

I corsi d'acqua nell'Antropocene: processi e servizi ecosistemici, deterioramento e riqualificazione

Pierluigi Viaroli

*Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Parco Area delle Scienze 11/A – 43124 Parma
e-mail: pierluigi.viaroli@unipr.it*

Pervenuto il 28.5.2017; accettato il 12.6.2017

Riassunto

Nell'ultimo secolo, la rapida e marcata evoluzione dei corsi d'acqua è stata accompagnata da un diffuso degrado degli ecosistemi e della qualità delle acque. Tra gli aspetti più rilevanti emerge l'intermittenza idrologica come ulteriore possibile minaccia dovuta ai cambiamenti climatici e all'uso delle risorse idriche. La riqualificazione fluviale offre un'interessante prospettiva per il recupero funzionale dei corsi d'acqua e delle zone laterali ad essi collegate. In questo contesto sono analizzati i servizi offerti da questi ecosistemi acquatici, in particolare quelli di regolazione del ciclo dell'azoto, e i fattori che possono compromettere la loro efficacia. Infine la capacità di gestire processi e funzionalità dei corsi d'acqua nel contesto del cambiamento globale è discussa come priorità per la pianificazione e la gestione ambientali.

PAROLE CHIAVE: evoluzione temporale / pressioni antropiche / cambiamento globale / variabilità idrologica

Running waters in the Anthropocene. Ecosystem processes and services, deterioration and restoration

In the last century running water ecosystems have undergone a widespread degradation of either ecological status or water quality. The concurrent climate changes and water exploitation have further resulted in a great hydrological variability often shifting towards the hydrological intermittence. However, the running water ecosystems and the associated lateral areas can be restored, especially their functionality, thus enhancing the ecosystem services they can provide. Among others, the regulation of nitrogen cycling is a key service, this element being a major contaminant in the agricultural context. The capacity of managing processes and functions of running water is also a challenge for implementing environmental policies and related sectoral planning.

KEY WORDS: temporal evolution / anthropic pressures / global change / hydrological variability

I CORSI D'ACQUA NELL'ANTROPOCENE

In diversi lavori di recente pubblicazione viene sottolineato il ruolo dei cambiamenti climatici e delle attività antropiche come forze che modellano gli ambienti acquatici, in particolare quelli di acque correnti, nell'Antropocene, la nuova era geologica dominata dall'uomo (Vörösmarty *et al.*, 2015). Pressioni e impatti che si sono succeduti e sovrapposti nell'ultimo secolo sono descritti in modo esemplare per i fiumi nei quali sono state sviluppate ricerche di lungo termine (Meybeck *et al.*, 2016). Sulla base di queste suggestioni,

in particolare di quelle dei modelli concettuali e degli schemi proposti da Vörösmarty *et al.* (2015) e Meybeck *et al.* (2016), l'evoluzione recente e tendenze plausibili per i corsi d'acqua italiani sono state ricostruite in modo qualitativo (Fig. 1 e 2).

Nella prima metà del XX secolo, le maggiori pressioni erano dovute alle bonifiche e allo sviluppo agricolo. Successivamente, soprattutto nel primo dopoguerra, hanno avuto un crescente impatto le modificazioni idro-morfologiche dovute alla costruzioni di dighe per

la produzione di energia idroelettrica, ai prelievi idrici e alle opere per la difesa idraulica e la navigazione fluviale. Con lo sviluppo economico e la conseguente espansione delle aree urbane e delle infrastrutture, è cresciuto in modo esponenziale il prelievo in alveo di materiali inerti che ha raggiunto il picco a metà degli anni '80. Successivamente, lo sfruttamento dei materiali inerti è passato dall'alveo attivo alle golene fluviali, nelle quali sono comparsi laghi di cava. Su questi ecosistemi artificiali sono state avviate ricerche e si sono aperte prospettive interessanti per la riqualificazione ambientale (Rossi *et al.*, 2010). Negli ultimi anni, è emersa di nuovo l'opzione della bacinizzazione fluviale come una strada da perseguire per molteplici obiettivi, in primo luogo l'accumulo di risorse idriche, la produzione idroelettrica e la navigazione.

A fronte di pressioni ed impatti così rilevanti, si è sviluppata e consolidata nel tempo la legislazione in materia di tutela delle acque e degli ecosistemi acquatici culminata con la direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE). Nel tempo si sono affermate anche normative nazionali che hanno raggiunto alcuni obiettivi significativi, ad esempio: la pianificazione della tutela e dell'uso delle acque, un livello diffuso di depurazione delle acque reflue urbane e la marcata diminuzione del contenuto di fosforo nei detersivi. Negli ultimi anni, infine, è stata avviata, sia pure a fatica e prevalentemente a livello di linee guida e di interventi pilota, la riqualificazione fluviale (Caggianelli *et al.*, 2012).

