

# LEXAMBIENTE

RIVISTA TRIMESTRALE  
DI DIRITTO PENALE DELL'AMBIENTE  
ISSN 2612-2103



## NUMERO 1\2019

- Il punto di vista dell'ecologia delle acque nell'interpretazione della legge n. 68/2015 di R.CABRINI – A. FINIZIO – V. MEZZANOTTE
- La protección ambiental en el Código Penal español. Un análisis a la luz de la Directiva 2008/99/CE, relativa a la protección del medio ambiente mediante el Derecho penal di M.Á.FUENTES-LOUREIRO
- Dopo tre anni dall'entrata in vigore della l. n. 68/2015, persistono dubbi e criticità in tema di distinzione delle contravvenzioni ambientali di V. PAONE
- La tenuta della riserva di legge statale in materia di sanatoria edilizia di V.A. BOGA
- La problematica questione della classificazione dei rifiuti con codici a specchio di M.L.PARLANGELI
- Profili dell'accertamento processuale del delitto di inquinamento ambientale di N. PISANI
- Inquinamento ambientale senza contaminazione del sito. Quale emancipazione della tutela penale codicistica dalle indicizzazioni tabellari del T.U.A.? di D. ZINGALES



## **Il punto di vista dell'ecologia delle acque nell'interpretazione della legge n. 68/2015**

### **The point of view of aquatic ecology in the interpretation of law n. 68/2015**

**di Riccardo CABRINI – Antonio FINIZIO – Valeria MEZZANOTTE**

**Abstract.** L'entrata in vigore della legge n. 68 del 2015 pone l'attenzione su nuove forme di delitti ambientali, quali l'inquinamento ambientale, il disastro ambientale, il traffico di materiale ad alta radioattività e l'omessa bonifica. Possiamo individuare tre principali tipologie di criticità introdotte dalla legge, relative a: (1) interpretazione dei nuovi articoli del codice penale; (2) difficoltà di trovare una relazione tra causa ed effetto; (3) significato da attribuire allo sfioramento di vari limiti di legge in materia di acque.

L'articolo presenta una rassegna delle norme inerenti la qualità delle acque superficiali, propone criteri per quantificare la gravità del reato e chiavi di interpretazione per definire i casi nei quali è accettabile la flessibilità nel rispetto degli standard di qualità dettati dalla legge.

**Abstract.** The law n. 68/2015 focuses on new forms of environmental crimes, such as environmental pollution, environmental disaster, trade of high-radioactive material and omitted reclamation. The law has three main critical points: (1) interpretation of the new penal code articles; (2) difficulty in finding a cause-effect relationship; (3) possible flexibility in the application to legal limits. The paper reports the rules in force concerning the quality of surface waters, suggests criteria to assess the importance of the crime and an interpretation key to define the cases where flexibility can be adopted to evaluate the non compliance of the limits in force.

**Parole chiave:** criticità interpretative; relazione tra causa ed effetto; limiti di legge; ecologia; legge n. 68/2015; reati ambientali

**Key words:** interpretative criticalities; cause-effect relationship; legal limits; ecology; law n. 68/2015; environmental crimes



**SOMMARIO: 1. 1. Introduzione. - 1.1 Alcune criticità interpretative. - 1.2 Le difficoltà di trovare una relazione tra causa ed effetto. - 1.3 Il significato da attribuire allo sfioramento di vari limiti di legge. - 2. Valutazione del deterioramento e della compromissione. - 3. Classificazione di qualità dei corpi idrici superficiali. - 3.1 Stato ecologico. - 3.2 Stato Chimico. - 4. Relazioni tra i limiti di scarico e la qualità del ricettore. - 5. Gli standard di qualità ambientale. - 6. Dalla qualità dei corpi idrici alle nuove norme sugli ecoreati. - 7. Considerazioni applicative in merito alle norme sugli ecoreati. - 8. Bibliografia**

## **1. INTRODUZIONE**

L'entrata in vigore della Legge n. 68 del 2015, la tanto attesa riforma dei reati ambientali, pone l'attenzione su nuove forme di delitti ambientali, quali l'inquinamento ambientale, il disastro ambientale, il traffico di materiale ad alta radioattività e l'omessa bonifica.

Possiamo individuare tre tipologie di criticità introdotte dalla legge:

- 1) criticità interpretative dei nuovi articoli del codice penale;
- 2) difficoltà di trovare una relazione tra causa ed effetto;
- 3) significato da attribuire allo sfioramento di vari limiti di legge in materia di acque.

### **1.1 Alcune criticità interpretative**

Partendo già dalla lettura della prima novità, l'art. 452-bis del codice penale, relativo al reato di inquinamento ambientale, ci si imbatte nell'utilizzo di termini di cui il legislatore non specifica l'esatto significato, lasciando quindi ampia libertà di interpretazione.

#### ***Art. 452-bis***

*È punito con la reclusione da due a sei anni e con la multa da euro 10.000 a euro 100.000 chiunque abusivamente cagiona una **compromissione o un deterioramento significativi e misurabili**:*

- *delle acque o dell'aria, o di porzioni **estese o significative** del suolo o del sottosuolo;*
- *di un ecosistema, della biodiversità, anche agraria, della flora o della fauna.*

*Quando l'inquinamento è prodotto in un'area naturale protetta o sottoposta a vincolo paesaggistico, ambientale, storico, artistico, architettonico o archeologico, ovvero in danno di specie animali o vegetali protette, la pena è aumentata.*



Anche dalla lettura dell'art. 452 quater del Codice Penale emergono alcune criticità interpretative.

### **Articolo 452 quater**

*Chiunque abusivamente cagiona un disastro ambientale è punito con la reclusione da cinque a quindici anni. Costituiscono disastro ambientale alternativamente:*

- *l'alterazione **irreversibile** dell'equilibrio di un ecosistema;*
- *l'alterazione dell'equilibrio di un ecosistema la cui eliminazione risulti **particolarmente onerosa** e conseguibile solo con provvedimenti eccezionali;*
- *l'offesa alla pubblica incolumità in ragione della rilevanza del fatto per **l'estensione della compromissione** o dei suoi effetti lesivi ovvero per il numero delle persone offese o esposte a pericolo.*

*Quando il disastro è prodotto in un'area naturale protetta o sottoposta a vincolo paesaggistico, ambientale, storico, artistico, architettonico o archeologico, ovvero in danno di specie animali o vegetali protette, la pena è aumentata.*

## **1.2 Le difficoltà di trovare una relazione tra causa ed effetto**

Quando si verifica un danno all'ambiente è necessario identificare con precisione il nesso tra causa ed effetto. Il caso più semplice è che l'evento sia evidente, come una moria di pesci in un torrente, il colore alterato di un corso d'acqua o di un lago, la presenza di schiuma o sostanze oleose in un tratto circoscritto. Nonostante quelli appena descritti siano eventi evidenti, non è altrettanto evidente come risalire alle cause e alle fonti.

È auspicabile stabilire con esattezza un iter per:

- risalire alla causa del danno (es.: sversamento di inquinanti, aumento della temperatura dell'acqua).
- identificare e quantificare gli eventuali inquinanti che hanno provocato il danno tramite specifiche analisi. Non è scontato, infatti, che gli inquinanti siano ancora presenti in acqua o nei sedimenti al momento in cui viene identificato l'effetto, anche se quest'ultimo fosse evidente.
- risalire alla fonte. L'identificazione dell'inquinante o della miscela di inquinanti o pressioni multiple che hanno portato all'effetto non ha sempre come risultato l'identificazione della fonte. Usualmente quest'ultima può essere riconosciuta dall'analisi delle pressioni territoriali che insistono su un determinato bacino idrografico.



