulated global warming and nitrogen enrichment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G1).
- Francis, T. B., & Schindler, D. E. (2009). Shoreline urbanization reduces terrestrial insect subsidies to fishes in North American lakes. *Oikos*, 118(12), 1872–1882.
- Gabel, F., Garcia, X. F., Schnauder, I., & Pusch, M. T. (2012). Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. *Freshwater Biology*, 57(12), 2425–2435.
- Gabel, F., Garcia, X.-F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M., & Pusch, M. T. (2008). Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology*, 53(8), 1567–1578.
- Gaeta, J. W., Sass, G. G., & Carpenter, S. R. (2014). Drought-driven lake level decline: Effects on coarse woody habitat and fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(2), 315–325.
- Gassner, H., Achleitner, D., & Luger, M. (2018). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil B1—Fische (S. 38). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Gasith, A., & Gafny, S. (1990). Effects of Water Level Fluctuation on the Structure and Function of the Littoral Zone. In M. M. Tilzer & C. Serruya (A c. Di), *Large Lakes: Ecological Structure and Function* (pagg. 156–171). Springer.
- Gerì, F., La Porta, N., Zottele, F., & Ciolli, M. (2016). Mapping Historical Data: Recovering a Forgotten Floristic and Vegetation Database for Biodiversity Monitoring. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 5, 100.
- Gigante, D., Angiolini, C., Landucci, F., Maneli, F., Nisi, B., Vaselli, O., Venanzoni, R., & Lastrucci, L. (2014). New occurrence of reed bed decline in southern Europe: Do permanent flooding and chemical parameters play a role? *Comptes Rendus Biologies*, 337(7), 487–498.
- Gigante, D., Venanzoni, R., & Zuccarello, V. (2011). Reed die-back in southern Europe? A case study from Central Italy. *Comptes Rendus Biologies*, 334(4), 327–336.
- Ginn, B. K. (2011). Distribution and limnological drivers of submerged aquatic plant communities in Lake Simcoe (Ontario, Canada): Utility of macrophytes as bioindicators of lake trophic status. *Journal of Great Lakes Research*, 37, 83–89.

- González Sagrario, M. de los Á., & Balseiro, E. (2010). The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake: The use of macrophyte refuge by zooplankton. *Freshwater Biology*, 55(10), 2153–2166.
- Gulizzoni, P., Levine, S. N., Manca, M., Marchetto, A., Lami, A., Ambrosetti, W., Brauer, A., Gerli, S., Carrara, E. A., Rolla, A., Guzzella, L., & Vignati, D. A. L. (2012). Ecological effects of multiple stressors on a deep lake (Lago Maggiore, Italy) integrating neo and palaeolimnological approaches. *Journal of Limnology*, 71(1), 1.
- Halle, S. (2007). Science, Art, or Application of the «Karma» of Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 15(2), 358–361.
- Haskell, D. E., Webster, C. R., Bales, A. L., Meyer, M. W., & Flaspohler, D. J. (2017). Assessment of Wildlife Habitat Attributes at Restoration Projects on Northern Wisconsin Lakeshores. *Northeastern Naturalist*, 24(4), 391–412.
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: Challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750(1), 147–170.
- Heino, J. (2000). Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*, 418(1), 229–242.
- Helmus, M. R., & Sass, G. G. (2008). The rapid effects of a whole-lake reduction of coarse woody debris on fish and benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53(7), 1423–1433.
- Henning, B. M., & Remsburg, A. J. (2009). Lakeshore vegetation effects on avian and anuran populations. *The American Midland Naturalist*, 161(1), 123–133.
- Herrick, J. E., Schuman, G. E., & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14(3), 161–171.
- Hilbe, M. (2015). Bathymetriedaten Bielersee 2015 (Version 1.0.1) (21pp.). Universität Bern.
- Hilderbrand, R., Watts, A., & Randle, A. (2005). The Myths of Restoration Ecology. *Ecology and Society*, 10.
- Hill, N. M., Keddy, P. A., & Wisheu, I. C. (1998). A Hydrological Model for Predicting the Effects of Dams on the Shoreline Vegetation of Lakes and Reservoirs. *Environmental Management*, 22(5), 723–736.
- Hofmann, H., Lorke, A., & Peeters, F. (2008). Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. *Hydrobiologia*, 613(1), 85–96. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9474-1>
- Hofmann, H., & Ostendorp, W. (2019). Seeufer: Wellen - Erosion - Schutz - Renaturierung: Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz - Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018).
- Holsten, B., Schoenberg, W., & Jensen, K. (2013). Schutz und Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte: Ein Leitfaden für die Praxis (1. Nachdruck Dezember 2013). LLUR.
- Hoover, J. P. (2009). Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. *Wetlands*, 29(2), 563–573.
- Horinouchi, M., Kume, G., Yamaguchi, A., Toda, K., & Kurata, K. (2008). Food habits of small fishes in a common reed *Phragmites australis* belt in Lake Shinji, Shimane, Japan. *Ichthyological Research*, 55(3), 207–217.
- Horiuchi, M., Fukamachi, K., & Oku, H. (2011). Reed community restoration projects with citizen participation: An example of the practical use of Satoyama landscape resources in Shiga Prefecture, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 7(2), 217–222.
- IGKB. (2009). Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees (Nr. 55; S. 122).
- Iseli, C. (2012). Verbaute Seeufer aufwerten (S. 8). Kanton Luzern, Raumentwicklung, Wirtschaftsförderung und Geoinformation.
- Iseli, C., La Poutre, M., & De Cesare, G. (2020). Arbeitshilfe Seeuferrevitalisierung. Verein für Ingenieurbilogie VIB, Heft 1.
- Iseli, C., Schiefer, A., & Barhouni, Z. (2020). 30 Jahre Schilfschutz am Bielersee – eine Erfolgskontrolle. Landschaftswerk Biel-Seeland AG.
- Isola, C. R., Colwell, M. A., Taft, O. W., & Safran, R. J. (2000). Interspecific differences in habitat use of shorebirds and waterfowl foraging in managed wetlands of California's San Joaquin Valley. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 23(2), 196–203.
- Istituto microbiologia (IM-SUPSI). (2022). Effetti dell'ecomorfologia sulla decomposizione della materia organica negli ecosistemi delle rive del Lago Ceresio. Programma triennale 2019-2021. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 80 pp.
- Jellinek, S., Te, T., Gehrig, S. L., Stewart, H., & Nicol, J. M. (2016). Facilitating the restoration of aquatic plant communities in a Ramsar wetland: Facilitating wetland restoration. *Restoration Ecology*, 24(4), 528–537.

- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen C. (eds.) (1997). The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* 131, Springer, Heidelberg.
- Jurca, T., Donohue, L., Laketić, D., Radulović, S., & Irvine, K. (2012). Importance of the shoreline diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*, 180(2), 175–184.
- Jurca, T., Donohue, L., McGoff, E., Tunali, S. Y., & Irvine, K. (2021). Unravelling the effect of multiple stressors on ecological structure of littoral lake macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology*, 106(3–4), 202–212.
- Jupp, B. J., & Spence, D. H. N. (1977). Limitations of Macrophytes in a Eutrophic Lake, Loch Leven: II. Wave Action, Sediments and Waterfowl Grazing. *The Journal of Ecology*, 65(2), 431. <https://doi.org/10.2307/2259493>
- Kampfraath, A. A., Hunting, E. R., Mulder, C., Breure, A. M., Gessner, M. O., Kraak, M. H. S., & Admiraal, W. (2012). DECOTAB: A multipurpose standard substrate to assess effects of litter quality on microbial decomposition and invertebrate consumption. *Freshwater Science*, 31(4), 1156–1162.
- Kanton Zürich. (2013). Zürichsee 2050—Grundlagenbericht: Analyse, Zielbild, Massnahmen.
- Kaufmann, P. R., Hughes, R. M., Whittier, T. R., Bryce, S. A., & Paulsen, S. G. (2014). Relevance of lake physical habitat indices to fish and riparian birds. *Lake and Reservoir Management*, 30(2), 177–191.
- Keddy, P. A. (1982). Quantifying within-lake gradients of wave energy: Interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in axe lake, Ontario. *Aquatic Botany*, 14, 41–58.
- Keddy, P., & Fraser, L. H. (2000). Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: The role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 5(3), 177–185.
- Kennedy, T. A., Muehlbauer, J. D., Yackulic, C. B., Lytle, D. A., Miller, S. W., Dibble, K. L., Kortenhoeven, E. W., Metcalfe, A. N., & Baxter, C. V. (2016). Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. *BioScience*, 66(7), 561–575.
- Kim, J. Y., Yano, T., Nakanishi, R., Tagami, H., & Nishihiro, J. (2019). Artificial wave breakers promote the establishment of alien aquatic plants in a shallow lake. *Biological Invasions*, 21(5), 1545–1556.
- King, S., & Buckney, R. (2001). Exotic plants in the soil-stored seed bank of urban bushland. *Australian Journal of Botany*, 49, 717–720.
- Kleindl, P. M., & Steinman, A. D. (2021). Contrasting trajectories in macrophyte community development after shoreline restoration: Water level obscures trends. *Aquatic Botany*, 169, 103327.
- Kovalenko, K. E., Brady, V. J., Ciborowski, J. J. H., Host, G. E., & Johnson, L. B. (2020). Macroinvertebrate and Fish community metrics: Confounding effects and consistency over time. *Wetlands*, 40(5), 1107–1116.
- Kovalenko, K. E., Johnson, L. B., Riseng, C. M., Cooper, M. J., Johnson, K., Mason, L. A., McKenna, J. E., Sparks-Jackson, B. L., & Uzarski, D. G. (2018). Great Lakes coastal fish habitat classification and assessment. *Journal of Great Lakes Research*, 44(5), 1100–1109.
- Kubin, P., & Melzer, A. (1997). Chronological relationship between eutrophication and reed decline in three lakes of southern Germany. *Folia Geobotanica*, 32(1), 15–23.
- Kühl, H., & Zemlin, R. (2000). Increasing the efficiency of reed plantations on stressed lake and river shores by using special clones of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 415–424.
- Laanbroek, H. J. (1990). Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: A review. *Aquatic Botany*, 38(1), 109–125.
- Lastrucci, L., Cerri, M., Coppi, A., Ferranti, F., Ferri, V., Foggi, B., Lazzaro, L., Reale, L., Venanzoni, R., Viciani, D., & Gigante, D. (2017). Understanding common reed die-back: A phytocoenotic approach to explore the decline of palustrine ecosystems. *Plant Sociology*, 54(2)S1, 15–28.
- Lastrucci, L., Gigante, D., Vaselli, O., Nisi, B., Viciani, D., Reale, L., Coppi, A., Fazzi, V., Bonari, G., & Angiolini, C. (2016). Sediment chemistry and flooding exposure: A fatal cocktail for *Phragmites australis* in the Mediterranean basin? *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 52, 365–377.
- Latinopoulos, D., Ntislidou, C., & Kagalou, I. (2018). A multi-approach Lake Habitat Survey method for impact assessment in two heavily modified lakes: A case of two Northern Greek lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(11), 658.
- LAWA. (2015). Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren)—2. Überarbeitete und erweiterte Fassung (2015) im Rahmen des LAWA-Projektes O5.13.

- LAWA. (2019). Fortschreibung der „Verfahrensanleitung zur uferstrukturellen Gesamtsekklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren“ (Projekt-Nr. O 6.18).
- Leira, M., & Cantonati, M. (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. In K. M. Wantzen, K.-O. Rothhaupt, M. Mörtl, M. Cantonati, L. G. -Tóth, & P. Fischer (eds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes* (pgg. 171–184). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6_16)
- Lewin, W.-C., Mehner, T., Ritterbusch, D., & Brämick, U. (2014). The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. *Hydrobiologia*, 724(1), 293–306.
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328.
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2011). Direct Measurement Versus Surrogate Indicator Species for Evaluating Environmental Change and Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 14(1), 47–59.
- Lindsay, A. R., Gillum, S. S., & Meyer, M. W. (2002). Influence of lakeshore development on breeding bird communities in a mixed northern forest. *Biological Conservation*, 107(1), 1–11.
- Liu, D., Wang, X., Zhang, Y., Yan, S., Cui, B., & Yang, Z. (2019). A Landscape Connectivity Approach for Determining Minimum Ecological Lake Level: Implications for Lake Restoration. *Water*, 11(11), 2237.
- Lorenz, S., Pusch, M. T., & Blaschke, U. (2015). Minimum shoreline restoration requirements to improve the ecological status of a north-eastern German glacial lowland lake in an urban landscape. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*, 186(4), 323–332.
- Lovett, G. M., Burns, D. A., Driscoll, C. T., Jenkins, J. C., Mitchell, M. J., Rustad, L., Shanley, J. B., Likens, G. E., & Haeuber, R. (2007). Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(5), 253–260.
- Luthard, V. (2005). Lebensräume im Wandel: Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburg. (Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg Nr. 94; 188pp.).
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., & Chen, J. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, 30(1), 15–27.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3), 594–598.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20–31.
- Madgwick, G., Emson, D., Sayer, C. D., Willby, Nigel. J., Rose, N. L., Jackson, M. J., & Kelly, A. (2011). Centennial-scale changes to the aquatic vegetation structure of a shallow eutrophic lake and implications for restoration: Long-term macrophyte history of a shallow lake. *Freshwater Biology*, 56(12), 2620–2636.
- McDonald-Madden, E., Baxter, P. W. J., Fuller, R. A., Martin, T. G., Game, E. T., Montambault, J., & Possingham, H. P. (2010). Monitoring does not always count. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(10), 547–550.
- McGoff, E., Aroviita, J., Pilotto, F., Miler, O., Solimini, A. G., Porst, G., Jurca, T., Donohue, L., & Sandin, L. (2013). Assessing the relationship between the Lake Habitat Survey and littoral macroinvertebrate communities in European lakes. *Ecological Indicators*, 25, 205–214.
- McGoff, E., & Irvine, K. (2009). A test of the association between Lake Habitat Quality Assessment and macroinvertebrate community structure. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(5), 520–533.
- Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., & Lemcke, R. (2005). Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology*, 50(1), 70–85.
- Miler, O., & Brauns, M. (2020). Hierarchical response of littoral macroinvertebrates to altered hydromorphology and eutrophication. *Science of The Total Environment*, 743, 140582.
- Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., & Pusch, M. T. (2013). Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 34, 398–410.
- Miler, O., Pusch, M., & Böhmer, J. (2016). Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Strukturgütegestützten Gesamtseebewertung.



- Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/weiterentwicklung-des-deutschen-makrozoobenthos>
- Mitsch, W., & Wilson, R. (1996). Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design. *Ecological Applications*, 6, 77.
- Mjelde, M., Hellsten, S., & Ecke, F. (2013). A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia*, 704(1), 141–151.
- Moiseenko, T. I. (2005). Effects of acidification on aquatic ecosystems. *Russian Journal of Ecology*, 36(2), 93–102.
- Mosisch, T. D., & Arthington, A. H. (1998). The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 3(1), 1–17.
- Müller, B., Sayah, S. M., Wyler, E., & Schmocker, P. (2015). Soft shore protection in Swiss lakes: physical modelling and in-situ measurements. *Proceedings of the 11<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation (Stellenbosch, South Africa)*.
- Nathan, R., Schurr, F. M., Spiegel, O., Steinitz, O., Trakhtenbrot, A., & Tsoar, A. (2008). Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(11), 638–647.
- Nechwatal, J., Wielgoss, A., & Mendgen, K. (2008). Flooding events and rising water temperatures increase the significance of the reed pathogen *Pythium phragmitis* as a contributing factor in the decline of *Phragmites australis*. *Hydrobiologia*, 613, 109–115.
- Newbrey, M., Bozek, M., Jennings, M., & Cook, J. (2005). Branching complexity and morphological characteristics of coarse woody structure as lacustrine fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2110–2123.
- Niederberger, K., & Sturzenegger, M. (2014). Wasserpflanzenerhebungen—Methodik zur Erfassung der Wasserpflanzen- und Seegrundverhältnisse. *Aqua & Gas*, 7/8, 66–77.
- Nishihiro, J., Nishihiro, M. A., & Washitani, I. (2006). Restoration of wetland vegetation using soil seed banks: Lessons from a project in Lake Kasumigaura, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 2(2), 171–176.
- Nõges, T., Luup, H., & Feldmann, T. (2010). Primary production of aquatic macrophytes and their epiphytes in two shallow lakes (Peipsi and Võrtsjärv) in Estonia. *Aquatic Ecology*, 44(1), 83–92.
- Nowak, B., & Lawniczak-Malińska, A. E. (2019). The influence of hydrometeorological conditions on changes in littoral and riparian vegetation of a meromictic lake in the last half-century. *Water*, 11(12), 2651.
- Obolewski, K. (2011). Macrozoobenthos patterns along environmental gradients and hydrological connectivity of oxbow lakes. *Ecological Engineering*, 37(5), 796–805.
- Ogdahl, M. E., & Steinman, A. D. (2015). Factors influencing macrophyte growth and recovery following shoreline restoration activity. *Aquatic Botany*, 120, 363–370.
- Ogden. (1994). A comparison of wading bird nesting colony dynamics (1931-1946 and 1974-1989) as an indication of ecosystem conditions in the southern Everglades. In *Everglades*. CRC Press.
- Okun, N., & Mehner, T. (2005). Distribution and feeding of juvenile fish on invertebrates in littoral reed (*Phragmites*) stands. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(2), 139–149.
- O’Neal, B., Heske, E., & Stafford, J. (2010). Waterbird response to wetlands restored through the conservation reserve enhancement program. *The Journal of Wildlife Management*, 72, 654–664.
- Ostendorp, W. (1989). ‘Die-back’ of reeds in Europe—A critical review of literature. *Aquatic Botany*, 35(1), 5–26.
- Ostendorp, W. (2004a). Was haben wir aus dem Bodenseeufer gemacht? Versuch einer Bilanz. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung*, 122, 181–251.
- Ostendorp, W. (2004b). New approaches to integrated quality assessment of lakeshores. *Limnologica*, 34(1–2), 160–166.
- Ostendorp, W. (2009). Seeuferrenaturierung (S. 107) [Forschungsbericht].
- Ostendorp, W. (2012). Uferrenaturierungen am Bodensee: Stärken, Schwächen, Chancen.
- Ostendorp, W., Hofmann, H., Teufel, L., & Miler, O. (2020). Effects of a retaining wall and an artificial embankment on nearshore littoral habitats and biota in a large Alpine lake. *Hydrobiologia*, 847(2), 365–389.
- Ostendorp, W., Iseli, C., Krauss, M., Krumscheid-Plankert, P., Moret, J.-L., Rollier, M., & Schanz, F. (1995). Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. *Ecological Engineering*, 5(1), 51–75.

- Pabst, S., Scheifhacken, N., Hesselschwerdt, J., & Wantzen, K. M. (2008). Leaf litter degradation in the wave impact zone of a pre-alpine lake. In K. M. Wantzen, K.-O. Rothhaupt, M. Mörtl, M. Cantonati, L. G. -Tóth, & P. Fischer (eds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes* (ppg. 117–131). Springer Netherlands.
- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Lake, P. S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C. N., Follstad Shah, J., Galat, D. L., Loss, S. G., Goodwin, P., Hart, D. D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G. M., Lave, R., Meyer, J. L., ... Sudduth, E. (2005). Standards for ecologically successful river restoration: Ecological success in river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 208–217.
- Palmer, M. A., Menninger, H. L., & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: A failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205–222.
- Palmer, M., Covich, A., Finlay, B., Gibert, J., Hyde, K., Johnson, R., Kairesalo, T., Lake, P., Lovell, C., Naiman, R. J., Ricci, C., Sabater, F., & Strayer, D. (1997). Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediment. *Ambio*, 26, 571–577.
- Paltrinieri, L., & Jann, B. (2012). *Ecomorfologia rive delle acque comuni Lago Ceresio—Programma quinquennale 2008—2012 (Rapporto finale)*. CIPAIS - Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere
- Paltrinieri L. & Pollini L. (2022): Indagini sulla qualità dei nuclei di canneto (*Phragmites australis*) lungo le rive del lago Ceresio. Stato attuale e evoluzione 2000-2020. Programma triennale 2019-2021. CIPAIS - Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 35pp.
- Parsons, K. C. (2002). Integrated management of waterbird habitats at impounded wetlands in Delaware Bay, U.S.A. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 25, 25–41.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N., & Ecke, F. (2008). Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology*, 42(2), 237–251.
- Pieczynska, E. (1995). Habitat heterogeneity and biodiversity in the shore zone of water bodies. *Acta Hydrobiologica*, 37(1), 29-35.
- Poikane, S., Johnson, R. K., Sandin, L., Schartau, A. K., Solimini, A. G., Urbanič, G., Arbačiauskas, K., Aroviita, J., Gabriels, W., Miler, O., Pusch, M. T., Timm, H., & Böhmer, J. (2016). Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of The Total Environment*, 543, 123–134.
- Pollini L. & Paltrinieri L. (2000). *Cartografia del canneto del Ceresio, valutazione dello stato di salute, e proposte di gestione e rivitalizzazione*. Rapporto tecnico. Ufficio della natura e del paesaggio (Dipartimento del territorio) e Federazione ticinese acquicoltura e pesca. Bellinzona.
- Pope, R. J., Gordon, A. M., & Kaushik, N. K. (1999). Leaf litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 392(2), 99–112.
- Post, D. M., Connors, M. E., & Goldberg, D. S. (2000). Prey preference by a top predator and the stability of linked food chains. *Ecology*, 81(1), 8–14.
- Pratt, T. C., & Smokorowski, K. E. (2011). Fish habitat management implications of the summer habitat use by littoral fishes in a north temperate, mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Putten, W. H. V. D., Peters, B. a. M., & Berg, M. S. V. D. (1997). Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytologist*, 135(3), 527–537.
- Radomski, P. (2006). Historical changes in abundance of floating-leaf and emergent vegetation in Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 26(4), 932–940.
- Randall, R. G., Minns, C. K., Cairns, V. W., & Moore, J. E. (1996). The relationship between an index of fish production and submerged macrophytes and other habitat features at three littoral areas in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(S1), 35–44.
- Reece, P., & Richardson, J. (1999). Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. *Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk*, Kamloops, Canada.
- Rejmankova, E. (2011). The role of macrophytes in wetland ecosystems. *Journal of Ecology and Environment*, 34(4), 333–345.
- Remsburg, A. (2011). Relative influence of prior life stages and habitat variables on dragonfly (Odonata: Gomphidae) densities among lake sites. *Diversity*, 3(2), 200–216.

- Riis, T., & Hawes, I. (2003). Effect of wave exposure on vegetation abundance, richness and depth distribution of shallow water plants in a New Zealand lake: Disturbance and shallow water plants in lakes. *Freshwater Biology*, 48(1), 75–87.
- Rossaro, B.; Zaupa, S.; Lencioni, V.; Marziali, L.; Boggero, A. (2013). 6 Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica. In *Indici per La Valutazione Della Qualità Ecologica dei Laghi*; REPORT CNR ISE 02.13; Istituto Italiano di Idrobiologia: Verbania, Italy; pp. 93–113.
- Roth, B. M., Kaplan, I. C., Sass, G. G., Johnson, P. T., Marburg, A. E., Yannarell, A. C., Havlicek, T. D., Willis, T. V., Turner, M. G., & Carpenter, S. R. (2007). Linking terrestrial and aquatic ecosystems: The role of woody habitat in lake food webs. *Ecological Modelling*, 203(3–4), 439–452.
- Rowan, J. S., Carwardine, J., Duck, R. W., Bragg, O. M., Black, A. R., Cutler, M. E. J., Soutar, I., & Boon, P. J. (2006). Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(6), 637–657.
- Ruetz, C. R., Uzarski, D. G., Krueger, D. M., & Rutherford, E. S. (2007). Sampling a littoral fish assemblage: comparison of small-mesh fyke netting and boat electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 27(3), 825–831.
- Sabetta, L., Costantini, M. L., Maggi, O., Persiani, A. M., & Rossi, L. (2000). Interactions between detritivores and microfungi during the leaf detritus decomposition in a volcanic lake (Lake Vico – central Italy). *Hydrobiologia*, 439(1), 49–60.
- Sass, G. G., Gille, C. M., Hinke, J. T., & Kitchell, J. F. (2006). Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator–prey interactions. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(3), 301–308.
- Sayah, S., Mai, S., Boillat, J.-L., & Schleiss, A. (2004). Field measurements and numerical modeling of wind-waves in lake Biel: A basic tool for shore protection projects.
- Schaefer, M. (2012). *Wörterbuch der Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland.
- Schindler, D. E., Geib, S. I., & Williams, M. R. (2000). Patterns of fish growth along a residential development gradient in north temperate lakes. *Ecosystems*, 3(3), 229–237.
- Schindler, D. E., & Scheuerell, M. D. (2002). Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98(2), 177–189.
- Schmid, H., Müller, C., & Volet, B. (2016). Die Entwicklung der Vogelwelt im Urner Reussdelta [Bericht zur Erfolgskontrolle 1991 – 2015]. Schweizerische Vogelwarte.
- Schmieder, K. (2004). European lake shores in danger—Concepts for a sustainable development. *Limnologica*, 34(1–2), 3–14.
- Schmieder, K., Wahl, B., Dienst, M., Strang, I., Franke, G., & Mainberger, M. (2021). Water level changes in Lake Constance and their relationship to changes in macrophyte settlement in the outflows of Lake Constance Upper and Lower Lake. *Limnologica*, 87, 125858.
- Schönborn, W., & Risse-Buhl, U. (2013). *Lehrbuch der Limnologie: Mit 72 Tabellen* (2., vollst. überarb. Aufl). Schweizerbart.
- Schreiber, J., & Brauns, M. (2010). How much is enough? Adequate sample size for littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia*, 649(1), 365–373.
- Schweizerische Vogelwarte. (2006). *Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten*.
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223–230.
- Siligardi, M., Bernabei, S., Cappelletti, C., Ciutti, F., Dallafior, V., Dalmiglio, A., Fabiani, C., Mancini, L., Monauni, C., Scardi, M., Tancioni, L., & Zennaro, B. (2009). *INDICE DI FUNZIONALITÀ PERILACUALE (IFP) Strumento di supporto alla definizione della qualità ecologica come indicato dalla Direttiva 2000/60/CE*. Undefined.
- Šiling, R., & Urbanič, G. (2016). Do lake littoral benthic invertebrates respond differently to eutrophication, hydromorphological alteration, land use and fish stocking? *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 417, 35.
- Smith, E. P. (2014). *BACI Design*. In *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. American Cancer Society.
- Smokorowski, E., & Pratt, T. C. P. C. (2007). Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems – a review and meta-analysis. *Environmental Reviews*.
- Smokorowski, K. E., & Randall, R. G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS*, 2(1), 212–232.