L'evoluzione delle pressioni e degli impatti sugli ambienti acquatici può essere letta anche attraverso le diverse tipologie di inquinamento. Nei primi decenni del 1900, in assenza di adeguati interventi di depurazione, grande rilievo ha avuto la contaminazione organica e microbiologica delle acque. Successivamente sono cresciuti i carichi di azoto e fosforo, causa di marcati fenomeni di eutrofizzazione delle acque, in particolare in numerosi laghi e, soprattutto, lungo la costa adriatica influenzata dal pennacchio fluviale del Po. Il susseguirsi di fasi caratterizzate da diverse tipologie di inquinamento ha richiesto adeguate politiche ambientali e diffusi interventi di risanamento, in alcuni casi raggiungendo livelli di recupero apprezzabili. Un esempio è dato dal miglioramento dello stato trofico delle acque, imputabile in larga misura all'abbattimento del fosforo nei detersivi e alla depurazione delle acque reflue urbane, mentre resta elevata la contaminazione da nitrati da fonti diffuse. Di volta in volta, grazie anche allo sviluppo di nuove tecniche analitiche, sono state scoperte e monitorate nuove categorie di inquinanti rilasciati da nuove fonti di contaminazione sia agricole che industriali. Ad esempio, si passa dai pesticidi clorurati di prima generazione, come il DDT, messi al bando già negli anni '60, ai solventi clorurati e ai diserbanti triazinici il cui impiego, soprattutto nella coltura del mais, ha causato un diffuso e grave

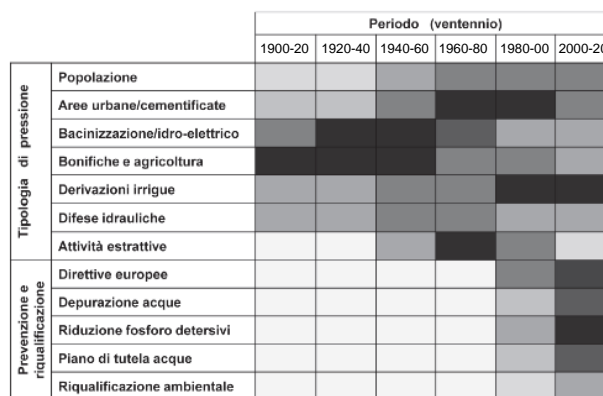


Fig. 1. Rappresentazione delle principali forme di pressione e le soluzioni adottate che si sono succedute dagli inizi del 1900 ad oggi. L'intensità del colore indica la gravità/rilevanza del fenomeno che aumenta dai toni chiari a quelli scuri (tratto e modificato da Vörösmarty *et al.*, 2015; Meybeck *et al.*, 2016).

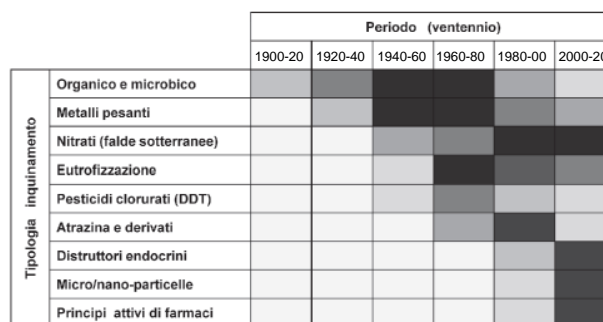


Fig. 2. Rappresentazione delle principali forme di inquinamento che si sono succedute dagli inizi del 1900 ad oggi. L'intensità del colore indica la gravità del fenomeno che aumenta dai toni chiari a quelli scuri (tratto e modificato da Vörösmarty *et al.*, 2015; Meybeck *et al.*, 2016).

inquinamento delle acque destinate al consumo umano, al punto che anche l'atrazina è stata messa al bando. Le nuove frontiere sono infine costituite da nuove categorie di materiali e di composti chimici, come le nano-particelle impiegate in prodotti di largo consumo, i principi attivi di farmaci di uso comune e gli antibiotici.

VARIABILITÀ E INTERMITTENZA IDROLOGICA

In aggiunta alle pressioni illustrate nella figura 1, che hanno soprattutto dimensioni regionali o locali, sta assumendo un peso rilevante la variabilità idrologica derivante dal cambiamento climatico in atto (Viaroli, 2014). Il mancato accumulo di ghiaccio o neve nel periodo invernale e la modalità della deposizione umida, che è sempre più concentrata in eventi di breve durata e forte intensità, stanno inducendo una vera e propria intermittenza idrologica, soprattutto nei corsi d'acqua mediterranei (Bonada e Resch, 2013). La variabilità e, ancor più, l'intermittenza idrologica determinano

gradienti idrici verticali e orizzontali che si riflettono in una spiccata frammentazione dell'ecosistema fluviale (Leigh *et al.*, 2015). Gli effetti interessano tutte le componenti biologiche dell'ecosistema, ma alcune più di altre, ad esempio anfibi e pesci, sono sensibili e soggette a minaccia di scomparsa (Bonada e Resh, 2013; Tierno de Figueroa *et al.*, 2013). Alcune popolazioni bentoniche hanno però evoluto specifici adattamenti per sopravvivere sia all'eccesso che alla carenza idrica e per ricolonizzare l'alveo fluviale al ritorno di condizioni di flusso normale (Bonada e Resh, 2013). Più recentemente, l'intermittenza ha cominciato ad interessare con maggiore frequenza anche corsi d'acqua permanenti in contesti continentali. Ad esempio, nella porzione emiliana del bacino del Po sono presenti fiumi e torrenti caratterizzati da una grande variabilità idrologica, anche a causa di consistenti prelievi idrici (Tab. I).

Nel periodo 1992-2013, tutti i corsi d'acqua considerati hanno presentato periodi con deflusso nullo e, in alcuni di essi, il 25% dei dati di portata è risultato di pochi $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Si può inoltre osservare come la mediana sia all'incirca la metà della media, a significare che in questi ecosistemi tendono a prevalere gli eventi estremi, ovvero le magre prolungate e le piene lampo. Il perdurare di queste condizioni non solo pone problemi inediti per le ricerche ecologiche in ambito fluviale, ma mette in crisi anche l'attuale sistema di monitoraggio basato su indici biotici sperimentati in altre condizioni idrologiche (Laini *et al.*, 2014). Rilevante è inoltre la sfida che si presenta per l'individuazione di criteri per misurare il deflusso minimo vitale e il flusso ecologico (Guareschi *et al.*, 2014; Bolpagni *et al.*, 2016).