### 1.3 Il significato da attribuire allo sfioramento di vari limiti di legge

Per una serie di contaminanti ambientali, la legislazione italiana prevede sanzioni qualora si superi la concentrazione imposta dai limiti allo scarico.

Infatti, per queste sostanze, sono previsti degli standard di qualità ambientale (SQA) nei corpi idrici che non devono essere superati come concentrazione media annua (SQA-MA) o come concentrazione massima ammissibile (SQA-CMA).

I valori di SQA-MA e SQA-CMA sono indicati da norme specifiche (D.lgs.172/2015) e sono stati ricavati a partire da informazioni su parametri (es. tossicità su organismi acquatici, persistenza, potenziale bioaccumulo etc) in merito all'inquinante specifico. Ciò significa che i valori di SQA-CMA e di SQA-MA saranno inferiori ad una soglia ritenuta “safe” per la salute dell'uomo e dell'ambiente.

Ad oggi, tuttavia, non sono stati definiti gli SQA per un enorme numero di inquinanti (in particolare per i cosiddetti contaminanti emergenti).

In altre parole, per queste sostanze, non è stata stabilita una “soglia regolatoria” di potenziale danno su cui eventualmente basare un regime sanzionatorio. Per sopperire alla mancanza di SQA, una possibile alternativa potrebbe essere l'identificazione di una PNEC (*Predicted No Effect Concentration*), ovvero la concentrazione di una sostanza al di sotto della quale è altamente improbabile il verificarsi di un livello di rischio per le comunità acquatiche. Questo concetto verrà ripreso e approfondito più avanti nel testo. Qui risulta importante far osservare che mentre nel caso di un livello massimo fissato per legge (SQA) sarà possibile intervenire con sanzioni, nel caso di un utilizzo della PNEC risulterebbe più complesso arrivare a determinare una sanzione a meno di non equiparare la PNEC ad un vero e proprio SQA (questo, tuttavia, potrebbe generare una serie di contestazioni).

In ogni caso, indipendentemente dall'identificazione di un limite (concentrazione) da non superare nelle acque, è importante chiedersi quale possa essere la flessibilità nella definizione di reato ambientale. Il mero superamento di una soglia ritenuta accettabile è sufficiente ad integrare il requisito della compromissione o del deterioramento significativo e misurabile di un ecosistema?

Dal punto di vista ecologico, nella quasi totalità dei casi, la risposta non potrebbe essere che negativa e pertanto una riflessione sulla flessibilità interpretativa in funzione dei singoli casi dovrebbe essere tenuta in considerazione. In questo senso vanno le considerazioni di D'Alessandro (2012), che ha esaminato, sotto l'aspetto giuridico, le conseguenze di un'applicazione rigida dei valori soglia nell'ambito della valutazione dei reati ambientali.



## 2. VALUTAZIONE DEL DETERIORAMENTO E DELLA COMPROMISSIONE

In Fig.2.1 si propone uno schema di valutazione per definire e differenziare i concetti di deterioramento e compromissione nel caso delle acque superficiali.

Il deterioramento viene inteso come scadimento della qualità e può interessare anche uno solo degli elementi indicati nella parte sinistra dello schema che corrispondono alla componente abiotica dell'ecosistema. Nella visione della Direttiva Quadro sulle Acque (Water Framework Directive, WFD) 2000/60 e nel suo recepimento in Italia, in accordo con concetti acquisiti in ambito ecologico che definiscono l'ecosistema come la risultante delle interazioni tra componenti abiotiche e biotiche in un determinato comparto, si ritiene che la componente biotica sia da un lato il bersaglio delle alterazioni della qualità dell'ambiente e dall'altro l'indicatore dello stato di qualità ecologica.

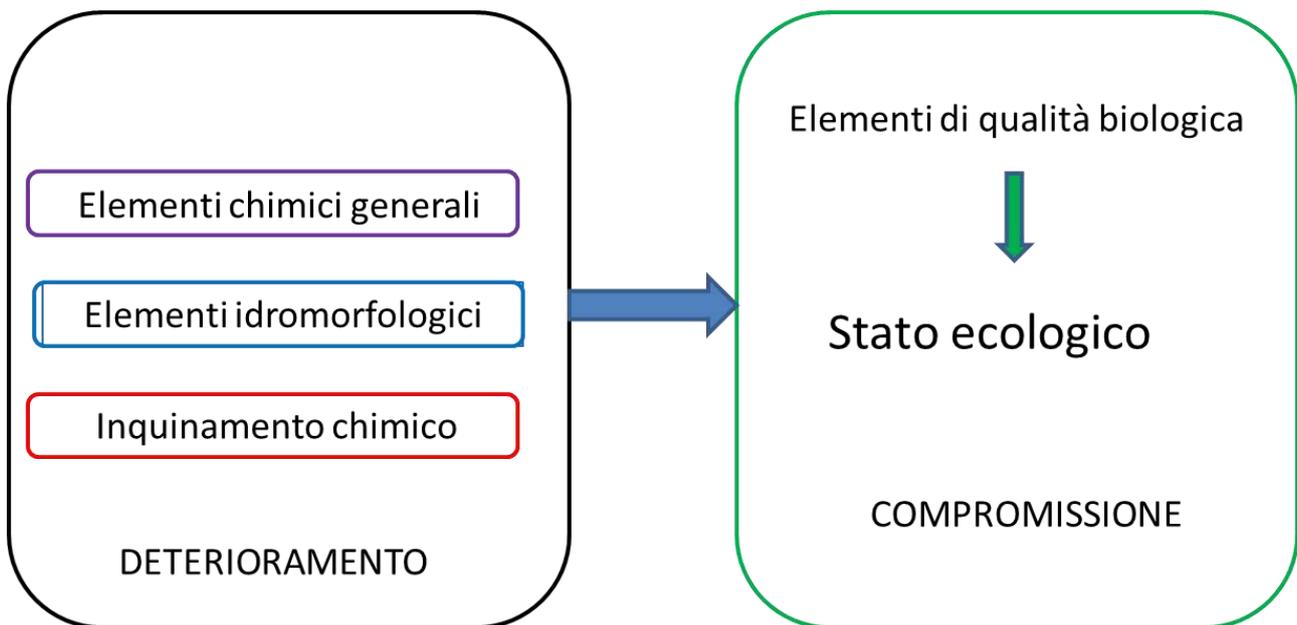


Fig. 2.1- Schema concettuale delle relazioni tra deterioramento e compromissione negli ecosistemi acquatici

Pertanto, si può assumere che ove l'alterazione di uno o più elementi abiotici abbia effetti sugli elementi di qualità ecologica si possa definire l'esistenza di una compromissione dell'ecosistema.



La perdita di specie animali e vegetali in un corso d'acqua, per esempio, a seguito dello sversamento di sostanze chimiche inquinanti, porta al deterioramento della qualità chimica e biologica del corso d'acqua e di seguito alla compromissione dello stato ecologico e chimico dell'ecosistema fluviale o di una sua porzione.

Se da un lato è facilmente intuibile la relazione tra le alterazioni chimiche e la qualità biologica, un cenno specifico meritano gli elementi idromorfologici. Ad esempio, il deterioramento di questi legato ad interventi in alveo, a raddrizzamenti o a cementificazione delle sponde o del substrato di fondo, porta alla perdita di habitat idonei ad alcune specie sia animali che vegetali e, quindi, alla diminuzione della biodiversità e, in ultima analisi, ad uno scadimento dello stato ecologico (Rinaldi et al., 2013). Va in ogni caso considerato che laddove gli effetti sulla componente biotica siano tali da causare uno scadimento marcato della qualità ecologica questo può essere considerato come compromissione in quanto non si può prevedere un recupero se non eliminando fisicamente quanto è stato realizzato.