- Solimini, A., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., & Cardoso, A. (2006). Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation. Institute for Environment and Sustainability
- Solimini, A. G., & Sandin, L. (2012). The importance of spatial variation of benthic invertebrates for the ecological assessment of European lakes. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*, 180(2), 85–89.
- Søndergaard, M., & Jeppesen, E. (2007). Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration: Ecological quality of lakes and streams. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1089–1094.
- Stralberg, D., Applegate, D. L., Phillips, S. J., Herzog, M. P., Nur, N., & Warnock, N. (2009). Optimizing wetland restoration and management for avian communities using a mixed integer programming approach. *Biological Conservation*, 142(1), 94–109.
- Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55, 152–174.
- Strayer, D. L., & Findlay, S. E. G. (2010). Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences*, 72(2), 127–163.
- Sutela, T., Vehanen, T., & Rask, M. (2011). Assessment of the ecological status of regulated lakes: Stressor-specific metrics from littoral fish assemblages. *Hydrobiologia*, 675(1), 55–64.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(6), 305–308.
- Swan, C. M., Boyero, L., & Canhoto, C. (Hrsg.). (2021). *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer International Publishing.
- Sychra, J., Adámek, Z., & Petřivalská, K. (2010). Distribution and diversity of littoral macroinvertebrates within extensive reed beds of a lowland pond. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 46(4), 281–289.
- Tang, L., Gao, Y., Wang, C.-H., Li, B., Chen, J.-K., & Zhao, B. (2013). Habitat heterogeneity influences restoration efficacy: Implications of a habitat-specific management regime for an invaded marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 125, 20–26.
- Thébault, J., Schraga, T. S., Cloern, J. E., & Dunlavy, E. G. (2008). Primary production and carrying capacity of former salt ponds after reconnection to San Francisco Bay. *Wetlands*, 28(3), 841–851.
- Tiegs, S. D., Clapcott, J. E., Griffiths, N. A., & Boulton, A. J. (2013). A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. *Ecological Indicators*, 32, 131–139.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J., & Karjalainen, J. (2001). Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Fundamental and Applied Limnology*, 152(1), 39–67.
- UKTAG. (2008). UKTAG lake assessment methods. Phytoplankton. Chlorophyll a and percentage nuisance cyanobacteria. Water Framework Directive – United Kingdom Advisory Group (WFD- UKTAG).
- Umweltbüro Grabher UMG. (2008). *Der Schilfgürtel im Naturschutzgebiet Rheindelta. Veränderung der seeseitigen Bestandsgrenze von 2001 bis 2006—Eine Luftbildauswertung* (S. 15).
- Usui, S., Kanou, K., & Sano, M. (2018). Food habits of fishes in a freshwater reed belt in Lake Kitaura, eastern Japan, in summer. *Fisheries Science*, 84(3), 469–476.
- Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., & Vander Zanden, M. J. (2011). Borders of biodiversity: Life at the edge of the world's large lakes. *BioScience*, 61(7), 526–537.
- Vander Zanden, M. J., & Vadeboncoeur, Y. (2020). Putting the lake back together 20 years later: What in the benthos have we learned about habitat linkages in lakes? *Inland Waters*, 10(3), 305–321.
- Vanderbosch, D. A., & Galatowitsch, S. M. (2010). An assessment of urban lakeshore restorations in Minnesota. *Ecological Restoration*, 28(1), 71–80.
- Vanderbosch, D. A., & Galatowitsch, S. M. (2011). Factors affecting the establishment of *Schoenoplectus tabernaemontani* (C.C. Gmel.) Palla in urban lakeshore restorations. *Wetlands Ecology and Management*, 19(1), 35–45.
- Van Leeuwen, C. H. A., Sarneel, J. M., van Paassen, J., Rip, W. J., & Bakker, E. S. (2014). Hydrology, shore morphology and species traits affect seed dispersal, germination and community assembly in shoreline plant communities. *Journal of Ecology*, 102(4), 998–1007.

- Valkama, E., Lyytinen, S., & Koricheva, J. (2008). The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation*, 141(2), 364–374.
- Vaughan, H.; Brydges, T.; Fenech, A. & Lump A. (2001). Monitoring long-term ecological changes through the ecological monitoring and assessment network: science-based and policy relevant. *Environmental Monitoring and Assessment* 67, 3-28.
- Verdonschot, P. F. M., Spears, B. M., Feld, C. K., Brucet, S., Keizer-Vlek, H., Borja, A., Elliott, M., Kernan, M., & Johnson, R. K. (2013). A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia*, 704(1), 453–474.
- Vermaat, J. E., Bos, B., & Van Der Burg, P. (2016). Why do reed beds decline and fail to re-establish? A case study of Dutch peat lakes. *Freshwater Biology*, 61(9), 1580–1589.
- von Schiller, D., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., Boyero, L., Butturini, A., Ginebreda, A., Kalogianni, E., Larrañaga, A., Majone, B., Martínez, A., Monroy, S., Muñoz, I., Paunović, M., Pereda, O., Petrovic, M., Pozo, J., ... Elosegí, A. (2017). River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Science of The Total Environment*, 596–597, 465–480.
- Vonlanthen, P., & Périat, G. (2020a). Methodik zur standardisierten Befischung von Seen (Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wasser, Sektion Wasserqualität). Aquabios GmbH/Teleos Sàrl.
- Vonlanthen, P., & Périat, G. (2020b). Projet Lac – Methodenbericht; Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Erfassung des Fischbestands in stehenden Gewässern (Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wasser, Sektion Wasserqualität). Aquabios GmbH/Teleos Sàrl.
- Wantzen, K. M., Rothhaupt, K.-O., Mörtl, M., Cantonati, M., G.-Tóth, L., & Fischer, P. (2008). Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: An urgent issue. *Hydrobiologia*, 613(1), 1–4.
- Weatherhead, M. A., & James, M. R. (2001). Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 462(1), 115–129.
- Wenger, S. (1999). A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation.
- Werner, S., & Rothhaupt, K.-O. (2008). Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. *Hydrobiologia*, 613(1), 143–150.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed). Academic Press.
- Wilcox, D. A., & Meeker, J. E. (2011). Disturbance effects on aquatic vegetation in regulated and unregulated lakes in northern Minnesota. *Canadian Journal of Botany*.
- Williams, A. E., Moss, B., & Eaton, J. (2002). Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: Top-down and bottom-up processes in mesocosm experiments: Fish and macrophyte mesocosm experiments. *Freshwater Biology*, 47(11), 2216–2232.
- Winter, T. C., & Woo, M.-K. (1990). Hydrology of lakes and wetlands. 0–1, 159–187.
- Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz. (2020). Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz: Aufnahmeanleitung Vegetation 2020.
- Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tieg, S., Tockner, K., & Peter, A. (2005). *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen* (S. 116). <https://plattform-renaturierung.ch>
- Work, K., & Jennings, C. J. (2019). Underwater video surveys provide a more complete picture of littoral fish populations than seine samples in clear Florida springs. *Marine and Freshwater Research*, 70(8), 1178.
- Wu, H., Li, F., Hao, B., Zhou, W., Xing, W., Liu, W., & Liu, G. (2019). Does hydrological reconnection enhance nitrogen cycling rates in the lakeshore wetlands of a eutrophic lake? *Ecological Indicators*, 96, 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.013>
- Wurzbacher, C., Bärlocher, F., & Grossart, H. (2010). Fungi in lake ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, 59, 125–149.
- Xu, H., Zeng, J., Li, C., Zhao, D., He, R., & Wu, Q. L. (2021). Distinct microhabitats affect the relative balance of ecological processes shaping the spatial distribution of bacterial communities in lakeshore habitats. *Freshwater Biology*, 66(8), 1475–1489.
- Young, R. G., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: Functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 605–625. 1

- Zedler, J., & Kercher, S. (2005). Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 15, 39–74.
- Zerbe, S., Wiegleb, G., & Fronczek, R. (Hrsg.). (2009). *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa* (1. Aufl.). Springer Spektrum.
- Zhang, Q., Zhao, Y., Du, F., Cai, H., Wang, G., & Shi, H. (2020). Microplastic Fallout in Different Indoor Environments. *Environmental Science & Technology*, 54(11), 6530–6539.
- Zhang, Y., Lai, X., Zhang, L., Song, K., Yao, X., Gu, L., & Pang, C. (2020). The influence of aquatic vegetation on flow structure and sediment deposition: A field study in Dongting Lake, China. *Journal of Hydrology*, 584, 124644.
- Zhu, B., Fitzgerald, D. G., Mayer, C. M., Rudstam, L. G., & Mills, E. L. (2006). Alteration of ecosystem function by zebra mussels in Oneida Lake: Impacts on submerged macrophytes. *Ecosystems*, 9(6), 1017–1028.
- Żmihorski, M., Pärt, T., Gustafson, T., & Berg, Å. (2016). Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 587–595.

## 6 Ringraziamenti

Si ringrazia Dr. Sandro Peduzzi dell'Ufficio dei corsi d'acqua (UCA) del Dipartimento del territorio dell'amministrazione cantonale ticinese per la collaborazione e i preziosi suggerimenti durante tutto il progetto. Ringraziamo la CIPAIS per il finanziamento del progetto. Siamo inoltre grati ai vari esperti esterni che hanno fornito preziosi contributi nel corso di numerose discussioni e Signora Annamaria Lanfranco per le sue suggerimenti durante la revisione del rapporto. Per l'aiuto con la redazione del rapporto ringraziamo Giorgia Frei e Red Calore dell'Istituto Microbiologia (IM-SUPSI).

## 7 Appendici

### 7.1 Esperienze per l'interpretazione dei diversi gruppi di indicatori e consigli di gestione sulla base della letteratura citata

<b>Biodiversità dell'habitat – Fattori di influenza</b>	
<b>Legno morto</b>	
I detriti legnosi grossolani (DLG) rappresentano un habitat relativamente stabile in laghi con rive boschive, essi forniscono un ecosistema vitale per una vasta gamma di specie. La complessità spaziale dei DLG è riconosciuta come un fattore importante che promuove l'abbondanza, la diversità e la produttività del biota litorale, principalmente fornendo rifugi e moderando le interazioni predatore-preda.	(Czarnecka, 2016)
<b>Litorali edificati / Utilizzo</b>	
Gli impatti biologici dell'edificazione delle rive dei laghi di pianura dipendono dalla misura in cui la complessità strutturale e l'eterogeneità degli habitat litorali sono ridotti.	(Brauns, Garcia, Pusch et al., 2007)
I cambiamenti fisici che portano a un'omogeneizzazione degli habitat litorali, precedentemente eterogenei, incidono sull'integrità ecologica delle rive lacustri nei paesaggi urbani.	(Lorenz et al., 2017)
<b>Vegetazione</b>	
La diversità delle specie dello strato erbaceo mostra una correlazione positiva con la diversità strutturale sulle rive lacustri.	(Dazé Querry & Harper, 2017)
<b>Bosco</b>	
Se una parte delle aree ripariali lacustri può essere considerata ecologicamente unica o ricca di specie, questa sembra essere la zona ripariale non boschiva e, per gli uccelli, l'ecotono naturale della riva lacustre (~ 50 m nel bosco).	(Ellen Macdonald et al., 2006)
<b>Fluttuazioni del livello dell'acqua</b>	
I laghi che sono dominati da estesi popolamenti di grandi specie competitive potrebbero, con maggiori fluttuazioni del livello dell'acqua, ospitare una gamma più diversificata di specie meno competitive attraverso la creazione di ulteriori nicchie ecologiche.	(Abrahams, 2008)
Le fluttuazioni amplificate del livello dell'acqua influenzano significativamente sia la struttura che il funzionamento degli ecosistemi lacustri.	(Evtimova & Donohue, 2016)
La relativamente grande variabilità delle fluttuazioni del livello dell'acqua ha portato a cambiamenti periodici della pendenza del litorale e della composizione del substrato. Quest'ultimo fattore influenza la riproduzione delle specie di pesci dominanti nel lago. Con livelli d'acqua più bassi, la vegetazione semiacquatica che cresce	(Gasith & Gafny, 1990)



<p>bene nel litorale esposto, fornisce habitat vegetativi dopo l'inondazione. Le fluttuazioni del livello dell'acqua dovrebbero essere considerate come un disturbo ambientale che mantiene l'eterogeneità temporale e spaziale, caratteristica naturale del litorale.</p>	
--	--

<b>Biodiversità dell'habitat – Consigli di gestione</b>	
<p>Raccomandiamo che i programmi di gestione si concentrino sulla conservazione della complessità e dell'eterogeneità dell'habitat litorale. Gli effetti biologici dello sviluppo del litorale possono essere valutati in modo efficiente tramite una valutazione dello stato morfologico delle rive lacustri e le informazioni sulle specie indicatrici di macroinvertebrati.</p>	<p>(Brauns, Garcia, Pusch et al., 2007)</p>
<p>I progetti di conservazione delle rive lacustri dovrebbero concentrarsi sulla conservazione dell'integrità strutturale della zona litorale. Mentre la rivitalizzazione degli habitat di detriti legnosi grossolani, canneti e radici può essere una misura economicamente efficiente per migliorare le rive degradate dei laghi.</p>	<p>(Brauns et al., 2011)</p>
<b>Utilizzo</b>	
<p>Oltre a gestire meglio l'uso del territorio del bacino, i gestori dei laghi a livello locale, statale e nazionale dovrebbero proteggere meglio l'habitat litorale e ripariale attraverso una migliore gestione delle perturbazioni antropiche.</p>	<p>(Kaufmann et al., 2014)</p>
<b>Palizzata</b>	
<p>La diversità dell'habitat litorale dietro la palizzata potrebbe essere aumentata rivitalizzando i canneti e piantando alberi indigeni per consentire l'apparizione di habitat di radici sommerse e di detriti legnosi grossolani. Nei casi in cui i muri di riva non possono essere sostituiti, l'insediamento dei canneti favorisce la protezione della zona litorale superiore da disturbi provenienti dal lago, come la navigazione.</p>	<p>(Brauns et al., 2011)</p>
<b>Legno morto</b>	
<p>Queste perdite di DLG influenzeranno le comunità litorali nei laghi temperati nell'emisfero nord. Poiché i DLG sono un importante habitat litorale per molti organismi acquatici, la zonizzazione e la gestione lacustre dovrebbero mirare a minimizzare ulteriori riduzioni dei DLG acquatici e della vegetazione legnosa sulle rive lacustri.</p>	<p>(Christensen et al., 1996)</p>

<b>Dinamica – Fattori di influenza</b>	
<b>Idrodinamica</b>	
L'aumento dell'abbassamento del livello dell'acqua avrà probabilmente un grande impatto sugli ecosistemi litorali, specialmente in acque che sono già poco profonde o stagionali. Questa tendenza presenterà probabilmente una serie di minacce e opportunità per la conservazione del litorale, e c'è un urgente bisogno di più ricerche e linee guida in questo settore.	(Abrahams, 2008)
I tassi di variazione del livello dell'acqua dovrebbero essere generalmente limitati a meno di 0.6 – 2 m al mese e le variazioni annuali non dovrebbero superare i 2-5 m. Fluttuazioni regolari più importanti possono degradare il biota litorale, anche se le comunità annuali continueranno a stabilirsi durante la fase di abbassamento. In generale, i tassi di abbassamento più lenti producono una migliore struttura della vegetazione, permettendo lo sviluppo di una zonazione del litorale con diversi stadi di crescita delle piante, mentre gli abbassamenti rapidi tendono a produrre ampie aree omogenee con una minore diversità di specie.	(Abrahams, 2005)
I gestori idraulici dovrebbero considerare tutte le esigenze degli attori in gioco per decidere a che altezza mantenere il livello dell'acqua durante l'anno. Per il Lago di Neuchâtel, i vincoli sono dati dalle centrali elettriche sul fiume Aar, la navigazione sul Reno, l'agricoltura nelle pianure alluvionali intorno al lago, la pesca e la conservazione della natura sulla riva sud (sito Ramsar). A questo proposito, la vegetazione delle zone umide e i loro suoli sono sensibili al regime di inondazione del lago, come è stato dimostrato in questo studio. È quindi importante che il livello dell'acqua del lago sia impostato per ottimizzare il regime di inondazione nella zona umida.	(Feng et al., 2020)
<b>Sedimento / Substrato</b>	
La tipologia di substrato è uno dei principali fattori che determinano l'insediamento e la crescita delle piante sulle rive lacustri e dei bacini. È legato all'azione delle onde, che riduce il contenuto di materia organica nel substrato e impedisce la crescita delle piante, sradicando le piantine e danneggiando le piante adulte.	(Abrahams, 2005)
Modificando sia i processi ecologici bottom-up che top-down e ristrutturando i percorsi del flusso di energia, l'aumento dei carichi di sedimenti non solo altera significativamente la struttura dell'assemblaggio biotico e il funzionamento ecologico, ma spesso causa una riduzione nella diversità biologica e nella produttività.	(Donohue & Garcia Molinos, 2009)
Abbiamo osservato che i laghi con un alto tasso di DLG avevano substrati litorali significativamente più grossolani con meno copertura di vegetazione di macrofite nelle secche rispetto ai laghi con dei tassi di DLG bassi.	(Evtimova & Donohue, 2016)