ORGANIZZAZIONE E INTERCONNESSIONE DEGLI ECOSISTEMI ACQUATICI

In questo contesto di significativi cambiamenti, i temi dell'ecologia acquatica, in particolare di quella fluviale, sono ancora oggi scarsamente considerati, non solo nella gestione dei corsi d'acqua, ma anche nelle ricerche ad essi dedicate. Prevalde infatti un approccio di tipo idrologico e idraulico, mentre non si dedica sufficiente attenzione ai processi ecologici che possono

Tab. I. Distribuzione di frequenza delle portate medie giornaliere ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) dei principali corsi d'acqua emiliani misurate dal 1992 al 2013 nella stazione di chiusura bacino o in quella più prossima alla chiusura bacino. I dati sono stati ottenuti dagli Annali Idrologici di ARPAE Emilia-Romagna (https://www.arpa.e.it/sim/?idrologia/annali_idrologici).

	Trebbia	Taro	Parma	Enza	Secchia	Panaro
Minimo	0	0	0	0	0	0
25° quartile	4	4	0	0	3	3
50° quartile	11	16	5	4	11	9
75° quartile	25	35	15	13	30	18
Massimo	624	1813	390	479	381	391
Media	22	38	12	15	26	16
Dev. St.	37	92	22	38	41	29

svolgere un ruolo di regolazione della qualità delle acque e che dipendono in larga misura dallo stato di conservazione della morfologia e dalla salute delle comunità biotiche degli ambienti acquatici e delle zone terrestri ad essi contigue (Zalewski *et al.*, 1997). Molti di questi concetti erano già presenti in lavori fondamentali che costituirono un prima sintesi delle ricerche svolte fino agli anni '80 del secolo scorso, quali il *river continuum concept* (Vannote *et al.*, 1980), il *nutrient spiralling* (Newbold *et al.*, 1981) e il *flood pulse concept* (Junk *et al.*, 1989). Le ricerche svolte nell'ambito dell'*Hubbard Brook Ecosystem Study* portarono inoltre evidenze sperimentali di come la funzionalità degli ecosistemi acquatici potesse dipendere anche da processi localizzati nelle fasce terrestri ad essi collegate, "oltre la linea di costa" (Likens, 1984). Nonostante tali evidenze, nella prassi corrente tende ancora a prevalere un approccio riduzionista. Monitoraggi e studi sono svolti per tratti e/o componenti più o meno omogenei per le caratteristiche idro-morfologiche, mentre raramente si considera il sistema idrografico come struttura risultante da unità interconnesse a cascata che progrediscono da monte verso valle con interruzioni (laghi), divagazioni (zone umide laterali), scorrimento iporreico e di sub-alveo, interazioni con la falda (Seitzinger *et al.*, 2006; Durr *et al.*, 2011; Bartoli *et al.*, 2012; figura 3).

Il sistema idrografico così articolato penetra in quello terrestre attraverso la rete dei canali, che si sviluppa in modo capillare amplificando in modo esponenziale le interfacce acqua-suolo, dove avvengono fondamentali processi biogeochimici di regolazione delle acque e dell'atmosfera (Thorp *et al.*, 2006). La connettività e le interazioni con il sistema laterale sono fattori critici nel determinare la funzionalità dei corsi d'acqua (Pinay *et al.*, 2002). In particolare, cruciale è il ruolo svolto dalla molteplicità di habitat di acque basse e/o zone umide in termini di modificazione del substrato e adattamenti della vegetazione (Wetzel, 1990). La connettività laterale è fondamentale anche per il normale svolgimento dei cicli vitali di numerose specie acquatiche che possono essere danneggiate dalla sua interruzione, fino a raggiungere l'estinzione locale.

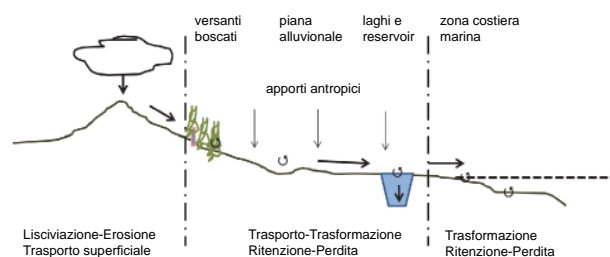


Fig. 3. Rappresentazione schematica dell'organizzazione a cascata dei sistemi acquatici e delle funzioni ad essi associate in un bacino idrografico (modificato da Durr *et al.*, 2011).

PROCESSI E FUNZIONI NEGLI ECOSISTEMI ACQUATICI

La regolazione dei deflussi e della qualità delle acque, lo stato trofico, le peculiarità del paesaggio acquatico e, in ultima analisi, i servizi resi dagli ecosistemi acquatici sono dipendenti da processi e funzioni che avvengono a diverse scale spaziali e temporali.