La compromissione viene definita come il livello di rischio o danno determinati dall'alterazione di uno o più degli elementi abiotici dell'ecosistema. A tal proposito la compromissione è tipica di sistemi complessi, quindi dello stato ecologico e dello stato chimico di un ecosistema o di una sua porzione.

Un caso particolare di compromissione potrebbe verificarsi direttamente a carico della componente biotica in casi particolari in cui l'intervento antropico risultasse nell'immissione di specie invasive aliene o di parassiti o patogeni.

La normativa vigente non differenzia in realtà il deterioramento dalla compromissione mentre distingue tra questi e il disastro ambientale.

### **3. CLASSIFICAZIONE DI QUALITÀ DEI CORPI IDRICI SUPERFICIALI**

#### **3.1 Stato ecologico**

##### 3.1.1 Corsi d'acqua

In materia di acque superficiali, stato ecologico e stato chimico sono termini definiti da precisi descrittori biologici e chimici, valutati periodicamente dagli enti preposti al controllo, solitamente i dipartimenti territoriali di ARPA.

A partire dal 2011 il monitoraggio condotto da ARPA viene effettuato secondo i dettami delle norme più recenti (D. Lgs.219/2010 e DM 260/2010) che hanno introdotto un diverso sistema di classificazione dei corpi idrici. Gli elementi biologici vengono ad essere prevalenti, come



evidenziato in Tab.3.1, e la loro analisi viene oggi effettuata in maniera diversa e più approfondita, secondo le indicazioni riportate in Tab. 3.2.

La classificazione viene effettuata confrontando i valori ottenuti per gli indici relativi alle componenti biotiche con i valori attesi per corsi d'acqua dello stesso tipo al fine di ottenere il Rapporto di Qualità Ecologica (RQE). Per i macroinvertebrati bentonici e le diatomee i tipi fluviali sono aggregati in 8 gruppi (macrotipi) come riportato in Tab. 3.3.

Tab. 3.1 – Criteri di classificazione dei fiumi in base al DM 260/2010

*A) FIUMI*

		Giudizio peggiore da Elementi Biologici				
		<i>Elevato</i>	<i>Buono</i>	<i>Sufficiente</i>	<i>Scarso</i>	<i>Cattivo</i>
Elementi fisico-chimici a sostegno	<i>Elevato</i>	Elevato <sup>(1)</sup>	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Buono</i>	Buono	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Sufficiente, Scarso e cattivo</i>	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente	Scarso	Cattivo

<sup>(1)</sup> Lo stato elevato deve essere confermato dagli elementi idromorfologici a sostegno



Tab. 3.2 - Protocolli di campionamento e Indici per la valutazione degli elementi biologici nei corsi d'acqua in base al DM 260/2010

	<b>PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO</b>	<b>INDICE</b>
<b>MACROFITE</b>	Protocollo di campionamento e analisi per le macrofite delle acque correnti (APAT)	Indice "Biologique Macrophytique en Rivière" - IBMR
<b>MACROINVERTEBRATI</b>	Linee Guida APAT: Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili	Indice multimetrico STAR di intercalibrazione - STAR_ICMi
		per i fiumi molto grandi e/o non accessibili (non guadabili) si usa la media ponderata dei valori RQE (Rapporto di Qualità Ecologica) ottenuti dagli indici STAR_ICMi e MTS (Mayfly Total Score)
<b>DIATOMEE</b>	Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. A cura di L.	Indice multimetrico di intercalibrazione ICMi, basato sull'indice di sensibilità agli inquinanti (IPS) e sull'indice trofico (TI)
<b>FAUNA ITTICA</b>	Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici (APAT)	Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche - ISECI

Tab. 3.3 - Macrotipi fluviali e rapporto tra tipi fluviali per macroinvertebrati e diatomee



Area geografica	Macrotipi fluviali	Descrizione sommaria	Idrocoregioni
Alpino	A1	calcareo	1, 2, 3, 4 (Alpi)
	A2	siliceo	
Centrale	C	Tutti i tipi delle idrocoregioni ricadenti nell'area geografica centrale	1, 2, 3, 4, 5, 7 (aree collinari o di pianura)
			6 (pianura Padana a Nord del fiume Po)
Mediterraneo	M1	Fiumi molto piccoli e piccoli	8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21 (fiumi perenni).
	M2	Fiumi medi e grandi di pianura	
	M3	Fiumi di pianura molto grandi	
	M4	Fiumi medi di montagna	6 (fiumi perenni della pianura Padana a Sud del fiume Po)
	M5	Corsi d'acqua temporanei	8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21 (fiumi temporanei) 6 (fiumi temporanei della pianura Padana a Sud del fiume Po)

Per le macrofite i tipi fluviali sono aggregati in 12 gruppi (macrotipi) come riportato in Tab.3.4

Per la fauna ittica si fa riferimento a due criteri. Il primo, zoogeografico, suddivide le acque dolci del territorio nazionale tra Regione Padana, Regione Italicopeninsulare e Regione delle Isole. La seconda porta a distinguere, all'interno di ciascuna regione, tre "zone", come riportato in Tab. 3.5.

Tab. 3.4 – Macrotipi fluviali per Macrofite (DM 260/2010)



<b>Area geografica</b>	<b>Macrotipi</b>	<b>Descrizione</b>	<b>Idroecoregioni</b>
<b>Alpina</b>	Aa	Molto piccoli e piccoli	1, 2, 3, 4 (Alpi)
	Ab	Medi	
<b>Centrale</b>	Ca	Molto piccoli e piccoli	1, 2, 3, 4 (aree collinari o di pianura); 5, 7; 6 (pianura Padana a Nord del fiume Po)
	Cb	Medi	
	Cc	Grandi e molto grandi	
<b>Mediterranea</b>	Ma	Fiumi molto piccoli e piccoli	6 (fiumi perenni della pianura Padana a Sud del fiume Po); 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21 (fiumi perenni)
	Mb	Fiumi medi e grandi di pianura	6 (fiumi perenni della pianura Padana a Sud del fiume Po); 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15
	Mc		12, 16, 17, 18, 19, 20, 21 (fiumi perenni)
	Md	Fiumi di pianura molto grandi	6 (fiumi perenni della pianura Padana a Sud del fiume Po); 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15
	Me		12, 16, 17, 18, 19, 20, 21 (fiumi perenni)
	Mf	Fiumi medi di montagna	6 (fiumi perenni della pianura Padana a Sud del fiume Po), 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15
	Mg		12, 16, 17, 18, 19, 20, 21 (fiumi perenni)

Tab. 3.5 - Caratteristiche ambientali delle tre “zone ittiche” dulcicole in cui è possibile suddividere i corsi d’acqua italiani (DM 260/2010).



ZONA DEI SALMONIDI	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA
Acqua limpida e bene ossigenata; corrente molto veloce, con presenza di rapide; fondo a massi, ciottoli o ghiaia grossolana; scarsa o moderata presenza di macrofite; temperatura fino a 16-17 °C, ma generalmente inferiore.	Acqua limpida, soggetta però a torbide di breve durata, discretamente ossigenata; corrente veloce, alternata a zone di acqua calma e con profondità maggiore; fondo con ghiaia fine e sabbia; moderata presenza di macrofite; temperatura raramente superiore a 19-20 °C.	Acqua frequentemente torbida e solo moderatamente ossigenata in alcuni periodi; bassa velocità della corrente; fondo fangoso; abbondanza di macrofite; temperatura fino a 24-25 °C.