La materia organica sedimentaria nei laghi naturali si accumulava nelle acque poco profonde e diminuiva con la distanza dalla riva, mentre l'opposto è stato osservato nei laghi urbani. I nostri risultati suggeriscono che il legno grezzo trattiene fisicamente la materia organica nelle zone litorali dove può entrare nel ciclo energetico detritico, e la perdita di questa caratteristica nei laghi urbani altera le caratteristiche dei sedimenti litorali, con conseguenze di vasta portata per la rete trofica del lago.	(Francis et al., 2009)
In particolare, la morfologia della riva e la distribuzione granulometrica dei sedimenti sono il risultato di una continua interazione tra le fluttuazioni del livello dell'acqua a breve e a lungo termine, la prima fornisce l'energia per l'erosione, la seconda determina la sezione della riva esposta al potere erosivo.	(Hofmann et al., 2008)
Convogliare sedimenti più grossolani con meno nutrienti.	(Jupp & Spence, 1977; Keddy, 1982; Riis & Hawes, 2003)
<b>Energia delle onde</b>	
Sia la velocità media che l'energia cinetica turbolenta delle strutture di flusso all'interno della vegetazione sono state ridotte dalla vegetazione sommersa. La vegetazione ha aumentato la deposizione dei sedimenti e diminuito la loro concentrazione in profondità.	(Zhang et al., 2020)

<b>Dinamica – Consigli di gestione</b>	
<b>Idrodinamica</b>	
Ci sono quattro fattori chiave che dovrebbero essere considerati nella creazione o nella gestione delle zone di abbassamento: il controllo del livello dell'acqua, i miglioramenti e la protezione del substrato, la topografia della riva e gli aspetti pratici dell'insediamento della vegetazione.	(Abrahams, 2008)
Tuttavia, uno degli obiettivi principali nella gestione delle zone umide dovrebbe essere quello di fornire un buon regime idrologico che assicuri la persistenza della zona umida come sistema fluttuante e autopertuante. Le caratteristiche specifiche delle zone umide dovrebbero essere identificate, e il regime idrologico dinamico che li produce dovrebbe essere sviluppato e mantenuto.	(Abrahams, 2008) (Erwin, 1990)
Raccomandazioni: ritardare l'inondazione fino a dopo la senescenza delle piante; inondare e abbassare gradualmente il livello dell'acqua; variare il tempo di inondazione e abbassamento annualmente; fluttuare i livelli dell'acqua durante la fase inondata; non programmare mai la stessa profondità o durata in anni consecutivi; evitare inondazioni permanenti.	(Abrahams, 2008)
Utilizzando i dati di fluttuazione del livello dell'acqua osservati nell'anno e tra gli anni, proponiamo un modello generale per il	(Hill et al., 1998)

<p>mantenimento o la rivitalizzazione di diverse zone umide erbacee sulle rive lacustri o bacini temperati. I gestori possono manipolare la variazione del livello dell'acqua entro dei limiti prescritti (1-2 m), garantendo che la variazione tra gli anni sia inferiore al 25% della variazione in un anno. Questo modello preliminare è basato su dati di laghi temperati a bassa fertilità in sistemi fluviali. Per calibrare il modello, sono necessari i dati delle comunità vegetali di altre regioni, così come i dati del livello dell'acqua a lungo termine per i laghi non regolati, dati che sono essenziali ma largamente carenti in molte aree.</p>	
<p>I livelli dell'acqua dovrebbero variare di anno in anno. Un ciclo di 10 anni con cambiamenti di 1-4 m è probabilmente tipico dei laghi più piccoli, con maggiori fluttuazioni osservate nei laghi più grandi. I livelli d'acqua più alti determineranno la zona umida erbacea stabilendo il limite inferiore di alberi e arbusti.</p> <p>Negli anni, gli alti livelli d'acqua in primavera ritarderanno ulteriormente l'invasione nelle zone umide erbacee da parte di arbusti e alberi.</p> <p>Durante la stagione della crescita, i livelli dell'acqua dovrebbero diminuire di circa 0.5-1.0 m.</p> <p>Il gradiente (o i gradienti) da siti infertili a siti fertili aumenta notevolmente il numero delle comunità vegetali che possono sorgere. Più tipi di habitat infertili e isolati sono disponibili, più tipi di piante possono coesistere in un lago, serbatoio o zona umida.</p> <p>L'eutrofizzazione di solito riduce il numero di specie di piante in un sito, ma anche il numero totale di specie in un lago, bacino o zona umida.</p>	<p>(Keddy &amp; Fraser, 2000)</p>
<p>Ulteriori misure per proteggere i litorali dall'azione delle onde potrebbero comportare l'aumento della distanza tra le barche e la riva e la riduzione della velocità delle barche. Questo quando l'elevata esposizione alle onde delle barche ostacola la rivitalizzazione tramite l'insediamento dei canneti.</p>	<p>(Gabel et al., 2012; Lorenz et al., 2015)</p>
<p><b>Sedimenti</b></p>	
<p>Per ridurre la generazione di onde e per diminuire l'impatto delle onde sui litorali ci sono alcune misure che possono essere implementate. Le "shelterbelt" possono essere installate per ridurre la velocità del vento, e la profondità dell'acqua può essere ridotta per diminuire l'altezza delle onde. Per evitare che le onde raggiungano la linea di riva, si possono costruire delle barriere parallele alla riva, usando casse di legno, pneumatici, geoweb o rip rap. Un altro metodo è l'uso di "bande" geotessili, che sono riempite con materiale dragato per produrre un bacino di terra stabile.</p>	<p>(Abrahams, 2008) (Andrews &amp; Kinsman, 1991)</p>

**Connettività – Fattori di influenza**

<p>Per quanto riguarda il persico, si è osservato uno spostamento verso l'alimentazione prevalentemente da risorse pelagiche. Questo perché l'interconnessione dell'habitat e la capacità di sfruttare le risorse litorali e pelagiche sono fortemente diminuiti con l'aumento delle concentrazioni di carbonio organico disciolto (DOC). Contemporaneamente, l'uso delle risorse e la fisionomia del persico sono diventati sempre più simili per le popolazioni litorali e pelagiche con l'aumento del DOC, suggerendo una competizione più intensa nei laghi con un'alta concentrazione di DOC. Le dimensioni degli occhi del persico sono aumentate con l'innalzamento delle concentrazioni di DOC, probabilmente a causa della maggiore torbidità, suggerendo una risposta sensoriale al cambiamento ambientale.</p>	<p>(Bartels et al., 2016)</p>
<p>L'edificazione sulla linea di riva ha un impatto sul flusso di materia organica all'interno della rete trofica litorale, principalmente attraverso la riduzione della diversità dell'habitat litorale. Questi effetti sono accentuati dal taglio della vegetazione ripariale, che interrompe gli scambi tra la zona ripariale e quella litorale. La conservazione delle rive lacustri dovrebbe concentrarsi sulla conservazione dell'integrità strutturale della zona litorale, mentre la rivitalizzazione degli habitat di detriti legnosi grossolani, canneti e radici può essere una misura efficiente in termini di costi per migliorare le rive lacustri perturbate. Gli effetti puntuali dell'edificazione sulla linea di riva dimostrati in questo studio potrebbero portare a effetti sull'intero lago, ma sono necessari ulteriori studi per determinare la soglia alla quale l'edificazione sulla linea di riva influisce sulla struttura e sul funzionamento dell'intero ecosistema.</p>	<p>(Brauns, Garcia, Walz, et al., 2007)</p>
<p>L'aumento dello sviluppo edile al confine tra gli ecosistemi terrestri e acquatici sembra ridurre il flusso di legno grezzo dai boschi ai laghi. La perdita di questa risorsa può avere conseguenze negative per il biota lacustre e la rete trofica acquatica.</p>	<p>(Roth et al., 2007)</p>
<p>La combinazione dell'habitat ha conseguenze importanti per il ciclo dei nutrienti, le interazioni predatore-preda, la struttura e la stabilità della rete trofica. Per esempio, l'escrezione dei nutrienti da parte dei consumatori bentonici può rappresentare una frazione sostanziale degli apporti ai cicli dei nutrienti pelagici. Le risorse bentoniche sovvenzionano anche le popolazioni di carnivori che sono importanti predatori delle comunità di plancton. Queste sovvenzioni bentoniche stabilizzano le dinamiche di popolazione dei carnivori pelagici e intensificano la forza delle loro interazioni con le reti trofiche planctoniche. Inoltre, le perturbazioni antropogeniche come l'eutrofizzazione, la modifica dell'habitat e l'introduzione di specie alloctone possono alterare gravemente l'interconnessione degli</p>	<p>(Schindler &amp; Scheuerell, 2002)</p>

habitat e, quindi, i flussi di nutrienti ed energia negli ecosistemi lacustri.	
I collegamenti della rete trofica sono anche alla base dell'interconnessione tra habitat e hanno importanti implicazioni dinamiche per il controllo top-down e la stabilità delle reti trofiche.	(Post et al. 2000) (Vadeboncoeur et al. 2011) (Vander Zanden & Vadeboncoeur, 2020)

<b>Processi ecosistemici – Fattori di influenza</b>	
<b>Decomposizione</b>	
L'afflusso di materiale organico è alla base dell'eterogeneità spaziale nel metabolismo lacustre. La decomposizione è più rapida nell'area settentrionale del lago dove avviene il drenaggio della maggior parte dello spartiacque, includendo una porzione maggiore nella zona umida. I tassi sono correlati in modo esponenziale alla concentrazione di fosforo reattivo solubile (SRP), e sono positivamente associati alla concentrazione di fosforo totale (TP) e alla percentuale di materia organica nei sedimenti. Quest'ultimi a loro volta, sono influenzati dai fattori legati alla zona ripariale e dall'esposizione alle onde (fetch).	(Costantini et al., 2007)
Abbiamo osservato un'alta variabilità nei tassi di decomposizione e nei rapporti di rilascio dei nutrienti dalla lettiera di foglie in decomposizione tra i diversi laghi in Ontario, Canada. Questa variabilità era in gran parte legata alle differenze di temperatura e alle concentrazioni di nutrienti disciolti tra le diverse regioni dei laghi. Tuttavia, non abbiamo trovato effetti dei macroinvertebrati (cioè, dimensioni delle maglie) sui tassi di decomposizione delle foglie. Sono necessari ulteriori studi per verificare se il detrito serve come risorsa primaria per i consumatori litorali e, in tal caso, identificare le importanti specie di trituratori che influenzano la decomposizione delle foglie nelle reti trofiche dei laghi.	(DeGasparro et al., 2020)
In contrasto con le nostre aspettative, i trituratori bentonici non hanno giocato un ruolo importante nella degradazione delle foglie nelle condizioni dell'esperimento sul campo (inizio primavera, zona di impatto delle onde). Sugeriamo che la decomposizione della lettiera fogliare nei laghi si verifica in processi specifici, che dipendono in gran parte dalle caratteristiche idrauliche e dalle variazioni del livello dell'acqua.	(Pabst et al., 2008)
In assenza di animali, il tasso di decomposizione era positivamente correlato al numero di funghi sulla lettiera in decomposizione. L'attività di nutrimento dei detritivori ha cambiato sia la ricchezza delle specie che la composizione della comunità fungina sulla lettiera. La riduzione del substrato dovuta all'intensa alimentazione degli animali sembrava limitare la capacità dei funghi di ricrescere dopo il pascolo. Di conseguenza, è stata osservata una relazione inversa tra il numero di funghi e il tasso di decomposizione.	(Sabetta et al., 2000)
<b>Ciclo del carbonio</b>	
I bilanci del carbonio e dell'acqua variano ampiamente, anche tra laghi vicini, e non sono facilmente prevedibili usando l'euristica delle dimensioni del lago o dello spartiacque. Le connessioni all'interno e tra gli spartiacque esercitano un'influenza complessa e varia in base	(Cardille et al., 2007)

<p>a questi processi: mentre i bilanci del carbonio inorganico sono fortemente legati al numero e alla natura delle connessioni a monte, la maggior parte del carbonio organico dei laghi ha origine all'interno dello spartiacque che circonda ogni lago. Questa esplicita incorporazione dei processi terrestri e acquatici nelle reti di collegamento superficiali e sotterranee aiuta a comprendere i ruoli relativi dei processi terrestri, lacustri e tra laghi in questa regione ricca di laghi.</p>	
<p><b>Metano</b></p>	
<p>La biomassa vegetale e la profondità dell'acqua stagnante sono fattori importanti per spiegare le variazioni spaziali dei flussi di CH<sub>4</sub>.</p>	<p>(Chen et al., 2019)</p>

<p><b>Processi ecosistemici – Consigli di gestione</b></p>	
<p>I risultati implicano che gli obiettivi di rivitalizzazione non potrebbero essere raggiunti semplicemente dalla riconnessione idrologica. La futura rivitalizzazione delle zone umide richiede un'ulteriore comprensione della relazione tra i cambiamenti nelle proprietà dei sedimenti e i processi biogeochimici.</p>	<p>(Wu et al., 2019)</p>