Se prendiamo ad esempio il bacino idrografico del fiume Po, possiamo osservare differenze macroscopiche tra i versanti alpino ed appenninico. A nord del fiume, i corsi d'acqua sono prevalentemente regolati dai ghiacciai e dalla presenza dei grandi laghi peri-alpini; nel versante appenninico mancano invece ghiacciai e nevai, sono presenti solo piccoli laghi relitti dell'ultima glaciazione e il deflusso nei corsi d'acqua è quasi esclusivamente dipendente dalla frequenza e dall'intensità delle deposizioni umide. Di fatto, il bacino del Po è ripartito in due zone nettamente distinte per il comportamento idrologico e per le caratteristiche fisiche e chimiche delle acque (Fig. 4). Gli affluenti lombardi contribuiscono a circa il 50% della portata del Po a Pontelagoscuro, mentre gli apporti dei corsi d'acqua appenninici non superano il 10%. I laghi hanno un effetto rilevante anche sulla qualità delle acque dei fiumi emissari, in quanto svolgono funzioni metaboliche e di sedimentazione che tendono a trattenere il materiale particellato, mentre nei corsi d'acqua appenninici si osserva la tendenza opposta (Fig. 4). Questi ultimi, in particolare, presentano un elevato trasporto solido che dipende in larga misura dalla durata e dall'intensità delle piene. I laghi possono dunque svolgere un ruolo di regolazione dei processi biogeochimici da cui dipende la qualità delle acque, con effetti molto più marcati sugli elementi che hanno un ciclo sedimentario, come il fosforo e il silicio. Per questo motivo, le acque degli emissari possono presentare un impoverimento delle forme reattive e assimilabili di P e Si rispetto alla disponibilità di quelle di N, che si mantengono elevate grazie soprattutto alla solubilità dei nitrati (Ittekkot *et al.*, 2000).

I processi di trasformazione e ritenzione di sostanza organica e inquinanti possono avvenire anche nei corsi d'acqua. Nei singoli tratti fluviali, soprattutto in quelli di pianura, si possono sviluppare alcune specie vegetali che svolgono un ruolo di "engineer species", ovvero sono in grado di determinare la struttura e le funzioni della comunità. Un esempio è dato da *Vallisneria spiralis* che colonizza lunghi tratti dei fiumi Oglio sub-lacuale e Mincio (Fig. 5).

La presenza di questa macrofita modifica in modo significativo i flussi di ossigeno, carbonio inorganico, azoto e fosforo (Pinardi *et al.*, 2009; Tab. II). In particolare, nei tratti a sedimento colonizzato da microfito-bentos, il sistema fluviale consuma ossigeno ed emette CO₂, in altre parole è eterotrofico. *V. spiralis* determina invece condizioni di netta autotrofia con la rimozione

di oltre 200 g m⁻² y⁻¹ di CO₂. I tratti fluviali considerati hanno un'elevata capacità di rimuovere l'azoto per denitrificazione (31 g N m⁻² y⁻¹) che non sembra essere influenzata dalla presenza delle macrofite. Le biomasse di *V. spiralis* sono però in grado di assimilare e trattenere un'ulteriore quota di azoto (~3 g N m⁻² y⁻¹) che è circa 3 volte più elevata di quella del sedimento nudo. Complessivamente, la prateria di *V. spiralis* è in grado di rimuovere una quantità di azoto (~34 g N m⁻² y⁻¹) equivalente alla fertilizzazione azotata ammessa nelle zone non vulnerabili a nitrati, ovvero 340 kg N ha⁻¹ y⁻¹. Questo tipo di vegetazione produce però elevate quantità di detrito organico sotto forma di fronde che, una volta distaccate, sono trasportate a valle e vanno incontro a lenta decomposizione. Questo tipo di materiale può anche causare problemi di gestione delle opere di presa delle centrali idroelettriche o delle derivazioni irrigue.

Il carico organico che si accumula nei sedimenti fluviali può indebolire la capacità di trasporto dell'ossigeno da parte delle rizofite. Al crescere della concentrazione della sostanza organica nel sedimento l'apparato radicale subisce infatti una perdita di volume e, nel

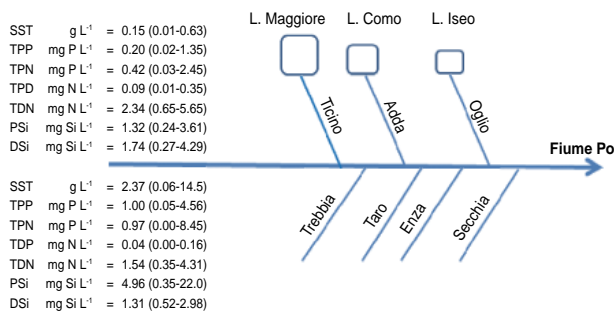


Fig. 4. Confronto della qualità chimica delle acque degli emissari dei laghi sud-alpini e dei corsi d'acqua appenninici. Sono presentati i dati medi del periodo novembre 2014-ottobre 2015 (tra parentesi i valori minimo e massimo). SST: solidi sospesi totali, TPP: fosforo totale particellato, TPN: azoto totale particellato, TDP: fosforo totale disciolto, TDN: azoto totale disciolto, PSi: silice biogenica particellata; DSi: silice reattiva disciolta (fonte dei dati Viaroli *et al.*, 2015).



Fig. 5. Prateria sommersa di *Vallisneria spiralis* nel Fiume Mincio (Foto M. Bartoli).

contempo, diminuisce lo sviluppo delle interfacce radice-sedimento (Soana *et al.*, 2015). *V. spiralis* ha però un'elevata resilienza (Bolpagni *et al.*, 2015), ed è in grado di mantenere buone capacità metaboliche fino a concentrazioni di sostanza organica del 10% rispetto al sedimento secco.

Studi condotti nelle zone del litorale in laghi di cava colonizzati da altre fanerogame sommerse (*Potamogeton pectinatus*) confermano il ruolo importante svolto dalla vegetazione acquatica nella rimozione dell'azoto. In particolare circa il 55% dell'azoto è rimosso in modo permanente per denitrificazione e il rimanente 45% è, almeno temporaneamente, immobilizzato nelle biomasse vegetali (Nizzoli *et al.*, 2014).