Rispetto alla classificazione precedente i parametri chimico-fisici da considerare sono meno numerosi, vengono aggregati in un nuovo indice (LIMeco, Tab. 3.6 e 3.7) e considerati elementi a supporto della classificazione. Il valore di riferimento non è più il 75° percentile ma la media annua. I parametri che definiscono il LIMeco sono indicativi della presenza di scarichi civili depurati (negli effluenti depurati l'azoto si trova quasi esclusivamente in forma nitrica (NO<sub>3</sub>), mentre in quelli non depurati prevalgono le forme organica e ammoniacale (NH<sub>4</sub>)).

La carica di *E.coli* non contribuisce più alla classificazione, essendo un parametro strettamente dipendente da condizioni puntuali e non conservativo.

Tab. 3.6 - Criteri di attribuzione dei punteggi per la definizione del LIMeco secondo il DM 260/2010

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
	<b>Punteggio</b>	1	0,5	0,25	0,125	0
<b>Parametro</b>						
100-O <sub>2</sub> % sat.	Soglie	≤  10	≤  20	≤  40	≤  80	>  80
N-NH <sub>4</sub> (mg/L)		< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24



N-NO <sub>3</sub> (mg/L)		< 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	> 4,8
P <sub>tot</sub> (µg/L)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	>400

Tab. 3.7 - Classificazione di qualità secondo i valori di LIMeco secondo il DM 260/2010

<b>Stato</b>	<b>LIMeco</b>
Elevato	≥ 0,66
Buono	≥ 0,50
Sufficiente	≥ 0,33
Scarso	≥ 0,17
Cattivo	<0,17

A tutti i parametri sopra elencati si aggiungono la valutazione dello stato idromorfologico, necessaria, nel caso in cui lo stato di qualità risultasse Elevato, per confermare tale valutazione, e la determinazione delle concentrazioni di inquinanti non compresi nell'elenco di priorità (selezionati in base alle risultanze dell'analisi delle pressioni), che costituiscono un altro elemento a supporto, di cui non è chiara l'interpretazione ai fini della classificazione (Tab. 3.8).

Alla classificazione di Stato Ecologico si affianca la classificazione di Stato Chimico, in base agli stessi criteri e parametri per fiumi e laghi.

Tab. 3.8 – Standard di Qualità Ambientale (SQA) per gli inquinanti non compresi nell'elenco di priorità (DM 260/2010)



	CAS	Sostanza	SQA-MA <sup>(1)</sup> (µg/l)	
			Acque superficiali interne <sup>(2)</sup>	Altre acque di superficie <sup>(3)</sup>
1	7440-38-2	Arsenico	10	5
2	2642-71-9	Azinfos etile	0,01	0,01
3	86-50-0	Azinfos metile	0,01	0,01
4	25057-89-0	Bentazone	0,5	0,2
5	95-51-2	2-Cloroanilina	1	0,3
6	108-42-9	3-Cloroanilina	2	0,6
7	106-47-8	4-Cloroanilina	1	0,3
8	108-90-7	Clorobenzene	3	0,3
9	95-57-8	2-Clorofenolo	4	1
10	108-43-0	3-Clorofenolo	2	0,5
11	106-48-9	4-Clorofenolo	2	0,5
12	89-21-4	1-Cloro-2-nitrobenzene	1	0,2
13	88-73-3	1-Cloro-3-nitrobenzene	1	0,2
14	121-73-3	1-Cloro-4-nitrobenzene	1	0,2
15	-	Cloronitrotolueni <sup>(4)</sup>	1	0,2
16	95-49-8	2-Clorotoluene	1	0,2
17	108-41-8	3-Clorotoluene	1	0,2
18	106-43-4	4-Clorotoluene	1	0,2
19	74440-47-3	Cromo totale	7	4
20	94-75-7	2,4 D	0,5	0,2
21	298-03-3	Demeton	0,1	0,1
22	95-76-1	3,4-Dicloroanilina	0,5	0,2
23	95-50-1	1,2 Diclorobenzene	2	0,5
24	541-73-1	1,3 Diclorobenzene	2	0,5
25	106-46-7	1,4 Diclorobenzene	2	0,5
26	120-83-2	2,4 Diclorofenolo	1	0,2



27	62-73-7	Diclorvos	0,01	0,01
28	60-51-5	Dimetoato	0,5	0,2
29	76-44-8	Eptaclor	0,005	0,005
30	122-14-5	Fenitrothion	0,01	0,01
31	55-38-9	Fention	0,01	0,01
32	330-55-2	Linuron	0,5	0,2
33	121-75-5	Malation	0,01	0,01
34	94-74-6	MCPA	0,5	0,2
35	93-65-2	Mecoprop	0,5	0,2
36	10265-92-6	Metamidofos	0,5	0,2
37	7786-34-7	Mevinfos	0,01	0,01
38	1113-02-6	Ometoato	0,5	0,2
39	301-12-2	Ossidemeton-metile	0,5	0,2
40	56-38-2	Paration etile	0,01	0,01
41	298-00-0	Paration metile	0,01	0,01
42	93-76-5	2,4,5 T	0,5	0,2
43	108-88-3	Toluene	5	1
44	71-55-6	1,1,1 Tricloroetano	10	2
45	95-95-4	2,4,5-Triclorofenolo	1	0,2
46	120-83-2	2,4,6-Triclorofenolo	1	0,2
47	5915-41-3	Terbutilazina (incluso metabolita)	0,5	0,2
48	-	Composti del Trifenilstagno	0,0002	0,0002
49	1330-20-7	Xileni <sup>(5)</sup>	5	1
50		Pesticidi singoli <sup>(6)</sup>	0,1	0,1
51		Pesticidi totali <sup>(7)</sup>	1	1

<sup>(1)</sup> Standard di qualità ambientale espresso come valore medio annuo (SQA-MA).

<sup>(2)</sup> Per acque superficiali interne si intendono i fiumi, i laghi e i corpi idrici artificiali o fortemente modificati.

<sup>(3)</sup> Per altre acque di superficie si intendono le acque marino-costiere e le acque transizione.

<sup>(4)</sup> Cloronitrotolueni: lo standard è riferito al singolo isomero.

<sup>(5)</sup> Xileni: lo standard di qualità si riferisce ad ogni singolo isomero (orto-, meta- e para-xilene).

<sup>(6)</sup> Per tutti i singoli pesticidi (inclusi i metaboliti) non presenti in questa tabella si applica il valore cautelativo di 0,1 µg/l; tale valore, per le singole sostanze, potrà essere modificato sulla base di studi di letteratura scientifica nazionale e internazionale che ne giustifichino una variazione.

<sup>(7)</sup> Per i Pesticidi totali (la somma di tutti i singoli pesticidi individuati e quantificati nella procedura di monitoraggio compresi i metaboliti ed i prodotti di degradazione) si applica il valore di 1 µg/l fatta eccezione per le risorse idriche destinate ad uso potabile per le quali si applica il valore di 0,5 µg/l.



### 3.1.2 Laghi

Per i laghi il problema più noto e più evidente, ma, ovviamente, non l'unico, è certo quello legato al livello trofico, in base al quale sono state tradizionalmente effettuate le valutazioni di qualità.