<b>Macrofite – Fattori di influenza</b>	
<b>Epifite</b>	
L'aumento delle epifite, come le alghe, riduce la disponibilità di luce per le macrofite e provoca il loro declino.	(Williams et al., 2002)
<b>Pendenza</b>	
L'alta pendenza limita l'habitat e la disponibilità di luce per le macrofite.	(Kleindl & Steinman, 2021)
<b>Luce</b>	
La disponibilità di luce influenza la presenza di macrofite a diverse profondità dell'acqua.	(Chambers & Kaiff, 2011)
<b>Nutrimenti</b>	
L'eutrofizzazione nei laghi oligotrofici provoca un aumento della diversità, mentre nei laghi mesotrofici la diversità diminuisce.	(Penning et al., 2008)
<b>Neobiota</b>	
La riduzione del contenuto di nutrienti, a causa delle cozze zebra, ha provocato una maggiore disponibilità di luce portando ad un aumento delle macrofite.	(Zhu et al., 2006)
<b>Sedimenti / Substrato</b>	
Il tipo di substrato influenza la stabilità per l'ancoraggio, la disponibilità di nutrienti, il grado di esposizione al vento e all'azione delle onde.	(Ginn, 2011)
Crescita ridotta sui substrati poveri di nutrienti.	(Jupp & Spence, 1977)
Sembra che il potassio nei sedimenti sia un'alternativa alla disponibilità di azoto che ha dimostrato di limitare la crescita delle macrofite acquatiche in questa zona.	(Anderson & Kalff, 1988)
<b>Protezione della riva</b>	
Diminuzione delle specie galleggianti e sensibili con l'aumento della protezione della riva.	(Beck et al., 2013; Radomski, 2006)
<b>Connesione</b>	
Distribuzione delle macrofite attraverso la connettività tra i laghi a monte e i laghi vicini non connessi.	(Dahlgren & Ehrlén, 2005)
<b>Livello dell'acqua</b>	
Aumento della ricchezza delle specie a causa dell'abbassamento del livello dell'acqua rispetto a un livello dell'acqua stabile tutto l'anno (in rive poco profonde).	(Van Leeuwen et al., 2014)
Riduzione della ricchezza e della densità delle specie attraverso l'innalzamento del livello dell'acqua.	(Kleindl & Steinman, 2021)
La maggior parte delle piante della riva lacustre sono adattate a germogliare in primavera, sul terreno nudo esposto durante i periodi di acqua bassa. La recente imposizione del controllo del livello dell'acqua, con un innalzamento invernale-primaverile, impedisce probabilmente la rigenerazione della maggior parte delle piante	(Nishihiro et al., 2006)

lacustri comuni attraverso la perdita di siti sicuri stagionali per la germinazione.	
L'abbassamento del livello dell'acqua invernale può diminuire la ricchezza tassonomica delle macrofite e degli invertebrati bentonici e spostare la composizione delle specie per favorire i taxa con strategie di vita r-selezionate e con caratteristiche funzionali resistenti agli effetti diretti e indiretti dell'abbassamento del livello dell'acqua.	(Carmignani & Roy, 2017)
Un habitat ottimale per una comunità di piante litorali ricche di specie a bassa crescita diversificata può essere definito come quello che si verifica in un intervallo di livello d'acqua mensile di 1 m, con una durata media degli eventi di basso livello che durano fino a 1 mese in laghi con bassa fluttuazione interannuale del livello dell'acqua.	(Riis & Hawes, 2003)
Il lago non regolato supportava comunità vegetali strutturalmente diverse a tutte le profondità. Nel lago con fluttuazioni ridotte, solo quattro taxa erano presenti lungo i transetti che non erano mai disidratati; tutti erano acquatici che si estendevano attraverso l'intera colonna d'acqua. Nel lago con maggiori fluttuazioni, le specie che formano rosette e stuoie dominavano i transetti in cui l'abbassamento del livello dell'acqua si è verificato all'inizio dell'inverno e il disturbo è derivato dalla formazione di ghiaccio nei sedimenti. Il regime idrologico naturale del lago non regolato ha portato ad un disturbo intermedio e ad un'alta diversità. C'era troppo poco o troppo disturbo dalle fluttuazioni del livello dell'acqua nei laghi regolati, entrambi con conseguente riduzione della diversità strutturale.	(Wilcox & Meeker, 2011)
<b>Pascolo</b>	
Grande diversità delle rive lacustri pascolate dal bestiame. Le aree sono mantenute aperte e impediscono l'emergere di un'unica specie dominante, come i canneti.	(Baastrup-Spohr et al., 2016)
<b>Energia delle onde</b>	
Riduce la biomassa delle macrofite nei siti esposti alle onde. Promuove sedimenti più grossolani con un minore contenuto di nutrienti.	(Jupp & Spence, 1977; Keddy, 1982; Riis & Hawes, 2003)
I nostri risultati supportano l'ipotesi che la presenza di macrofite acquatiche sommerse in prossimità delle rive sia legata all'azione delle onde.	(Chambers, 1987)
La presenza o l'assenza di vegetazione emergente suggerisce che la selezione di siti protetti dal vento e dall'energia delle onde aumenta la probabilità di successo dell'impianto di macrofite emergenti.	(Vanderbosch & Galatowitsch, 2010)
<b>Macrofite - Consigli di gestione</b>	
Attribuiamo l'alta ricchezza di piante a delle acque poco profonde, delle grandi aree aperte sulle rive lacustri pascolate o esposte fisicamente e all'alta probabilità di insediamento di specie dai laghi vicini attraverso dense popolazioni di uccelli acquatici migratori.	(Baastrup-Spohr et al., 2016)

<p>L'alta ricchezza di piante è stata stabilita nonostante la bassa trasparenza dovuta all'alto rilascio di materia organica disciolta e di particelle dai suoli allagati. Concludiamo che la batimetria adatta, la perturbazione fisica, il pascolo da parte del bestiame e degli uccelli acquatici nella zona litorale e l'alta capacità di dispersione dei propaguli possono garantire la rapida istituzione di una ricca vegetazione acquatica nei nuovi laghi, anche quando i terreni agricoli ricchi di nutrienti sono il punto di partenza → lago poco profondo</p>	
<p>Raccomandiamo che le specie idonee per un progetto di rivitalizzazione nelle zone litorali siano selezionate in base: alle comunità di piante native presenti nei siti non urbanizzati, la loro posizione relativa lungo un gradiente da terra a mare poco profondo e, in alcuni casi, le caratteristiche del suolo (piante).</p>	<p>(Elias &amp; Meyer, 2003)</p>
<p>Quando possibile, i responsabili della rivitalizzazione dovrebbero fare un passo indietro e sfruttare la successione naturale, che richiede una strategia di rivitalizzazione sofisticata, coinvolge risposte di gestione flessibili, più obiettivi alternativi, misure robuste per il progresso della rivitalizzazione e un attento monitoraggio a lungo termine. La caratteristica specifica dell'ecologia della rivitalizzazione è il coinvolgimento di tutti gli attori alle decisioni socioeconomiche, e i quadri concettuali per la rivitalizzazione ecologica devono implementare i collegamenti specifici alla successione naturale. Per colmare il divario tra la teoria ecologica e la rivitalizzazione sul campo, è essenziale che la pratica della rivitalizzazione sia tradotta nel vocabolario e nel pensiero dell'ecologia di base.</p>	<p>(Halle, 2007)</p>
<p>Tre anni dopo la rivitalizzazione abbiamo osservato aumenti significativi nella densità degli ostacoli visivi e una maggiore densità di arbusti e alberelli nei siti rivitalizzati. Mentre la rivitalizzazione degli habitat complessi del sottobosco è un processo lento e incerto, un'ordinazione non metrica a scala multidimensionale (NMDS) degli attributi dell'habitat della fauna selvatica ha suggerito che i siti rivitalizzati dovrebbero avvicinarsi alle condizioni osservate nei siti di riferimento con il tempo. Un ulteriore monitoraggio e una gestione flessibile saranno probabilmente necessari per assicurare che gli obiettivi della rivitalizzazione siano raggiunti.</p>	<p>(Haskell et al., 2017)</p>
<p>Il calo della biomassa delle macrofite l'anno successivo alla rivitalizzazione ha suggerito un impatto negativo a breve termine sulle comunità di macrofite. Il recupero ad almeno la biomassa preintervento è stato evidente due anni dopo la rivitalizzazione. Tuttavia, i cambiamenti concomitanti nei siti di riferimento, anche se in misura minore, hanno anche suggerito una possibile causa ambientale prevalente (livello dell'acqua, temperatura dell'aria, precipitazioni) per i cambiamenti osservati nella crescita delle macrofite.</p>	<p>(Ogdahl &amp; Steinman, 2015)</p>

<p>Nelle zone acquatiche e di transizione, la composizione vegetativa era più chiaramente legata all'esposizione all'attività delle onde. Questa indagine suggerisce due pratiche di rivitalizzazione che dovrebbero essere migliorate per aumentare la probabilità di successo della rivitalizzazione della riva lacustre: 1) scegliere le piante in modo che combacino con le condizioni di luce e di inondazione all'interno dei siti; e 2) fornire sia la protezione della terraferma che quella dell'acqua.</p>	<p>(Vanderbosch &amp; Galatowitsch, 2010)</p>
<p>Il nostro studio indica che il successo della rivegetazione del litorale può essere migliorato evitando di piantare piante a fine stagione e usando trapianti propagati in stuoie. Anche se il tasso massimo di successo del 39% che abbiamo osservato può sembrare basso in confronto agli standard accettabili per le piantagioni terrestri, le piante emergenti come <i>Schoenoplectus</i> sono rizomatose e la loro diffusione vegetativa dovrebbe contribuire ad espandere i letti.</p>	<p>(Vanderbosch &amp; Galatowitsch, 2011)</p>

<b>Canneti – Fattori di influenza</b>	
Si presume che le cause principali del declino dei canneti siano l'erosione delle rive, l'eutrofizzazione del lago, i danni meccanici ai canneti e le attività ricreative. Le contromisure possono essere raggruppate in: protezione del canneto dal carico meccanico (recinzioni), costruzioni dissipative delle onde (riempimento del substrato, fascine), esportazione di nutrienti dal canneto (sfalcio invernale) e misure supplementari (piantagioni di canneti, divieto di accesso al pubblico).	(Ostendorp et al., 1995)
<b>Eutrofizzazione</b>	
Il confronto tra l'andamento del declino del canneto e il cambiamento della qualità dell'acqua ha confermato la coincidenza dell'eutrofizzazione.	(Kubín & Melzer, 1997)
Relazione non chiara, il declino dei canneti è stato anche osservato in laghi mesotrofici. Il canneto sano si trova anche in acque ipertrofiche.	(Ostendorp, 1989)
Livelli più alti di nutrienti nell'acqua producono steli più fragili nelle canne.	(Schönborn & Risse-Buhl, 2013)
<b>Qualità del substrato</b>	
L'eccessivo apporto di azoto, l'anaerobiosi nell'ambiente radicale, il disturbo e gli alti livelli d'acqua influenzano la vitalità del canneto attraverso cambiamenti nel bilancio del carbonio.	(Čížková-Končalová et al., 1992)
La presenza di solfati, arsenico, cobalto e cadmio nel sedimento potrebbe essere collegata al declino del canneto.	(Lastrucci et al., 2016)
<b>Pressione del foraggio</b>	
La pressione del foraggio potrebbe essere un fattore limitante nel recupero del canneto.	(Vermaat et al., 2016)
<b>Funghi</b>	
<i>Pythiogeton spp.</i> potrebbe essere collegato al declino de canneti.	(Cerri et al., 2017)
<b>Elevata presenza di materia organica</b>	
Riduzione della crescita in substrati contenenti della lettiera.	(Clevering, 2004)
<b>Mancanza di ossigeno</b>	
Se la rizosfera non è sufficientemente ossigenata, può diventare anossica e delle fitotossine possono essere prodotte.	(Laanbroek, 1990)
<b>Vegetazione delle rive lacustri</b>	
È stata mostrata una relazione inversa significativa tra il numero di specie per campione e l'intensità del processo di declino dei canneti. Questo risultato supporta l'idea che i canneti acquatici monospecifici sono quelli più danneggiati, mentre le fitocenosi ricche di specie nitrofile, che colonizzano sedimenti più asciutti e spesso in contatto con aree disturbate, sono quelle dove il canneto comune cresce più sano.	(Lastrucci, Cerri et al., 2017)
<b>Microbiota (rizosfera)</b>	

La sindrome da deperimento del canneto sembra coesistere con un cambiamento nell'assemblaggio del microbiota della rizosfera e una riduzione complessiva della diversità microbica.	(Bacci et al., 2018)
<b>Oomiceti</b>	
Le comunità di oomiceti sono strutturate da diversi fattori, tra i quali il più importante è stato l'insorgenza del deperimento dei canneti.	(Cerri et al., 2017)
<b>Patogeni</b>	
Pertanto, suggeriamo che la combinazione di un'inondazione prolungata e la presenza di <i>P. phragmitis</i> potrebbe contribuire notevolmente al declino del canneto sul Lago di Costanza. In parallelo, la patogenicità e la diffusione di questa specie sono notevolmente favorite dall'aumento delle temperature. Poiché è stato riscontrato un aumento della temperatura media dell'acqua nel Lago di Costanza, si suppone che <i>P. phragmitis</i> sia un fattore importante nel deperimento dei canneti che potrebbe essere causato dai fenomeni del cambiamento climatico.	(Nechwatal et al., 2008)
<b>Ombra</b>	
A causa del livello stabile dell'acqua, le piante legnose tendono a spingere il canneto nella zona ripariale a causa dell'ombreggiamento e della competizione per lo spazio, così che le aree di ritiro verso terra dei canneti si perdono e la ricolonizzazione dei siti acquatici non è più possibile dopo un forte declino del canneto.	(Holsten et al., 2013)
<b>Livello dell'acqua</b>	
Ritiro più notevole del canneto (più di 40 cm in media alla fine della stagione secca).	(Gigante et al., 2011)
I popolamenti permanentemente asciutti, permanentemente inondati e parzialmente inondati mostrano diversi livelli di declino, con l'inondazione permanente che coincide sempre con il deperimento del canneto.	(Gigante et al., 2014)
La sommersione permanente con livelli d'acqua profondi gioca un ruolo cruciale nel verificarsi del deperimento del canneto.	(Lastrucci, Lazzaro et al., 2017)
I nostri risultati hanno mostrato una relazione significativa tra il deperimento dei canneti e l'inondazione prolungata e hanno evidenziato il ruolo potenziale di alcuni parametri chimici che influenzano la crescita dei canneti permanentemente inondati.	(Lastrucci et al., 2016)
Si teme che la comparsa più frequente e più intensa delle inondazioni impedisca ai canneti di espandersi alle loro precedenti dimensioni.	(Schmieder et al., 2004)
Utilizzando un'area sperimentale in cui il livello dell'acqua poteva essere manipolato, è stato dimostrato che il parziale abbassamento estivo della linea di riva ha creato condizioni adatte per la germinazione e la crescita di specie emergenti alte (in particolare <i>Phragmites australis</i> ).	(Coops et al., 2007)
<b>Letting delle piante</b>	