Le zone perfluviali possono avere un ruolo metabolico rilevante nella rimozione dei nutrienti, anche se questa è largamente influenzata dalle condizioni idrologiche, dalla tipologia e dallo stato di salute delle comunità dei produttori primari (Racchetti *et al.*, 2011). Lo studio, condotto in 22 zone umide perfluviali del tratto di pianura del Po e di due suoi affluenti (Oglio e Mincio), ha dimostrato come la connettività idrologica svolga un ruolo di regolazione del processo di rimozione dell'azoto, in particolare dei processi accoppiati di nitrificazione-denitrificazione. Nelle zone umide connesse al fiume e in buona salute, nel periodo estivo la rimozione dell'azoto raggiunge massimi di ~ 6 kg ha⁻¹ d⁻¹; mentre nelle zone isolate e degradate i tassi di denitrificazione sono di un ordine di grandezza inferiori (Tab. III).

Sulla base di questi dati si può stimare una rimozione media annua di ~ 400 kg N ha⁻¹ y⁻¹ (mediana 350) nei sistemi connessi al fiume e di ~ 60 kg N ha⁻¹ y⁻¹ (mediana 37) in quelli non connessi. In altre parole, le zone umide in buona salute e interconnesse con il fiume sono in grado di rimuovere un quantitativo di azoto che è confrontabile con il quantitativo massimo (340 kg N ha⁻¹ y⁻¹) ammesso per la fertilizzazione azotata in suoli non vulnerabili ai nitrati.

Studi analoghi sono stati condotti in canali artificiali nella bonifica ferrarese, confrontando sistemi con vegetazione diffusa e in buona salute con altri caratterizzati prevalentemente da sedimento nudo e dalla presenza sporadica di macrofite (Pierobon *et al.*, 2013; Castaldelli *et al.*, 2013, 2015). Anche in questi sistemi artificiali, la rimozione dell'azoto è dovuta principal-

mente ai processi di denitrificazione batterica, mentre la vegetazione svolge prevalentemente un'azione filtro, inducendo la sedimentazione del materiale particellato in sospensione.

Le macrofite possono inoltre trasportare ossigeno nella rizosfera, favorendo i processi di nitrificazione nei micro-strati ossici peri-radicali a cui è accoppiata la denitrificazione nelle interfacce anossiche adiacenti. I dati sperimentali ottenuti con diverse tecniche analitiche evidenziano una rimozione del carico di azoto di origine diffusa ad un tasso di $1,52 \pm 0,80$ kg N km⁻¹ d⁻¹ in presenza di vegetazione in buona salute e di $0,24 \pm 0,30$ kg N km⁻¹ d⁻¹ con il solo sedimento nudo (Pierobon *et al.*, 2013). Se si considera che nell'intero bacino del Po i canali hanno uno sviluppo lineare di $\sim 50,000$ km, se tutti i canali fossero colonizzati da vegetazione in buono stato, considerando che in un anno ci possano essere solo sei mesi di attività biologica ottimale, si potrebbe raggiungere una rimozione potenziale di $\sim 14,000$ t di azoto nei canali vegetati, mentre in assenza di vegetazione l'abbattimento si ridurrebbe 2000 t. In pratica, i canali potrebbero garantire la rimozione di circa il 20% del carico di azoto che viene rilasciato dal Po nel mare Adriatico in un anno mediamente umido (Viaroli *et al.*, 2013). In entrambi i casi, si tratta di stime basate su una serie di dati limitata nel tempo e riferita solo ad alcune tipologie di canali o zone umide. I valori che emergono evidenziano però come la gestione di questi ecosistemi possa offrire una soluzione al problema della contaminazione da nitrati che affligge in modo diffuso le acque del bacino del Po.

SERVIZI E DISSERVIZI DEGLI ECOSISTEMI

I processi descritti nel paragrafo precedente sono capaci di rimuovere sostanze inquinanti, garantendo così un miglioramento della qualità ambientale. In altre parole, sono in grado di fornire un "servizio ecosistemico" (Maes *et al.*, 2011, figura 6).

Tab. III. Tassi di rimozione dell'azoto per denitrificazione (g N ha⁻¹ d⁻¹) in zone umide isolate e connesse all'ecosistema fluviale (Racchetti *et al.*, 2011).

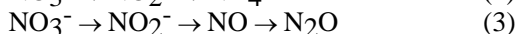
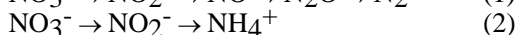
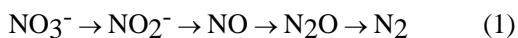
media	166	1142
mediana	101	960
minimo	7	118
massimo	775	6343

Tab. II. Flussi di ossigeno disciolto (O₂), carbonio inorganico disciolto (DIC), azoto ammoniacale (N-NH₄) e nitrico (N-NO₃), fosforo reattivo solubile (SRP), denitrificazione totale (Dt) e azoto (N-B) e fosforo (P-B) accumulati nella biomassa di *V. spiralis* e vegetazione microfitobentonica (dati tratti da Pinardi *et al.*, 2009).