Per molti anni il riferimento unico a livello internazionale è stato quello dettato dall'OECD in base al quale lo stato trofico di un lago veniva definito, secondo lo schema riportato in Tab.3.9, in base a 5 parametri:

1. Concentrazione di fosforo totale
2. Concentrazione di clorofilla a
3. Trasparenza

Tab. 3.9 – Definizione dei livelli trofici dei laghi secondo l'OECD (1982)

<b>Classe</b>	<b>P<sub>tot</sub> (µg/L)</b>	<b>Clorofilla a (µg/L)*</b>	<b>Clorofilla a (µg/L)**</b>	<b>Trasparenza (m)*</b>	<b>Trasparenza (m)**</b>
Ultra-oligotrofia	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofia	4-10	1-2,5	2,5-8	6-12	3-6
Mesotrofia	10-35	2,5-8	8-25	3-6	1,5-3
Eutrofia	35-100	8-25	25-75	1,5-3	0,7-1,5
Iper-eutrofia	>100	>25	>75	<1,5	<0,7



Oggi la normativa (DM 260/2010) prevede un sistema di classificazione dei laghi concettualmente analogo a quello dei fiumi che considera in primo luogo la componente biotica (definita in base agli Elementi di Qualità Biologica, EQB), valutata per i diversi livelli trofici come riportato in Tab.3.11.

Tab. 3.10 – Elementi di qualità biologica per definire il livello di qualità dei laghi e rispettivi indici secondo il DM 260/2010

EQB	Metodo di classificazione	Descrizione
Fitoplancton	ICF - Indice complessivo per il fitoplancton	L'indice ICF si ottiene come media dell'indice medio di biomassa (concentrazione di clorofilla <i>a</i> e biovolume) e dell'indice medio di composizione (PTI, percentuale di cianobatteri).
Macrofite	MTIspecies MacroIMMI	Gli indici MTIspecies e MacroIMMI sono calcolati in base a cinque metriche: massima profondità di crescita, frequenza relativa delle specie con forma di colonizzazione sommersa, frequenza delle specie esotiche, diversità (indice di Simpson), punteggio trofico per ciascuna specie.
Fauna ittica	LFI - Lake Fish Index	L'indice LFI si basa sull'abbondanza relativa e la struttura di popolazione delle specie chiave, sul successo riproduttivo delle specie chiave e delle specie tipo-specifiche, sulla diminuzione (%) del numero di specie chiave e tipo-specifiche, sulla presenza di specie ittiche alloctone ad elevato impatto.
Macroinvertebrati bentonici	Metodo in via di definizione	-

La classificazione di qualità si basa sul valore del parametro RQE (Rapporto di Qualità Ecologica) che esprime il rapporto tra il valore osservato e quello di riferimento.

La valutazione della qualità della componente biotica va integrata con gli Elementi Generali di Qualità Chimico Fisica dei Laghi che comprendono i principali indicatori di trofia, aggregati a dare l'Indice LTL (Livello Trofico dei Laghi) ed altri parametri a supporto che, in realtà, non entrano nella classificazione, con gli Elementi Chimici a sostegno degli Elementi Biologici e con la definizione dello Stato Chimico.

Come si è detto a proposito dei fiumi, gli Elementi Chimici a sostegno degli Elementi Biologici sono inquinanti specifici non appartenenti all'elenco di priorità, per i quali il riferimento è la stessa Tab. 3.8.



Tab. 3.11 - Elementi generali di qualità chimico-fisica dei laghi (DM 260/2010)

Elemento	Parametro	Indice	Descrizione
-	Fosforo totale	LTL <sub>eco</sub>	Livello Trofico Laghi per lo stato ecologico. L'LTL <sub>eco</sub> viene derivato come somma dei punteggi ottenuti per i singoli parametri secondo le soglie stabilite dalla normativa, in base alla concentrazione osservata.
	Trasparenza		
	Ossigeno ipolimnico		
Altri parametri	pH	-	Utilizzati esclusivamente per una migliore interpretazione del dato biologico e non per la classificazione.
	Alcalinità		
	Conducibilità		
	Ammonio		

### 3.2 Stato Chimico

Lo stato chimico viene definito, nella normativa italiana, senza differenze tra laghi e fiumi. Nella classificazione di qualità si distinguono esclusivamente il livello Buono e quello Non Buono in base alla presenza e alla concentrazione degli inquinanti prioritari. Concentrazioni di inquinanti prioritari superiori alle soglie indicate, riportate in Tab.3.9, definiscono uno stato Non Buono, a prescindere dai valori di tutti gli altri parametri, nel presupposto che l'inquinamento da sostanze prioritarie abbia un effetto diretto anche sulle componenti biotiche.

Tab.3.9 – Standard di Qualità Ambientale relativi a sostanze prioritarie (D.Lgs.172/2015). Unità di misura:  $\mu\text{g/L}$  per le colonne da (4) a (7),  $\mu\text{g/kg}$  di peso umido per la colonna (8)

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
N.	Denominazione della sostanza	Numero CAS <sup>1</sup>	SQA-MA <sup>2</sup> Acque superficiali interne <sup>3</sup>	SQA-MA <sup>2</sup> Altre acque di superficie	SQA-CMA <sup>4</sup> Acque superficiali interne <sup>3</sup>	SQA-CMA <sup>4</sup> Altre acque di superficie	SQA Biota <sup>12</sup>	Identificazione sostanza <sup>15</sup>
(1)	Alacloro	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7		P
(2)	Antracene	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1		PP
(3)	Atrazina	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0		P
(4)	Benzene	71-43-2	10	8	50	50		P
(5)	Difenileteri bromurati <sup>5</sup>	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085	PP
(6)	Cadmio e composti (in funzione delle classi di durezza dell'acqua) <sup>6</sup>	7440-43-9	$\leq 0,08$ (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	0,2	$\leq 0,45$ (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	$\leq 0,45$ (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)		PP



(6 bis)	Tetracloruro di carbonio <sup>7</sup>	56-23-5	12	12	non applicabile	non applicabile		E
(7)	Cloroalcani C10-13 <sup>8</sup>	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4		PP
(8)	Clorfenvinfos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3		P
(9)	Clorpirifos (Clorpirifos etile)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1		P
(9 bis)	Antiparassitari del ciclodiene: Aldrin <sup>7</sup> Dieldrin <sup>7</sup> Endrin <sup>7</sup> Isodrin <sup>7</sup>	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	$\Sigma = 0,01$	$\Sigma = 0,005$	non applicabile	non applicabile		E
(9 ter)	DDT totale <sup>7,9</sup>	non applicabile	0,025	0,025	non applicabile	non applicabile	50 µg/kg (pesci con meno 5% grassi)  100 µg/kg p.f. (per i pesci con più del 5% grassi)	E
	para-para-DDT <sup>7</sup>	50-29-3	0,01	0,01	non applicabile	non applicabile (		E

(10)	1,2-Dicloroetano	107-06-2	10	10	non applicabile	non applicabile		P
(11)	Diclorometano	75-09-2	20	20	non applicabile	non applicabile		P
(12)	Di(2-etilesil)ftalato (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	non applicabile	non applicabile		PP
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8		P
(14)	Endosulfan	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004		PP
(15)	Fluorantene	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30	P
(16)	Esaclorobenzene	118-74-1	0,005	0,002	0,05	0,05	10	PP
(17)	Esaclorobutadiene	87-68-3	0,05	0,02	0,6	0,6	55	PP
(18)	Esaclorocicloesano	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02		PP
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0		P