Nella propria lettiera, la crescita di <i>P. australis</i> era fortemente ridotta, rispetto alla produttività delle piante nei substrati degli stadi di successioni precedenti, e non poteva essere compensata dalla fertilizzazione o dal drenaggio del suolo.	(Putten et al., 1997)
---	-----------------------

<b>Canneti - Consigli di gestione</b>	
L'obiettivo generale delle misure di protezione o di rivitalizzazione è quello di creare condizioni dissipative nella zona litorale, abbassando l'energia di rottura e il trasporto dei sedimenti litorali.	(Ostendorp et al., 1995)
<b>Coinvolgimento della comunità</b>	
Effetto positivo delle misure combinate (nessun dato di monitoraggio disponibile).	(Horiuchi et al., 2011)
<b>Recinzioni</b>	
Dopo 5 anni di protezione del canneto dal pascolo tramite delle recinzioni, gli steli del canneto erano 4 volte più densi e più alti che negli appezzamenti pascolati. Nelle recinzioni, si è verificata una rapida espansione del canneto comune ( <i>Phragmites australis</i> ), della canna ramificata ( <i>Sparganium erectum</i> ) e delle alghe sommerse ( <i>Potamogeton spp.</i> ), suggerendo che i topi muschiati, degli erbivori, sono un fattore che limita il ristabilimento dei canneti sulla riva.	(Vermaat et al., 2016)
<b>Moli</b>	
Effetto positivo delle misure combinate (nessun dato di monitoraggio disponibile).	(Horiuchi et al., 2011)
<b>Palizzate</b>	
I siti che sono molto esposti alle onde possono essere protetti da palizzate di legno che aiutano a ridurre i livelli delle onde per permettere il successivo insediamento del canneto. Tuttavia, i risultati sul miglioramento dei canneti dietro i muri di palizzata non sono accertati. I popolamenti di canneti sono aumentati in queste aree protette, ma in alcuni studi si è osservata una diminuzione (ad esempio, nel fiume Havel, vedi Ostendorp et al. 2015).	(Lorenz et al., 2015)
<b>Piantumazione di canneti</b>	
Effetto positivo delle misure combinate (nessun dato di monitoraggio disponibile).	(Horiuchi et al., 2011)
Due anni dopo la piantumazione, i popolamenti di canneti differiscono significativamente nella morfologia e nella struttura, sia tra i cloni che tra siti diversi. Questo indica che lo sviluppo dei popolamenti di canneto dipende dall'ambiente oltre che dal genotipo.	(Kühl & Zemlin, 2000)
<b>Livello dell'acqua</b>	
La diminuzione artificiale del livello dell'acqua potrebbe essere un modo efficace per ripristinare le popolazioni di canneto in declino.	(Clevering, 2004)
L'abbassamento annuale del livello dell'acqua è stato accompagnato dall'espansione di <i>Phragmites australis</i> da una frangia litorale al dominio delle aree esposte del fondo del lago.	(Crisman et al., 2014)

Durante i periodi di basso livello dell'acqua nel lago, l'espansione dei giunchi, soprattutto dei canneti ( <i>Phragmites australis</i> ), ha avuto luogo a spese delle parti basse disabitate del lago, così come in acque libere.	(Nowak & Lawniczak-Malińska, 2019)
<b>Strutture di dissipazione delle onde</b>	
Effetto positivo delle misure combinate (nessun dato di monitoraggio disponibile).	(Horiuchi et al., 2011)



<b>Macroinvertebrati – Fattori di influenza</b>	
Oltre a reagire velocemente ai fattori naturali, i macroinvertebrati bentonici del litorale possono essere usati come bioindicatori perché reagiscono a fattori di stress quali l'urbanizzazione, l'eutrofizzazione, l'alterazione idromorfologica e il ripopolamento ittico. La composizione tassonomica dei macroinvertebrati bentonici litorali, specialmente quando sono presenti taxa con preferenze per certe condizioni ambientali specifiche, può essere usata per identificare gli effetti dei principali fattori di stress. I risultati di questo studio hanno importanti implicazioni per la valutazione ecologica e la gestione dei laghi, in quanto si è osservato che i macroinvertebrati bentonici possono essere utilizzati quando gli effetti di più fattori di stress devono essere separati.	(Šiling & Urbanič, 2016)
<b>Idromorfologia</b>	
L'idromorfologia è un fattore di influenza più importante del livello trofico.	(Miler & Brauns, 2020)
<b>Diversità dell'habitat</b>	
I risultati suggeriscono che la perdita di habitat radicale eulitorale causa una significativa alterazione della comunità dei macroinvertebrati del litorale. Questo potrebbe essere mitigato se nella zona infralitorale sono disponibili habitat di canneti non danneggiati che possono servire da rifugio per la maggior parte delle specie tipiche degli habitat radicali. I nostri risultati devono essere verificati da osservazioni dirette, soprattutto perché l'entità delle future fluttuazioni del livello dell'acqua non è attualmente stimabile e potrebbe essere più grave di quanto ipotizzato.	(Brauns et al., 2008)
Tra i siti, la ricchezza di specie eulitorali e l'abbondanza di coleotteri, gasteropodi, tricotteri, trituratorini e specie xilofaghe erano più basse sulle spiagge e sui muri di riva, ma le rocce rip rap non differivano significativamente dai litorali naturali. I muri di riva e i rip rap non hanno avuto un impatto significativo sulla comunità di macroinvertebrati infralitorali. Al contrario, le spiagge avevano una ricchezza di specie infralitorali e un'abbondanza di efemerotteri, tricotteri e trituratorini significativamente inferiori rispetto ai litorali naturali. Inoltre, la ricchezza di specie era correlata positivamente all'eterogeneità dell'habitat espressa come numero di tipi di habitat. Tra i laghi, la densità dei macroinvertebrati litorali del lago intero è aumentata con l'aumentare della proporzione di rive edificate a causa dell'aumento dell'abbondanza di Chironomidae. I restanti gruppi principali di macroinvertebrati sono diminuiti con l'aumentare della proporzione di edificazione del litorale.	(Brauns, Garcia, Walz, et al., 2007)
Lo stato trofico ha influenzato la composizione delle comunità di macroinvertebrati eulitorali, ma in misura minore rispetto a quanto	(Brauns, Garcia, Pusch, et al., 2007)

<p>precedentemente riportato per gli habitat profondi. Inoltre, gli effetti dello stato trofico erano mascherati dal tipo di habitat ed erano parzialmente sostituiti dalle interazioni biotiche e dalla complessità dell'habitat su piccola scala. Anche se le comunità di macroinvertebrati eulitorali non erano forti indicatori dello stato trofico dei laghi di pianura, possono essere usati per valutare altri impatti antropogenici sulle rive lacustri.</p>	
<p>In generale, la composizione delle specie nei piccoli stagni di palude tendeva a differire da quella dei laghi più grandi con un litorale boschivo. La ricchezza totale delle specie è stata rappresentata da un'analisi delle componenti principali (PCA) che descrive l'eterogeneità fisica dell'habitat. La ricchezza delle specie è più bassa nei piccoli laghi di palude con una struttura di base semplice e una bassa quantità di piante acquatiche. Il numero di specie nei gruppi trofici funzionali dominanti era legato a diversi fattori ambientali. La ricchezza di specie di trituratori è stata meglio spiegata da un modello di regressione che incorporava l'azoto totale e la quantità di materia organica, entrambi negativamente correlati al numero di specie di trituratori. Il numero di specie collettori è aumentato con la dimensione media delle particelle del substrato. La ricchezza di specie di pascolatori era influenzata negativamente dall'abbondanza di detrito e positivamente dalla profondità, e un modello che includeva entrambe le variabili spiegava la maggior parte della variazione. La variazione del numero di specie predatrici è stata spiegata meglio da un modello di regressione che includeva la copertura di muschio e l'area del lago.</p>	<p>(Heino, 2000)</p>
<p>Correlazione con alcuni attributi LHS (Lake Habitat Survey).</p>	<p>(Jurca et al., 2012)</p>
<p>Un modello generalizzato a effetti misti lineari ha mostrato una diminuzione del numero di taxa con una specifica preferenza di mesohabitat in siti morfologicamente semplificati in laghi oligotrofici e mesotrofici, ma non eutrofici. Questi risultati suggeriscono: (1) un'interazione antagonista tra l'effetto dell'arricchimento dei nutrienti e le alterazioni morfologiche sulle comunità litorali lacustri e (2) il numero di specialisti dell'habitat dei macroinvertebrati potrebbe potenzialmente essere usato per valutare gli effetti delle semplificazioni strutturali dei litorali nei laghi con stato dei nutrienti da basso a medio.</p>	<p>(Jurca et al., 2021)</p>
<p><b>Macrofite</b></p>	
<p>Alta densità di macroinvertebrati predatori in habitat ricchi di macrofite.</p>	<p>(González Sagrario &amp; Balseiro, 2010; Tolonen et al., 2010)</p>
<p><b>Nutrimenti</b></p>	

Lo stato trofico influenza la composizione del macrozoobenthos nell'eulitorale. Tuttavia, anche il tipo e la struttura dell'habitat e le interazioni biotiche giocano un ruolo importante.	(Brauns, Garcia, Pusch et al., 2007)
Effetti sui macrozoobenthos particolarmente significativi in habitat sassosi.	(Tolonen et al., 2001)
<b>Canneti</b>	
Maggiore biomassa di macroinvertebrati negli habitat di canneto rispetto alle zone pelagiche non strutturate.	(Okun & Mehner, 2005)
Fungono da rifugio per diversi gruppi di macroinvertebrati.	(Sychra et al., 2010)
<b>Substrato</b>	
La tipologia di substrato influenza la composizione dei macrozoobenthos.	(Weatherhead & James, 2001)
<b>Legno morto</b>	
L'abbondanza e la biomassa dei macroinvertebrati erano significativamente più alte in prossimità di legno morto con una maggiore complessità della superficie rispetto al legno fresco. Tuttavia, i tipi di detriti legnosi grossolani non hanno influenzato fortemente la composizione tassonomica e la diversità dei macroinvertebrati.	(Czarnecka et al., 2016)
Il legno in decomposizione ha aumentato l'abbondanza e la ricchezza delle comunità di macroinvertebrati, che a loro volta fungono da nutrimento per i livelli trofici superiori. Inoltre, il legno morto fornisce un habitat prezioso nelle zone litorali, in particolare nei laghi con una copertura di macrofite scarsa.	(Czarnecka & Miler, 2018)
I detriti legnosi grossolani nei tratti di riva in cui sono poste delle strutture di protezione artificiale del litorale (muri di cemento e rip rap) hanno influenzato positivamente le comunità di macroinvertebrati nelle sezioni degradate della riva del lago.	(Lorenz et al., 2015)
<b>Costruzione / Utilizzo</b>	
L'aumento delle costruzioni (= perdita di habitat) provoca un aumento di Chironomidae e una diminuzione della maggior parte degli altri gruppi di macrozoobenthos.	(Brauns, Garcia, Walz et al., 2007)
Omogeneizzazione a livello europeo delle comunità di macrozoobenthos a causa della pressione dell'edificazione/utilizzo.	(McGoff et al., 2013)
Ridotta disponibilità di materiale organico a causa delle costruzioni. Si traduce in una perdita di habitat per i macrozoobenthos.	(Brauns et al., 2011)
<b>Connettività</b>	
La connettività idrologica era il principale fattore responsabile della struttura delle popolazioni di macroinvertebrati, seguita dai parametri fisici e chimici ambientali locali. Un'analisi di non conformità ha rivelato che la connettività idrologica ha aumentato l'abbondanza dei macroinvertebrati e la diversità biologica, mentre l'abbondanza complessiva era caratterizzata da una distribuzione unimodale. Il modello generale sviluppato indica che nel gruppo di variabili	(Obolewski, 2011)

<p>ambientali misurate, le concentrazioni di nitriti erano altamente correlate con la diversità di Shannon e la composizione dei macroinvertebrati, mentre i livelli di solfato erano strettamente associati all'abbondanza di macroinvertebrati nelle acque degli ecosistemi analizzati.</p>	
<p><b>Livello dell'acqua</b></p>	
<p>Il congelamento e la lisciviazione dai sedimenti alla fine dell'inverno sono probabilmente i fattori più importanti che portano all'impoverimento dei macroinvertebrati nel litorale. I macroinvertebrati con un lungo ciclo di vita sembrano essere particolarmente vulnerabili all'innaturale fluttuazione del livello dell'acqua.</p>	<p>(Aroviita &amp; Hämäläinen, 2008)</p>
<p>La riduzione del livello dell'acqua e la perdita associata di habitat di radici influenza la composizione del macrozoobenthos.</p>	<p>(Brauns et al., 2008)</p>
<p>Gli abbassamenti del livello dell'acqua invernali annuali possono diminuire la ricchezza tassonomica delle macrofite e degli invertebrati bentonici e spostare la composizione dell'assemblaggio per favorire i taxa con strategie di vita r-selezionate e con tratti funzionali resistenti agli effetti diretti e indiretti degli abbassamenti.</p>	<p>(Carmignani &amp; Roy, 2017)</p>
<p>I laghi con un'alta fluttuazione del livello dell'acqua avevano anche proporzioni maggiori di specie di diatomee mobili e macroinvertebrati bentonici onnivori nelle acque poco profonde, una struttura tassonomica e trofica alterata dei consumatori bentonici e assemblaggi di alghe e macroinvertebrati bentonici più omogenei.</p>	<p>(Evtimova &amp; Donohue, 2016)</p>
<p><b>Energia delle onde</b></p>	
<p>L'energia delle onde è un fattore di stress per i macrozoobenthos (distacco dal substrato) e porta alla perdita di habitat complessi nel litorale.</p>	<p>(Gabel et al., 2008, 2012)</p>