	O ₂ g m ⁻² y ⁻¹	DIC g C m ⁻² y ⁻¹	N-NH ₄ g N m ⁻² y ⁻¹	N-NO ₃ g N m ⁻² y ⁻¹	SRP g P m ⁻² y ⁻¹	Dt g N m ⁻² y ⁻¹	N-B g N m ⁻² y ⁻¹	P-B g P m ⁻² y ⁻¹
Sedimento nudo	-149±16	77±22	4.2±1,4	24±11	-0,6±0,3	31±4	1,4±0,2	0,18±0,03
Vallisneria spiralis	86±51	-206±58	5,6±1,4	-64±20	2,8±0,9	31±4	3,2±0,6	0,73±0,22

In questo caso si tratta di un servizio di regolazione che consiste nella rimozione dell'azoto nitrico che è responsabile dell'inquinamento delle acque. Il processo biogeochimico consta di due sequenze di reazioni: la nitrificazione che avviene in ambiente ossico in presenza di batteri autotrofi e la denitrificazione che opera in ambiente anossico grazie a batteri eterotrofi. La sequenza di reazioni porta prima nell'ossidazione dell'ammoniaca a nitrato e quindi alla riduzione del nitrato a N_2 , un gas poco reattivo. Collettivamente queste reazioni danno forma alla funzione che definiamo "rimozione dell'azoto" alla quale corrisponde un "servizio", ovvero la depurazione dell'acqua, che a sua volta determina un beneficio, il miglioramento della qualità dell'acqua.

Il mantenimento di questi processi e dei servizi che ne derivano ha dei costi che potranno essere computati in vario modo, ad esempio con il metodo del valore di sostituzione, con la volontà di pagare da parte di cittadini, ecc. Il pagamento serve a garantire le risorse da utilizzare per ottenere il servizio, ovvero per la gestione e il corretto funzionamento dell'ecosistema. In assenza di interventi, ad esempio quando l'ecosistema acquatico diventa ipertrofico e le acque e il sedimento diventano anossici e riducenti, la normale sequenza di riduzione del nitrato a N_2 (1) si interrompe al secondo passaggio e si ha la formazione di azoto ammoniacale (2), che resta in soluzione e si genera pertanto un semplice riciclo delle diverse specie azotate. In alcuni casi, in seguito a variazioni sensibili di pH e temperatura, la riduzione si ferma all'ultimo passaggio (3) con la formazione e l'emissione di ossido nitroso (N_2O), un potente gas clima-alterante. In altre parole, in assenza di cure, c'è il rischio che l'atteso servizio si tramuti in un disservizio.



GESTIONE REATTIVA VS MANUTENZIONE ADATTATIVA

Quando si verifica una piena, la prima reazione dei cittadini e, conseguentemente, il primo punto all'ordine del giorno di amministrazioni pubbliche e servizi tecnici riguarda la rimozione di ghiaia e vegetazione dalle zone di pertinenza fluviale. Non si considera affatto quanto, al contrario, possa essere importante il loro ruolo nel controllo e nella laminazione della piena, così come non si valuta quanto possa essere rischiosa la presenza di manufatti e opere artificiali situati in punti critici del corso d'acqua. Negli Stati Uniti e in diversi paesi del Nord Europa è già stata avviata la deframmentazione dei corsi d'acqua, rimuovendo opere obsolete o delle quali è stata valutata l'inutilità mediante analisi costi-benefici (De Graff e Evans, 2013). In altri contesti sono stati avviati progetti di riqualificazione della morfologia

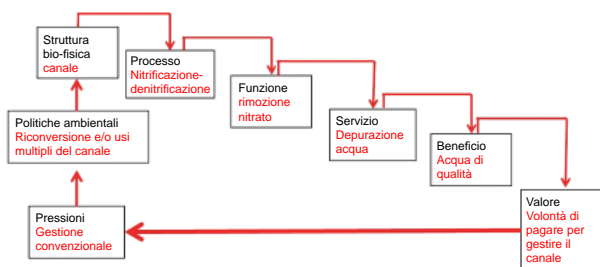


Fig. 6. Rappresentazione schematica della struttura, dei processi e delle funzioni che producono un servizio ecosistemico in un canale di bonifica e della catena di decisioni che lo rendono possibile (modificato da Maes *et al.*, 2011).

con l'obiettivo di favorire lo sviluppo delle componenti vegetali sia riparie che acquatiche e di potenziare i processi biogeochimici che sono in grado di regolare la qualità delle acque e lo stato di salute dell'ecosistema acquatico. Gli interventi sono condotti con un approccio adattativo, monitorando gli effetti e correggendo gli eventuali errori, in accordo con Holling (1998).

Nel contesto nazionale, l'approccio dominante è però di tipo reattivo e prettamente tecnologico, per cui ad eventi idrologici estremi si contrappongono canalizzazioni e casse di espansione, opere sicuramente utili e in alcuni casi indispensabili, ma non si esplorano con sufficiente convinzione le possibili alternative.

La riqualificazione fluviale apre interessanti scenari in questo senso, ma è ancora debole la capacità di progettare interventi con una chiara connotazione ecologica e sono ancora poco sviluppate le conoscenze dei processi dell'ecosistema che stanno alla base delle funzioni ecologiche che lo caratterizzano e che possono essere sfruttati per la loro utilità. Gli studi citati nelle sezioni precedenti dimostrano che interventi di riqualificazione dei canali, presenti in modo capillare in tutto il territorio, hanno grandi potenzialità di applicazione per la regolazione della qualità delle acque (Castaldelli *et al.*, 2013). La riqualificazione dei canali di bonifica potrà potenziare queste funzioni e i servizi ecosistemici correlati.