(20)	Piombo e composti	7439-92-1	1,2 <sup>13</sup>	1,3	14	14		P
(21)	Mercurio e composti	7439-97-6			0,07	0,07	20	PP
(22)	Naftalene	91-20-3	2	2	130	130		P
(23)	Nichel e composti	7440-02-0	4 <sup>13</sup>	8,6	34	34		P
(24)	Nonilfenoli (4-nonilfenolo)	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0		PP
(25)	Ottilfenoli (4-(1,1',3,3'- tetrametilbutil)- fenolo))	140-66-9	0,1	0,01	non applicabile	non applicabile		P
(26)	Pentaclorobenzene	608-93-5	0,007	0,0007	non applicabile	non applicabile		PP
(27)	Pentaclorofenolo	87-86-5	0,4	0,4	1	1		P



(28)	Idrocarburi policiclici aromatici (IPA) <sup>11</sup>	non applicabile	non applicabile	non applicabile	non applicabile	non applicabile		PP
	Benzo(a)pirene	50-32-8	1,7 10 <sup>-4</sup>	1,7 10 <sup>-4</sup>	0,27	0,027	5	PP
	Benzo(b)fluorantene	205-99-2	Cfr. nota 11	Cfr. nota 11	0,017	0,017	Cfr. nota 11	PP
	Benzo(k)fluorantene	207-08-9	Cfr. nota 11	Cfr. nota 11	0,017	0,017	Cfr. nota 11	PP
	Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2	Cfr. nota 11	Cfr. nota 11	8,2 10 <sup>-3</sup>	8,2 10 <sup>-4</sup>	Cfr. nota 11	PP
	Indeno(1,2,3-cd)pirene	193-39-5	Cfr. nota 11	Cfr. nota 11	non applicabile	non applicabile	Cfr. nota 11	PP
(29)	Simazina	122-34-9	1	1	4	4		P
(29 bis)	Tetracloroetilene <sup>7</sup>	127-18-4	10	10	non applicabile	non applicabile		E
(29 ter)	Tricloroetilene <sup>7</sup>	79-01-6	10	10	non applicabile	non applicabile		E
(30)	Tributilstagno (composti) (tributilstagno-catione)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015		PP
(31)	Triclorobenzeni	12002-48-1	0,4	0,4	non applicabile	non applicabile		P
(32)	Triclorometano	67-66-3	2,5	2,5	non applicabile	non applicabile		P
(33)	Trifluralin	1582-09-8	0,03	0,03	non applicabile	non applicabile		PP
(34)	Dicofol	115-32-2	1,3 10 <sup>-3</sup>	3,2 10 <sup>-3</sup>	non applicabile (10)	non applicabile (10)	33	PP
(35)	Acido perfluorottansolfonico e suoi sali (PFOS)	1763-23-1	6,5 10 <sup>-4</sup>	1,3 10 <sup>-4</sup>	36	7,2	9,1	PP
(36)	Chinossifen	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54		PP
(37)	Diossine e composti diossina-simili	Cfr. la nota 10 a piè di pagina dell'allegato X della direttiva 2000/60/CE			non applicabile	non applicabile	Somma di PCDD+PCDF+P CB-DL 0,0065 µg.kg <sup>-1</sup> TEQ <sup>14</sup>	PP



(38)	Aclonifen	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012		P
(39)	Bifenox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004		P
(40)	Cibutrina	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016		P
(41)	Cipermetrina	52315-07-8	$8 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-5}$		P
(42)	Diclorvos	62-73-7	$6 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-5}$		P
(43)	Esabromociclododecano (HBCDD)	Cfr. la nota 12 a piè di pagina dell'allegato X della direttiva 2000/60/CE	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167	PP

(44)	Eptacloro ed eptacloro epossido	76-44-8 / 1024-57-3	$2 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$	PP
(45)	Terbutrina	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034		P

1 - CAS: Chemical Abstracts Service.

2 - Questo parametro rappresenta lo SQA espresso come valore medio annuo (SQA-MA). Se non altrimenti specificato, si applica alla concentrazione totale di tutti gli isomeri.

3 - Per acque superficiali interne si intendono i fiumi, i laghi e i corpi idrici artificiali o fortemente modificati.

4 - Questo parametro rappresenta lo standard di qualità ambientale espresso come concentrazione massima ammissibile (SQA-CMA). Quando compare la dicitura “non applicabile” riferita agli SQA-CMA, si ritiene che i valori SQA-MA tutelino dai picchi di inquinamento di breve termine, in scarichi continui, perché sono sensibilmente inferiori ai valori derivati in base alla tossicità acuta.

5 - Per il gruppo di sostanze prioritarie “difenileteri bromurati” (voce n. 5), lo SQA ambientale si riferisce alla somma delle concentrazioni dei congeneri numeri 28, 47, 99, 100, 153 e 154.

6 - Per il cadmio e composti (voce n. 6) i valori degli SQA variano in funzione della durezza dell'acqua classificata secondo le seguenti cinque categorie: classe 1: < 40 mg CaCO<sub>3</sub> /l, classe 2: da 40 a < 50 mg CaCO<sub>3</sub> /l, classe 3: da 50 a < 100 mg CaCO<sub>3</sub> /l, classe 4: da 100 a < 200 mg CaCO<sub>3</sub> /l e classe 5: ≥ 200 mg CaCO<sub>3</sub> /l.

7 - Questa sostanza non è prioritaria, ma è uno degli altri inquinanti in cui gli SQA sono identici a quelli fissati dalla normativa applicata prima del 13 gennaio 2009.



8 - Per questo gruppo di sostanze non è fornito alcun parametro indicativo. Il parametro o i parametri indicativi devono essere definiti con il metodo analitico.

9 - Il DDT totale comprende la somma degli isomeri 1,1,1-tricloro 2,2 bis (p-clorofenil)etano (numero CAS 50-29-3; numero UE 200-024-3), 1,1,1-tricloro-2 (o-clorofenil)-2-(p-clorofenil)etano (numero CAS 789-02-6; numero UE 212-332-5), 1,1-dicloro-2,2 bis (p-clorofenil)etilene (numero CAS 72-55-9; numero UE 200-784-6) e 1,1-dicloro-2,2 bis (p-clorofenil)etano (numero CAS 72-54-8; numero UE 200-783-0).

10 - Per queste sostanze non sono disponibili informazioni sufficienti per fissare un SQA-CMA.

11 - Per il gruppo di sostanze prioritarie “idrocarburi policiclici aromatici” (IPA) (voce n. 28), lo SQA per il biota e il corrispondente SQA-AA in acqua si riferiscono alla concentrazione di benzo(a)pirene sulla cui tossicità sono basati. Il benzo(a)pirene può essere considerato marcatore degli altri IPA, di conseguenza solo il benzo(a)pirene deve essere monitorato per raffronto con lo SQA per il biota o il corrispondente SQA-AA in acqua.

12 - Se non altrimenti indicato, lo SQA per il biota è riferito ai pesci. Si può monitorare un taxon del biota alternativo o un'altra matrice purché lo SQA applicato garantisca un livello equivalente di protezione. Per le sostanze numeri 15 (Fluorantene) e 28 (IPA), lo SQA per il biota si riferisce ai crostacei ed ai molluschi. Ai fini della valutazione dello stato chimico, il monitoraggio di Fluorantene e di IPA nel pesce non è opportuno. Per la sostanza numero 37 (Diossine e composti diossinasimili), lo SQA per il biota si riferisce al pesce, ai crostacei ed ai molluschi. Fare riferimento al punto 5.3 dell'allegato al regolamento (UE) n. 1259/2011 della Commissione del 2 dicembre 2011, che modifica il regolamento (CE) n. 1881/2006 per quanto riguarda i tenori massimi per le diossine, i PCB diossina-simili e per i PCB non diossina-simili nei prodotti alimentari (*Gazzetta Ufficiale* n. L 320 del 3 dicembre 2011).