<b>Fauna ittica – Fattori di influenza</b>	
<b>Pesca</b>	
La pesca può sostituire il ruolo del habitat caratterizzato da legni grossolani come rifugio per le prede, portando alla diminuzione dei pesci e alla persistenza delle prede anche quando i livelli di detriti legnosi grossolani sono abbastanza bassi da promuovere la dominanza dei pesci. Così, gli effetti dello sviluppo edile della riva del lago sui pesci possono essere mascherati dalla pesca da parte dei pescatori.	(Roth et al., 2007)
<b>Diversità dell'habitat / Eterogeneità</b>	
Abbiamo trovato correlazioni relativamente significative tra i pesci e le caratteristiche fisiche dell'habitat, ma prove incoerenti quando si esamina la letteratura di progetti sul campo. In generale, la diminuzione della complessità strutturale dell'habitat è dannosa per la diversità dei pesci e può cambiare la composizione delle specie. La crescente complessità strutturale ha mostrato aumenti, diminuzioni o nessun cambiamento misurabile nelle specie e/o nelle comunità. La maggior parte delle meta-analisi hanno portato a un legame diretto tra l'habitat e l'abbondanza o la biomassa dei pesci, con la biomassa dei pesci più suscettibile al cambiamento dell'habitat. Le alterazioni dell'habitat hanno maggiori probabilità di influenzare le singole specie o la struttura della comunità.	(Smokorowski & Pratt, 2007)
La diversità/eterogeneità dell'habitat è un fattore cruciale per il mantenimento di comunità ittiche diverse.	(Pratt & Smokorowski, 2011; Smokorowski & Pratt, 2007)
Le relazioni predatore-preda influenzano le comunità ittiche e sono a loro volta influenzate dalla disponibilità di habitat.	(Sass et al., 2006)
<b>Barriere artificiali</b>	
Maggiore densità di pesci riproduttori e giovani di alcune specie.	(Fitzsimons, 1996)
<b>Macrofite</b>	
Alta densità di piccoli pesci in habitat ricchi di macrofite.	(González Sagrario & Balseiro, 2010)
Le macrofite sono un habitat prezioso per i pesci giovani.	(Bryan & Scarnecchia, 1992; Randall et al., 1996)
<b>Canneti</b>	
I canneti giocano un ruolo importante nelle interazioni predatore-preda dei pesci giovani. Soprattutto quando le macrofite sono scarse.	(Okun & Mehner, 2005; Usui et al., 2018)
<b>Legno morto</b>	
Importante come habitat per i pesci nella zona ripariale.	(Newbrey et al., 2005)
I risultati suggeriscono che l'habitat caratterizzato da legni grossolani è più importante come zona di riparo per i pesci che come substrato per la produzione di macroinvertebrati bentonici.	(Roth et al., 2007)
Il nostro studio suggerisce che gli effetti negativi osservati nelle popolazioni di pesci attraverso la riduzione dell'habitat caratterizzato	(Sass et al., 2006)

da legni grossolani non possono essere invertiti a breve termine aggiungendo dei detriti legnosi grossolani. Raccomandiamo che i detriti legnosi grossolani vengano protetti nel processo LRD.	
<b>Strutture/costruzioni sulle rive</b>	
Minore densità di pesci nelle zone ripariali edificate.	(Bryan & Scarnecchia, 1992)
Maggiore densità di specie tolleranti nelle aree edificate. Minore densità di specie sensibili nelle aree edificate.	(Kaufmann, Hughes et al., 2014)
<b>Acidificazione</b>	
Riduzione della popolazione ittica.	(Moiseenko, 2005)
<b>Livello dell'acqua</b>	
La riproduzione delle specie ittiche che depongono le uova in parti poco profonde della zona litorale può essere disturbata dalla fluttuazione del livello dell'acqua.	(Carmignani & Roy, 2017)
I gruppi di pesci, anche se meno direttamente colpiti dagli abbassamenti del livello dell'acqua invernali (eccetto dove c'è ossigeno disciolto criticamente basso), sperimentano effetti negativi attraverso vie indirette come la diminuzione delle risorse alimentari e dell'habitat per la riproduzione.	(Carmignani & Roy, 2017)

<b>Vegetazione delle rive – Fattori di influenza</b>	
È probabile che piantare carici lungo le rive lacustri provochi un effetto frangiflutti che facilita la ricolonizzazione delle piante delle zone umide tra l'area piantata e il bordo dell'acqua. Gli uffici di gestione dovrebbero considerare il ripristino di carici indigeni per aumentare la biodiversità acquatica e potenzialmente ridurre l'erosione.	(Jellinek et al., 2016)
<b>Semina / Banche dei semi</b>	
Nei siti di rivitalizzazione del Lago Kasumigaura, molte specie caratteristiche dei prati umidi, tra cui <i>Scirpus spp.</i> , <i>Cyperus spp.</i> e <i>Juncus spp.</i> , si sono stabilite in aree tra 0 m e 0.1 m sopra il livello dell'acqua, mentre le piante a foglie galleggianti e sommerse, come <i>Vallisneria spp.</i> e <i>Potamogeton spp.</i> , si sono stabilite in siti con una profondità dell'acqua di 0-0.4 m.	(Nishihiro et al., 2006)
<b>Livello dell'acqua</b>	
Sulla base della stechiometria dei nutrienti, il sistema pianta-suolo nella comunità vegetale colpita da frequenti inondazioni non aveva alcuna limitazione di nutrienti, mentre c'era una limitazione di azoto nella comunità di transizione. Nella comunità di piante di montagna dove non c'era alcun effetto di inondazione, il sistema pianta-suolo era caratterizzato da azoto o da fosforo in limitazione. Questi risultati sono importanti perché forniscono una soglia per il regime di inondazione nel contesto dell'ottimizzazione della regolazione del livello dell'acqua in un lago, tenendo conto delle varie esigenze delle parti interessate.	(Feng et al., 2020)
L'acqua bassa ha portato a una notevole diversità di piante vascolari nelle zone ripariali di fronte ai canneti.	<a href="http://www.bodensee-ufer.de/index.php/niedrigwasser-kartierung">http://www.bodensee-ufer.de/index.php/niedrigwasser-kartierung</a>

<b>Vegetazione delle rive - Consigli di gestione</b>	
<b>Banche di semi</b>	
La provenienza del sedimento di origine ha un'influenza significativa sulla composizione delle specie di vegetazione lacustre ristabilita al Lago Kasumigaura. Per esempio, abbiamo osservato la ricolonizzazione di più di quattro specie di <i>Potamogeton L.</i> sommerse, che sono incluse nei taxa bersaglio del progetto, solo nei siti in cui sono stati sparsi sedimenti provenienti dallo stesso sito di stoccaggio. Questo suggerisce l'importanza di valutare la composizione delle banche dei semi dei donatori per selezionare il suolo contenente particolari specie bersaglio.	(Blomqvist et al., 2003) (Nishihiro et al., 2006)
Generalmente, i suoli provenienti da aree artificialmente alterate o dalle rive lacustri e dai corsi d'acqua all'interno di bacini idrici urbanizzati contengono un'alta densità di semi di piante alloctone.	(Ajima 2002) (King & Buckney 2001) (Nishihiro et al., 2006)

<p>L'uso di tali terreni contenenti semi di piante alloctone invasive ad alta densità dovrebbe essere evitato nei progetti di rivitalizzazione (D'Antonio &amp; Meyerson, 2002).</p>	
--	--



<b>Avifauna – Fattori di influenza</b>	
<b>Strutture sulla riva / Pressione di utilizzazione</b>	
Declino degli uccelli insettivori e degli uccelli che nidificano a terra a causa di un'alta pressione di utilizzo.	(Lindsay et al., 2002)
Maggiore densità di specie tolleranti in caso di costruzioni. Minore densità di specie sensibili con l'aumento dell'edificazione sulle rive.	(Kaufmann, Hughes et al., 2014)
<b>Vegetazione</b>	
Influenza l'offerta di cibo e quindi le popolazioni di uccelli locali.	(Henning & Remsburg, 2009)

<b>Avifauna - Consigli di gestione</b>	
Il controllo della frequenza e dei tempi delle fluttuazioni del livello dell'acqua può produrre risorse di habitat cruciali per gli uccelli in tempi che coincidono con la migrazione e altri eventi nei loro cicli annuali. I tempi di inondazione e abbassamento possono essere utilizzati per assicurare habitat per la riproduzione degli uccelli o per promuovere la semina di piante annuali per nutrire gli uccelli acquatici che migrano o svernano.	(Abrahams, 2005)
La variazione dei requisiti di habitat tra le specie e i gruppi di uccelli acquatici suggerisce che la gestione delle zone umide deve essere basata sulla conoscenza specifica della regione e delle comunità di uccelli acquatici, comprese le specie e le loro abbondanze e i loro requisiti ambientali. I gestori devono anche comprendere le dinamiche stagionali degli uccelli acquatici, in modo che la gestione possa essere programmata per soddisfare le esigenze di quest'ultimi nei periodi di riproduzione, di sosta e di svernamento. Poiché le diverse specie di uccelli acquatici hanno requisiti di habitat diversi e persino contrastanti, le stesse misure di gestione potrebbero avere effetti completamente diversi su specie e gruppi diversi. Questo suggerisce che potrebbero non esistere soluzioni di gestione a beneficio di tutte le specie. Di conseguenza, la gestione ottimale delle zone umide per le diverse specie deriva dalla valutazione delle priorità e dei compromessi tra le diverse specie e gruppi di interesse per la conservazione.	(Craig e Beal, 1992) (Elphick, 2004) (Isola et al., 2000) (Ma et al., 2010) (Parsons, 2002) (Stralberg et al., 2009) (Thébault et al., 2008)
Molti studi hanno indicato che l'idrologia è la variabile più importante che determina lo sviluppo e il mantenimento della struttura e delle funzioni delle zone umide, e che l'idrologia influenza notevolmente il comportamento degli uccelli acquatici alla dinamica delle zone umide. Le condizioni idrologiche inadeguate sono di solito la ragione principale del fallimento della rinaturalizzazione delle zone umide. Attualmente, la costruzione di impianti idrologici è una pratica importante nella gestione delle zone umide.	(Bancroft et al. 1994) (Euliss et al. 2004) (Hoover 2009) (Ma et al., 2010) (Mitsch e Wilson 1996) (Ogden 1994) (O'Neal et al. 2010) (Winter e Woo 1990)

<b>Altri</b>	
<b>Neobiota</b>	
Le dure condizioni invernali con temperature dell'acqua inferiori o pari a 2°C per varie settimane limitano fortemente la sopravvivenza e anche la dispersione di <i>C. fluminea</i> . Rimangono solo pochi individui che possono riprodursi e che potrebbero stabilire una resistenza contro le temperature invernali più basse. Le diminuzioni naturali del livello dell'acqua possono anche regolare la popolazione di questa vongola invasiva. Di conseguenza, rapide diminuzioni del livello dell'acqua in bacini regolati potrebbero essere utilizzate come strumento di regolazione contro i molluschi invasivi.	(Werner & Rothhaupt, 2008)
<b>Odonata</b>	
I nostri risultati indicano che le larve di odonati potrebbero essere influenzate dalla struttura della vegetazione sia negli habitat acquatici che ripariali e dimostrano come gli animali con cicli di vita complessi connettono le comunità acquatiche e terrestri.	(Henning & Remsburg, 2009)
Questo studio dimostra che le località con maggiori densità di odonati in acqua hanno anche maggiori densità di odonati sulla terraferma. Oltre alle densità di Gomphidae negli stadi di vita precedenti, la trasparenza dell'acqua ha aiutato a prevedere le densità larvali, e la vegetazione delle zone umide ripariali ha aiutato a prevedere le densità di libellule emergenti.	(Remsburg, 2011)
<b>Misure generali</b>	
Gli autori insistono sul fatto che i lavori di rivitalizzazione delle rive lacustri dovrebbero includere il divieto di accesso per i passanti, i pescatori, i surfisti e le barche in un ampio perimetro.	(Ostendorp et al., 1995)

## 7.2 Misure di rivitalizzazione

Le misure di rivitalizzazione sono normalmente scelte considerando le condizioni specifiche dell'ecosistema e della riva lacustre in questione (Appendice 1). Tuttavia, gli obiettivi principali di un progetto di riqualifica (che sia il recupero della funzionalità dell'ecosistema o il miglioramento per l'uso ricreativo) influenzano molto questa scelta. Di seguito sono brevemente riassunte le misure di rivitalizzazione più comuni usate nella rivitalizzazione delle rive lacustri. Descrizioni più dettagliate possono essere trovate in varie pubblicazioni (Iseli, La Poutré et al., 2020; Ostendorp, 2009).

### Livellamento

"Più la riva lacustre è piana, più è ampia e preziosa" (Iseli, 2012). Dalle dinamiche tipiche delle rive lacustri piane, vale a dire zone periodicamente inondate e asciugate, traggono vantaggio gruppi di organismi altamente specializzati che sono caratteristici di questo habitat (Figura A1). Pertanto, le pendenze delle rive lacustri vengono spesso livellate durante l'intervento di rivitalizzazione (Iseli, La Poutré et al., 2020). Secondo l'art. 39 della legge sulla protezione delle acque, per un livellamento di una riva è necessaria un'autorizzazione cantonale. Questa viene concessa solo se l'intervento migliora chiaramente il valore ecologico della zona litorale e se la vegetazione della riva lacustre distrutta può essere sostituita.