Considerazioni analoghe valgono per i laghi di cava presenti nelle golene fluviali, dove possono surrogare il ruolo di lanche e zone umide fluviali (Nizzoli *et al.*, 2010). Le zone umide perifluviali presentano non solo grandi potenzialità nella rimozione del carico azotato o di altri inquinanti, ma sono anche siti in cui è confinata la naturalità residuale in territori ormai completamente destinati all'uso agricolo o pervasi da una diffusa urbanizzazione. Paradossalmente, in questo contesto di impoverimento delle componenti naturali, i canali artificiali contribuiscono in modo significativo alla conservazione della biodiversità vegetale, ospitando alcune decine di specie che non si trovano in altri contesti a maggiore naturalità (Bolpagni *et al.*, 2013). Questi

ecosistemi hanno però un'estensione marginale rispetto allo sviluppo dei suoli agricoli e delle aree urbane in cui sono inclusi, e sono frammentati e isolati, per cui non possono che incidere marginalmente sull'abbattimento delle sostanze inquinanti o nella rigenerazione del paesaggio. La riqualificazione dei canali e un loro utilizzo multifunzionale potrebbe offrire una soluzione interconnettendo gli altri ecosistemi, al momento isolati e in stato di degrado, a formare una rete strutturata di siti a naturalità elevata.

La gestione degli ecosistemi fluviali ha davanti a sé un'ulteriore e più grande sfida, ovvero la capacità di prevedere le condizioni idrologiche che si potranno verificare nei prossimi anni in un contesto di marcato e imprevedibile cambiamento climatico. Variabilità e imprevedibilità pongono infatti seri problemi alla pianificazione e, soprattutto, alle politiche di protezione e conservazione della natura. La variabilità idrologica e, nelle zone più aride, la crescente intermittenza dei corsi d'acqua mettono a rischio la persistenza di comunità e habitat che dipendono dalla presenza di deflusso. In questo contesto, uno degli obiettivi più importanti è

valutare la capacità di resilienza delle comunità dopo eventi idrologici estremi. Nel contempo, però, nel greto fluviale si possono sviluppare nuove formazioni vegetali, il più delle volte effimere, e habitat acquatici temporanei dipendenti dal flusso di subalveo (Bolpagni e Paduano, 2014). Si tratta di temi rilevanti per le ricerche di ecologia fluviale e di conservazione della natura che dovranno valutare la loro persistenza o l'insorgenza di possibili *regime shift*, nel caso si possano verificare gli scenari climatici peggiori.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito dei progetti PRIN2015: *NOACQUA-risposte di comunità e processi ecosistemici in corsi d'acqua soggetti a intermittenza idrologica* finanziato dal MIUR; progetto *Bandiera RITMARE, La Ricerca Italiana per il MARE, Sotto-progetto 3: pianificazione dello spazio marittimo nelle acque costiere* (coord. R. Zonta, CNR-ISMAR, Venezia), e progetto su *Monitoraggio dei carichi di nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico*, finanziato da Regione Lombardia, Direzione Generale Ambiente, Energia e Sviluppo Sostenibile. Si ringraziano i Colleghi Prof. Marco Bartoli, Dott. Rossano Bolpagni e Dott. Daniele Nizzoli per la lettura critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Bartoli M., Racchetti E., Delconte C.A., Sacchi E., Soana E., Laini A., Longhi D., Viaroli P., 2012. Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, Northern Italy): in quest of the missing sources and sinks. *Biogeosciences*, **9**: 361-373.
- Bolpagni R., Paduano L., 2014. Tendenze evolutive della vegetazione annuale dei depositi fluviali in Italia settentrionale: ruolo delle specie alloctone e prime evidenze sugli effetti locali del *global change*. *Biologia Ambientale*, **28**: 49-58.
- Bolpagni R., Bartoli M., Viaroli P., 2013. Species and functional plant diversity in a heavily impacted riverscape: Implications for threatened hydro-hygrophilous flora conservation. *Limnologia*, **43** (4): 230-238.
- Bolpagni R., Laini A., Soana E., Tomaselli M., Nascimbene J., 2015. Growth performance of *Vallisneria spiralis* under oligotrophic conditions supports its potential invasiveness in mid-elevation freshwaters. *Weed Research*, **55** (2): 185-194.
- Bolpagni R., Racchetti E., Laini A., 2016. Fragmentation and groundwater supply as major drivers of algal and plant diversity and relative cover dynamics along a highly modified lowland river. *Science of the Total Environment*, **568**: 875-884.
- Bonada N., Resh V.H., 2013. Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems *Hydrobiologia*, **719**: 1-29.
- Caggianelli A., Ricciardelli F., Monaci M., Boz B. (a cura di), 2012. *Linee guida per la riqualificazione ambientale dei canali di bonifica in Emilia-Romagna*. Regione Emilia Romagna, 153 pp.
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Pierobon E., Mastrociccio M., Tesini E., Fano E.A., Bartoli M., 2013. Nitrogen budget in a lowland coastal area within the Po River Basin (Northern Italy): Multiple evidences of equilibrium between sources and internal sinks. *Environmental Management*, **52** (3): 567-580.
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Vincenzi F., Fano E.A., Bartoli M., 2015. Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **212**: 253-262.
- De Graff J.V., Evans J.E. (Eds), 2013. *The challenges of dam removal and river restoration. Reviews in Engineering and Geology XXI*. The Geological Society of America, Boulder, Colorado. USA, 203 pp.
- Dürr H.H., Meybeck M., Hartman J., Laruelle G.G., Roubeix V., 2011. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences*, **8**: 597-620.
- Guareschi S., Laini A., Racchetti E., Bo T., Fenoglio S., Bartoli M., 2014. How do hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river? *Ecohydrology*, **7** (2): 366-377.
- Holling C.S., 1998. Two cultures of ecology. *Conservation Ecology*, **2** (2): 4. <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art4/>
- Ittekkot V., Humborg C., Schäfer P., 2000. Hydrological alterations and marine biogeochemistry: A silicate issue?