13 - Questi SQA si riferiscono alle concentrazioni biodisponibili delle sostanze.

14 - PCDD: dibenzo-p-diossine policlorurate; PCDF: dibenzofurani policlorurati; PCB-DL: bifenili policlorurati diossina-simili; TEQ: equivalenti di tossicità conformemente ai fattori di tossicità equivalente del 2005 dell'Organizzazione mondiale della sanità.

15 - Le sostanze contraddistinte dalla lettera P e PP sono, rispettivamente, le sostanze prioritarie e quelle pericolose prioritarie individuate ai sensi della direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008, modificata dalla direttiva 2013/39/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 12 agosto 2013. Le sostanze contraddistinte dalla lettera E sono le sostanze incluse nell'elenco di priorità individuate dalle “direttive figlie” della direttiva 76/464/CE.



#### 4. RELAZIONI TRA I LIMITI ALLO SCARICO E LA QUALITÀ DEL RICETTORE

Nella pratica, in molti casi e nella larga maggioranza dei casi in Lombardia, il semplice rispetto dei limiti allo scarico non è in grado di garantire una buona qualità del ricettore. Il problema si pone in modo diverso per i cosiddetti macrodescrittori di inquinamento e per i parametri che potremmo definire tradizionali rispetto ai cosiddetti contaminanti prioritari e/o emergenti.

Nella definizione originaria di macrodescrittori, secondo il D.Lgs.152/1999 rientravano:

- COD e BOD<sub>5</sub>, misure indirette della presenza di composti ossidabili, in particolare sostanza organica e azoto,
- azoto e fosforo, nutrienti fondamentali per le alghe, quindi potenziali cause di eutrofizzazione in particolari situazioni
- ossigeno disciolto
- *Escherichia coli*, indicatore di contaminazione fecale, non necessariamente di presenza di patogeni

Tra i parametri tradizionali potremmo annoverare tutti quelli elencati nella Tab. 3 dell'Allegato 5 del D. Lgs.152/2006 con i rispettivi limiti allo scarico, riportati in Tab.4.1. Per alcuni di essi (COD, BOD<sub>5</sub>, TSS, azoto e fosforo) esistono limiti più restrittivi a livello regionale (ad esempio in Lombardia vige, a questo proposito, il Regolamento Regionale 3 che diversifica i limiti allo scarico in funzione della dimensione dell'impianto di origine e della destinazione dello scarico), ma la situazione sostanzialmente non cambia.

Va innanzi tutto precisato che i limiti oggi vigenti (fatta eccezione per quello relativo al cadmio, differenziato in base alla durezza dell'acqua nel ricettore) sono quelli che erano stati determinati da uno studio della Regione Lombardia del 1973, propedeutici alla stesura della prima legge sulla tutela delle acque, la 319 del 10 maggio 1976, nota come Legge Merli, mai aggiornati in funzione delle nuove conoscenze e della disponibilità di strumenti e metodi analitici più sensibili. In secondo luogo va considerato che tali limiti erano stati fissati in base a diversi criteri e valutazioni, applicando i fattori di sicurezza ritenuti più idonei per i diversi gruppi di parametri, ma assumendo nella totalità dei casi che tutti gli scarichi venissero diluiti all'atto dell'immissione nel ricettore. L'esempio più eclatante è quello del parametro Colore il cui limite consiste nella non percettibilità con diluizione 1:20, basata evidentemente sull'ipotesi che qualunque scarico colorato venisse diluito 1:20 nella realtà, ma i termini del problema non cambiano.

Premesso che, nella maggior parte dei casi, gli scarichi vengono immessi nei fiumi, è ben difficile che i fiumi abbiano costantemente una portata d'acqua tale da fornire la diluizione necessaria perché, con concentrazioni compatibili con i limiti allo scarico, la concentrazione nell'acqua del



fiume sia compatibile con la Buona qualità oggi prevista come obiettivo dalla legge, in attuazione della Direttiva Europea 2000/60. Anzi, in moltissimi casi, in Lombardia ma anche in altre regioni, corsi d'acqua che originariamente erano definiti come torrenti, in quanto non avevano presenza continuativa di acqua nell'arco dell'anno, sono oggi diventati fiumi perché alimentati, in continuo, dagli effluenti degli impianti di depurazione. Nella letteratura scientifica internazionale si ritrova addirittura il termine di *Effluent dominated stream* per designare quei corsi d'acqua la cui portata è costituita prevalentemente o esclusivamente da scarichi (Brooks et al., 2006; Canobbio et al., 2009). Per fare un esempio, consideriamo il parametro azoto ammoniacale (N-NH<sub>4</sub>). Il limite allo scarico è di 15 mg/L; la soglia del Livello 2 (corrispondente a Buono, non a Ottimo) è di 0,06 mg/L. Questo significa che uno scarico con concentrazione di 10 mg/L di N-NH<sub>4</sub> (ben inferiore al limite) dovrebbe essere diluito 167 volte perché nel ricettore la concentrazione si mantenga al di sotto della soglia sopra indicata, ovvero che la portata del ricettore dovrebbe essere 167 volte superiore a quella dello scarico. Ancora più paradossale appare la situazione per alcuni metalli per i quali il limite allo scarico è espresso in mg/L e lo standard di qualità per i corsi d'acqua in µg/L. Ad esempio, per il nichel il limite allo scarico è 2 mg/L, pari a 2000 µg/L, e lo standard di qualità per le acque superficiali è 20 µg/L. E' vero che nella maggior parte dei casi la rimozione negli impianti di depurazione è molto spinta, ma la probabilità che si verifichino situazioni critiche pur nel rispetto delle norme è comunque da considerare.

Tab. 4.1– Valori limite di emissione in acque superficiali e in fognatura (D.Lgs.152/2006)



Numero parametro	PARAMETRI	unità di misura	Scarico in acque superficiali	Scarico in rete fognaria (*)
1	pH		5,5-9,5	5,5-9,5
2	Temperatura	°C	(1)	(1)
3	colore		non percettibile con diluizione 1:20	non percettibile con diluizione 1:40
4	odore		non deve essere causa di molestie	non deve essere causa di molestie
5	materiali grossolani		assenti	assenti
6	Solidi speciali totali (2)	mg/L	≤ 80	≤ 200
7	BOD5 (come O2) (2)	mg/L	≤ 40	≤ 250
8	COD (come O2) (2)	mg/L	≤ 160	≤ 500
9	Alluminio	mg/L	≤ 1	≤ 2,0
10	Arsenico	mg/L	≤ 0,5	≤ 0,5
11	Bario	mg/L	≤ 20	-
12	Boro	mg/L	≤ 2	≤ 4
13	Cadmio	mg/L	≤ 0,02	≤ 0,02
14	Cromo totale	mg/L	≤ 2	≤ 4
15	Cromo VI	mg/L	≤ 0,2	≤ 0,20
16	Ferro	mg/L	≤ 2	≤ 4
17	Manganese	mg/L	≤ 2	≤ 4
18	Mercurio	mg/L	≤ 0,005	≤ 0,005
19	Nichel	mg/L	≤ 2	≤ 4
20	Piombo	mg/L	≤ 0,2	≤ 0,3
21	Rame	mg/L	≤ 0,1	≤ 0,4
22	Selenio	mg/L	≤ 0,03	≤ 0,03
23	Stagno	mg/L	≤ 10	
24	Zinco	mg/L	≤ 0,5	≤ 1,0