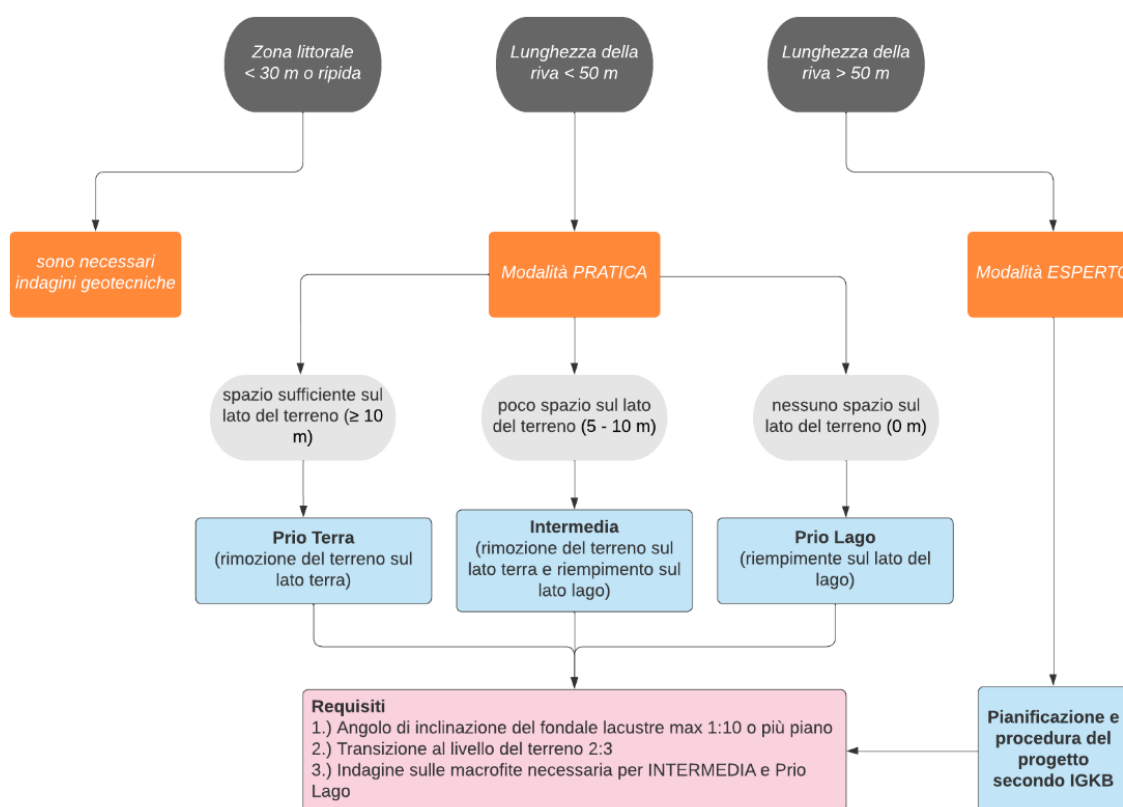


Figura A1: Scenari per la rivitalizzazione di una zona litorale di grandi laghi (basato su Iseli, La Poutré & De Cesare, 2020)

## Ripristino dei canneti / protezione dei canneti

Se possibile, la rivitalizzazione delle rive lacustri cerca di ripristinare la vegetazione naturale del canneto o di attuare misure di protezione per i popolamenti esistenti (Figura A2). Tuttavia, bisogna tener presente che non sempre i canneti possono essere protetti o rivitalizzati solo tramite misure strutturali. Per esempio, nei vari studi scientifici sul tema è stato osservato che i canneti beneficiano di dinamiche del livello dell'acqua quasi naturali. Dovrebbe quindi essere chiarito in anticipo quali fattori sono rilevanti per il declino del canneto e in che misura ci si può aspettare un miglioramento attraverso misure strutturali.



### Livellamento delle rive lacustri

Il livellamento, almeno parziale, delle rive è spesso combinato con la semina di nuovi canneti. L'utilizzo di un substrato adatto è essenziale. Una combinazione di ghiaia e sabbia (20-30%) è raccomandata (Iseli et al., 2020).



### Piantumazione di nuovi canneti

Per aumentare il successo della reintroduzione delle piante, eventuali ostacoli e larghe pietre devono essere rimossi preventivamente dall'area della semina. Può anche essere utile aggiungere materiale del suolo adatto. Per la piantumazione, dovrebbero essere usate piante della regione. La propagazione del canneto, inclusa la formazione di rizomi, necessita circa un anno.



### Recinzione protettiva per i canneti

Se c'è un rischio di distruzione da parte di legno flottante o se il canneto è fonte di foraggio per l'avifauna circostante, solitamente viene costruita una recinzione protettiva.



### Frangiflutti

La zona litorale non deve essere colpita da forti onde, altrimenti la costruzione di frangiflutti deve essere considerata. È stata fatta un'esperienza positiva con una palizzata nel lago di Biemme (Iseli, Schiefer et al. 2020). Su una riva esposta alle onde nel Lago di Costanza, sembrano funzionare bene le recinzioni di vimini in tessuto di fibra di cocco attaccate a pali di legno. Disposti in cassette a forma di diamante di circa 2.5 m, i sedimenti inorganici si accumulano rapidamente e vengono poi ricoperti dai canneti (Zerbe et al., 2009).



### Luminosità

I canneti giovani hanno poche possibilità di sopravvivere in luoghi ombrosi, quindi un'opzione può essere abbattere degli alberi nella zona della riva e liberare l'area per una vegetazione più appropriata al sito. Sul lago di Biemme è stata aumentata la disponibilità di luce e questo ha avuto un effetto positivo sulla vitalità dei canneti acquatici dopo due anni (Iseli, Schiefer et al. 2020).

Figura A2: Considerazioni ambientali e costruttive per la rivitalizzazione dei canneti.

## Strutture di legno morto

Le strutture di legno morto nella zona litorale ("coarse woody habitat" o CWH) forniscono importanti habitat che sono utilizzati in particolare da varie specie di pesci (Gaeta et al., 2014; Helmus & Sass, 2008). Tali strutture fungono contemporaneamente da fonte di nutrimento, zone di deposizione delle uova e rifugio dai predatori. La perdita di CWH è stata collegata a un declino delle specie di pesci erbivori e a una crescita ridotta delle specie piscivore (Gaeta et al., 2014). Tuttavia, soprattutto dopo le tempeste, i detriti legnosi flottanti vengono rimossi nella maggior parte dei laghi per evitare di danneggiare le imbarcazioni e per proteggere i canneti. Così, gran parte di queste strutture naturali della linea di riva vanno perse. Il posizionamento

artificiale di alberi fissi e altre strutture CWH nella zona litorale, a volte anche in aree più profonde delle rive, è un'importante misura di rivitalizzazione (Gaeta et al., 2014). Nel caso più semplice, gli alberi possono essere abbattuti lungo la riva direttamente nel lago. Possono essere utilizzati anche pezzi di legno più piccoli, ma devono essere fissati con un peso in modo che non possano più venire a galla (Arlinghaus, 2017).

## Frangiflutti

I frangiflutti sono un'importante misura di rivitalizzazione quando il disturbo dell'energia delle onde non permette lo sviluppo naturale delle zone di vegetazione (Tabella A1). I frangiflutti cambiano la direzione delle onde (Dachroth, 2017) e si possono creare strutture di habitat protetto (Horiuchi et al., 2011; Iseli, Schiefer et al., 2020; Kim et al., 2019). In particolare, piante come i canneti (*Phragmites australis*), che sono specializzate alle condizioni della zona litorale, beneficiano di questa misura.

A Gals, una riserva naturale sul lago di Biemme, sono stati installati dei frangiflutti intermittenti e ne è stato monitorato l'effetto. Dopo 12 anni, è stata osservata una chiara sedimentazione delle zone di riva verso terra. Perciò, il frangiflutto è servito per raggiungere l'obiettivo di proteggere la zona di canneti esistente. Tuttavia, la misura è efficace solo dove esiste già una dinamica naturale dei sedimenti. Questo a sua volta dipende dalle condizioni idrauliche e morfologiche del sito e dovrebbe essere studiato in anticipo. L'effetto auspicato dei frangiflutti sembra verificarsi in particolar modo sulle rive dove il moto ondoso è parallelo alla linea di riva (Iseli, Schiefer et al., 2020; Ostendorp, 2009).

Tabella A1: Tipi di frangiflutto secondo Ostendorp (2009).

Tipo	Descrizione	Vantaggi	Svantaggi
<b>Frangiflutti galleggianti</b>	Verticalmente mobile, ancorato al fondo del lago, parallelo alla linea di riva	Possono essere siti di riproduzione per i trampolieri	Per un effetto positivo sono necessarie grandi dimensioni – risulta essere un corpo estraneo nel paesaggio; nessun effetto positivo per i canneti è stato documentato (Iseli, Schiefer et al., 2020)
<b>Frangiflutti rigidi impermeabili</b>	Barriere strette e allungate di pietre grossolane, parallele alla linea di riva	Possono essere siti di riproduzione	Altamente visibile nel paesaggio, può essere percepito come un elemento di disturbo
<b>Frangiflutti rigidi permeabili (palizzate, palafitte)</b>	Palizzate = file di pali permeabili (in legno), conficcati nel letto del lago Frangiflutti vegetati (Lahnungen) = due file di pali, lo spazio tra loro è	Permette uno scambio d'acqua, e funge da possibile riparo e protezione per i pesci giovani	Costi di manutenzione più elevati, il dilavamento si verifica spesso ai piedi delle file di palizzate (generalmente non è problematico se i pali sono piantati abbastanza

	riempito con fascine trasversali alla base e parallele in cima		in profondità), se ciò avviene l'equilibrio dei solidi è compromesso
<b>Frangiflutti intermittenti</b>		Può provocare la formazione di tomboli (collegamento tra riva e frangiflutti tramite depositi di sedimenti)	Un leggero dilavamento spesso si forma al piede del frangiflutti

### Pennelli e moli frangiflutti

I pennelli e i moli frangiflutti sono strutture simili a dighe con una connessione alla terraferma e, in contrasto con i frangiflutti (senza una connessione alla terraferma), sono installati a partire dalla linea di riva. I pennelli emergono dall'acqua, sono accessibili a piedi e servono come protezione contro le onde, specialmente nelle zone costiere. I moli frangiflutti, d'altra parte, non possono essere di solito percorsi. Entrambe le costruzioni hanno lo scopo di impedire il flusso e il trasporto dei sedimenti alla riva e di prevenirne l'erosione e, nel migliore dei casi, di promuovere la deposizione dei sedimenti. Quando si costruiscono frangiflutti completamente impermeabili e pennelli, il trasporto dei sedimenti alla riva è completamente impedito o deviato nella zona di acque profonde. Perciò, questo può potenzialmente avere effetti negativi sul bilancio sedimentario delle zone di riva adiacenti (Iseli, La Poutré et al., 2020). Per determinare le dimensioni adatte di queste strutture è necessario basarsi su dei calcoli precisi, specialmente sulle rive esposte alle onde dei laghi più grandi (Zerbe et al., 2009). L'effetto dei moli frangiflutti e dei pennelli sull'equilibrio dei sedimenti e sulla dinamica naturale della linea di riva non può essere determinato con precisione e dovrebbero essere installati solo se una linea di riva non può essere stabilizzata con altre misure (Dachroth, 2017).

### Rimozione dei muri di sostegno

In passato, le aree delle rive lacustri sono state spesso livellate per la bonifica del territorio e un chiaro confine tra terra e acqua è stato creato costruendo un muro di sostegno. Questo non solo ha portato alla perdita di importanti zone di riva, ma ha anche perturbato il funzionamento dei processi dinamici essenziali della zona di riva e nella creazione di nuovi habitat. L'energia delle onde si riflette sul muro di riva e può disturbare gravemente l'habitat. Infatti, in relazione ai muri di sostegno è stata osservata una ridotta densità di macrofite e una riduzione della diversità dei macroinvertebrati (Ostendorp et al., 2020). Inoltre, l'energia riflessa causa l'erosione del vicino fondo lacustre (Schmieder, 2004) e può influenzare la qualità dei sedimenti (Ostendorp et al., 2020).

Il beneficio della rimozione di un muro di sostegno è elevato se la zona litoranea e la linea di riva sono naturali e se un alto grado di connettività può essere raggiunto con poco sforzo. D'altra parte, le rive ripide e i litorali hanno un potenziale piuttosto basso, perché la rimozione di un muro di sostegno aggiunge poco al valore ecologico del sito o potrebbe addirittura aumentarne il rischio di erosione (BAFU, 2018). Il potenziale beneficio della rimozione di un muro di sostegno può essere calcolato utilizzando lo strumento GIS fornito dall'UFAM. Un semplice test è disponibile anche nel documento "Verbaute Seeufer aufwerten" (Iseli, 2012). Se i muri di riva non possono più essere rimossi, resta la possibilità di livellare o

di restaurare il muro di riva. Le piante lungo il muro di riva o gli alberi sporgenti possono compensare in qualche modo la mancanza di valore ecologico (Iseli, 2012).

### Creazione di scogliere artificiali

Le strutture in acque pelagiche, le cosiddette scogliere artificiali, riducono la forza delle onde e quindi i processi di erosione nella zona di riva (Abrahams, 2008). Tali strutture forniscono anche habitat e protezione per vari organismi acquatici come pesci o macroinvertebrati (Arlinghaus, 2017). Inoltre, è stato dimostrato che alcune specie di pesci utilizzano le strutture artificiali per la deposizione delle uova (Fitzsimons, 1996). Tuttavia, le condizioni microclimatiche e le preferenze delle specie ittiche locali sono decisive. Le scogliere artificiali sono spesso costruite con tubi di tessuto riempiti di substrato o contenitori fatti di tessuti geotessili (Dachroth, 2017).

### Gestione del livello dell'acqua

La maggior parte dei laghi in Svizzera sono regolati. Questo principalmente per proteggersi dagli eventi alluvionali e per proteggere gli habitat di riproduzione delle specie ittiche che si riproducono nei litorali, che altrimenti andrebbero persi quando il livello dell'acqua si abbassa (Arlinghaus, 2017). Tuttavia, questa regolamentazione impedisce il corretto funzionamento dei processi naturali che sono essenziali per la dinamica di un corso d'acqua e degli habitat ripariali. Molte specie che dipendono dalle inondazioni temporanee hanno perso la loro nicchia ecologica e sono in declino (Leira & Cantonati, 2008; Wantzen et al., 2008). Si può supporre, per esempio, che i canneti beneficino di una falda freatica fluttuante (Wantzen et al., 2008). Una stretta collaborazione con gli esperti per la protezione dalle inondazioni e dello sfruttamento dell'energia idroelettrica ha portato alla decisione di sommergere durante certi periodi le zone ripariali e nel caso fosse possibile, provocare un'inondazione temporanea nelle aree poco profonde ricoperte di piante (Arlinghaus, 2017). Il cantone di Zurigo, per esempio, ha formulato l'obiettivo in un rapporto del 2013 di adattare le regolazioni del livello dell'acqua in direzione delle fluttuazioni naturali del livello dell'acqua, nella misura in cui ciò è possibile considerando la protezione dalle piene (Kanton Zürich, 2013).