- BioScience*, **50**: 776-782.
- Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications Fishery Aquatic Science*, **106**: 110-127.
- Laini A., Vorti A., Bolpagni R., Viaroli P., 2014. Small-scale variability of benthic macroinvertebrates distribution and its effects on biological monitoring. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, **50**: 211-216.
- Leigh C., Boulton J.B., Courtwright J.L., Fritz K., May C.L., Walker R.H., Detry T., 2015. Ecological research and management of intermittent rivers: an historical review and future directions. *Freshwater Biology*, **61**: 1181-1199.
- Likens G. E., 1984. Beyond the shoreline: a watershed ecosystem approach. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **22**: 1-22.
- Maes J., Braat L., Jax K., Hutchins M., Furman E., Termansen M., Lucque S., Paracchini M.L., Chauvin C., Williams R., Volk M., Lautenbach S., Kopperoinen L., Schelhaas M.-J., Weinert J., Goossen M., Dumont E., Strauch M., Görg C., Dormann C., Katwinkel M., Zulian G., Varjopuro R., Hauck J., Forsius M., Hengeveld G., Perez-Soba M., Bouraoui F., Scholz, M., Schilz-Zunkel C., Lepisto A., Polishchuk Y., Bidoglio G., 2011. *A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 1*. PEER Report No 3. Ispra: Partnership for European Environmental Research. Ispra (VA), Italy, 143 pp.
- Meybeck M., Lestel L., Carré C., Bouleau G., Garnier J., Mouchel J.M., 2016. Trajectories of river chemical quality issues over the Longue Durée: the Seine River (1900s-2010). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, doi:10.1007/s11356-016-7124-0
- Newbold J.D., Elwood J.W., O'Neill R.V., Van Winkle W., 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**: 860-863.
- Nizzoli D., Carraro E., Longhi D., Viaroli P., 2010. Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research*, **44**: 2715-2724.
- Nizzoli D., Welsh D.T., Longhi D., Viaroli P., 2014. Influence of *Potamogeton pectinatus* and microphytobenthos on benthic metabolism in a freshwater littoral sediment in an agricultural landscape: N assimilation vs N removal. *Hydrobiologia*, **737**: 183-200.
- Pierobon E., Castaldelli G., Mantovani S., Vincenzi F., Fano E.A., 2013. Nitrogen Removal in Vegetated and Unvegetated Drainage Ditches Impacted by Diffuse and Point Sources of Pollution. *Clean Soil, Air, Water*, **41** (1): 24-31.
- Pinardi M., M. Bartoli, D. Longhi, U. Mazzocchi, A. Laini, C. Ribaud, P. Viaroli, 2009. Benthic metabolism and denitrification in a river reach: a comparison between vegetated and bare sediments. *Journal of Limnology*, **68**: 133-145.
- Pinay G., Clément J.C., Naiman R.J., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management*, **30**: 481-491.
- Racchetti E., Bartoli M., Soana E., Longhi D., Christian R.R., Pinardi M., Viaroli P., 2011. Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. *Biogeochemistry*, **103** (1): 335-354.
- Rossi G., Dominione V., Viaroli P., Spotorno C., Muzzi E., Fresia I., Neri G., Ricciardelli F., Rizzati A., Romagnoli M., Bongiorno G., Pelosio A., 2010. *Linee guida per il recupero ambientale dei siti interessati dalle attività estrattive in ambito golenale di Po nel tratto che interessa le Province di Piacenza, Parma e Reggio Emilia*. Assessorato Sicurezza Territoriale, Difesa Del Suolo E Della Costa, Protezione Civile, regione Emilia Romagna, 119 pp.
- Seitzinger S., Harrison J.A., Böhlke J.K., Bouwman A.F., Lowrance R., Peterson B., Tobias C., Van Drecht G., 2006. Denitrification across landscape and waterscape a synthesis. *Ecological Applications*, **16**: 2064-2090.
- Soana E., Naldi M., Bonaglia S., Racchetti E., Castaldelli G., Brüchert V., Viaroli P., Bartoli M., 2015. Benthic nitrogen metabolism in a macrophyte meadow (*Vallisneria spiralis* L.) under increasing sedimentary organic matter loads. *Biogeochemistry*, **124**: 387-404.
- Thorp J.H., Thoms M.C., Delong M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Application*, **22**: 123-147.
- Tierno de Figueroa J.M., Lopez-Rodriguez M.J., Fenoglio S., Sanchez-Castillo P., Fochetti R., 2013. Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia*, **719**: 137-186.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 130-137.
- Viaroli P., Bartoli M., Castaldelli G., Naldi M., Nizzoli D., Rossetti G., 2013. Recent evolution and expected changes of nutrient loads in a heavily exploited watershed: the Po River, Italy. In Arheimer B., Collins A., Krysanova V., Lakshmanan E., Meybeck M., Stone M. (eds) *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. IAHS Publ. 361: 176-182.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Longhi D., Nizzoli D., Rossetti G., Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., Aschonitis V., Vincenzi F., Pecora S., Alessandrini C., Allodi A., Tugnoli F., 2015. *Monitoraggio dei carichi di nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico*, Relazione finale del progetto finanziato da Regione Lombardia, Direzione Generale Ambiente, Energia e Sviluppo Sostenibile. Università di Parma, 123 pp.
- Viaroli P. (a cura di), 2014. Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia. *Biologia Ambientale*, **28**: 3-111.
- Vörösmarty C.J., Meybeck M., Pastore C.L., 2015. Impairment-repair: a brief history & global-scale hypothesis regarding the human-water interactions in the Anthropocene. *Daedalus*, **144**: 1-16.
- Wetzel R.G., 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **24**: 6-24.
- Zalewski M., Janauer G.A., Jolánkai G., 1997. Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. UNESCO IHP Technical Document in Hydrology 7, UNESCO, Paris, 60 pp.