25	Cianuri totali (come CN)	mg/L	$\leq 0,5$	$\leq 1,0$
26	Cloro attivo libero	mg/L	$\leq 0,2$	$\leq 0,3$
27	Solfuri (come H <sub>2</sub> S)	mg/L	$\leq 1$	$\leq 2$
28	Solfiti (come SO <sub>3</sub> )	mg/L	$\leq 1$	$\leq 2$
29	Solfati (come SO <sub>4</sub> ) (3)	mg/L	$\leq 1000$	$\leq 1000$
30	Cloruri (3)	mg/L	$\leq 1200$	$\leq 1200$
31	Fluoruri	mg/L	$\leq 6$	$\leq 12$
32	Fosforo totale (come P) (2)	mg/L	$\leq 10$	$\leq 10$
33	Azoto ammoniacale (come NH <sub>4</sub> ) (2)	mg/L	$\leq 15$	$\leq 30$
34	Azoto nitroso (come N) (2)	mg/L	$\leq 0,6$	$\leq 0,6$
35	Azoto nitrico (come N) (2)	mg/L	$\leq 20$	$\leq 30$
36	Grassi e olii animali/vegetali	mg/L	$\leq 20$	$\leq 40$
37	Idrocarburi totali	mg/L	$\leq 5$	$\leq 10$
38	Fenoli	mg/L	$\leq 0,5$	$\leq 1$
39	Aldeidi	mg/L	$\leq 1$	$\leq 2$
40	Solventi organici aromatici	mg/L	$\leq 0,2$	$\leq 0,4$
41	Solventi organici azotati (4)	mg/L	$\leq 0,1$	$\leq 0,2$
42	Tensioattivi totali	mg/L	$\leq 2$	$\leq 4$



43	Pesticidi fosforati	mg/L	$\leq 0,10$	$\leq 0,10$
44	Pesticidi totali (esclusi i fosforati) (5)	mg/L	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$
	tra cui:			
45	- aldrin	mg/L	$\leq 0,01$	$\leq 0,01$
46	- dieldrin	mg/L	$\leq 0,01$	$\leq 0,01$
47	- endrin	mg/L	$\leq 0,002$	$\leq 0,002$
48	- isodrin	mg/L	$\leq 0,002$	$\leq 0,002$
49	Solventi clorurati (5)	mg/L	$\leq 1$	$\leq 2$
50	Escherichia coli (4)	UFC/100mL	nota	
51	Saggio di tossicità acuta (5)		il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 50% del totale	il campione non è accettabile quando dopo 24 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 80% del totale



## 5. GLI STANDARD DI QUALITÀ AMBIENTALE

Evidentemente, il primo passo per definire l'entità del danno prodotto da un'immissione in un corpo idrico è l'individuazione di parametri di riferimento.

A partire dalla Direttiva Quadro del 2000 (WFD, 2000/60) si è posta l'attenzione direttamente sui ricettori e non solo sugli scarichi e sono stati definiti standard di qualità (EQS/SQA) per i corpi idrici per numerosissime sostanze. Come già si è detto a proposito della classificazione dei corpi idrici in Italia, gli inquinanti sono ripartiti tra prioritari e non prioritari e il rispetto degli standard di qualità per i primi è discriminante nell'attribuzione di un livello di qualità al corpo idrico esaminato.

Per comprendere il significato di tali standard occorre analizzarne la genesi e i criteri adottati per la loro definizione.

Il punto di partenza è costituito, ovviamente, dalle conoscenze scientifiche in ambito tossicologico. Un esempio di dati ecotossicologici è riportato in Tab. 5.1.

Salta all'occhio come le differenze dei valori relativi ai diversi organismi e ai diversi parametri tossicologici siano molto forti e questo riconduce ad una delle prime considerazioni riportate nel documento specifico della Commissione Europea (European Commission, 2011): in base ai principi dell'analisi di rischio non è possibile definire standard di qualità ambientale che siano protettivi nei confronti di tutti i ricettori e in tutte le condizioni di esposizione.

Nel caso delle acque sarebbe possibile identificare 4 diversi standard di qualità:

- Standard basati sull'ecotossicologia diretta (QS<sub>fw, eco</sub>, o QS<sub>sw, eco</sub>),
- Standard basati sull'intossicazione secondaria dei predatori (QS<sub>biota sec pois fw</sub> o QS<sub>biota sec pois fw</sub>)<sup>7</sup>,
- Standard basati sugli effetti del consumo di prodotti ittici sull'uomo (QS<sub>biota, hh food</sub>)
- Standard basati sugli effetti dell'assunzione dell'acqua sull'uomo (QS<sub>dh, hh</sub>).

Nella pratica, i valori riportati ai fini della tutela dei corpi idrici, recepiti in Italia con il D.Lgs.219/2010 e successive modifiche e integrazioni (D.Lgs.172/2015), sono due: uno è riferito alla media annua (SQA-MA), per tutelare l'ambiente rispetto ad esposizioni prolungate, e l'altro alla Concentrazione Massima Ammissibile (SQA-CMA), per tenere conto degli effetti a breve termine dell'esposizione a picchi di concentrazione.



La stessa Commissione Europea sottolinea come l'obiettivo della Direttiva Europea sia quello di tutelare i corpi idrici più sensibili e pone come punto di partenza l'individuazione delle PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) per le singole sostanze e per le miscele nelle diverse matrici dell'ambiente acquatico (acqua, sedimento, biota), tenuto conto, tra l'altro, della loro biodisponibilità e delle loro caratteristiche chimico-fisiche (persistenza, bioaccumulabilità, biomagnificazione).

Un'altra distinzione importante va fatta tra elementi metallici e composti inquinanti: per i composti è infatti possibile che avvengano reazioni di degradazione (biologica o non) e di trasformazione, mentre gli elementi metallici possono essere più o meno biodisponibili in funzione delle condizioni ambientali ma sono comunque destinati a mantenersi tal quali nel tempo.

Le PNEC vengono calcolate a partire dalla disponibilità di dati ecotossicologici su organismi rappresentativi dei diversi livelli trofici ed applicando dei fattori di sicurezza appropriati (AF: Application Factor).

In teoria, gli SQA potrebbero coincidere con le PNEC. Tuttavia, altri fattori vanno presi in considerazione e tra questi il primo è quello relativo ai dati di partenza la cui qualità, in base ai criteri stabiliti dall'OECD nel 1996 e ripresi dal regolamento REACH, devono esser valutati innanzi tutto in base a:

- affidabilità (*reliability*): i test devono essere stati condotti con metodi standardizzati, adottando le Buone Pratiche di Laboratorio (BPL), i risultati devono essere chiari e plausibili,
- pertinenza (*relevance*): appropriati e utili per una particolare identificazione del pericolo e caratterizzazione del rischio
- Adeguatezza agli scopi della valutazione del pericolo e del rischio (*regulatory acceptability*)

Tab. 5.1- Esempi di dati ecotossicologici relativi ad alcuni inquinanti. LC<sub>50</sub> = concentrazione letale per il 50% della popolazione esposta, NOEC = concentrazione cui non corrisponde alcun effetto sulla popolazione esposta (No Effect Concentration), EC<sub>50</sub> = concentrazione efficace sul 50% degli individui esposti. I parametri indicati in rosso rappresentano sostanze il cui uso e la cui commercializzazione sono oggi vietati (composti banditi)

N	Numero CAS	Tipo	Sostanza	Tipologia*	Pesci **	Invertebrati acquatici **	Alghe **
---	------------	------	----------	------------	----------	---------------------------	----------



					LC <sub>50</sub> acuta 96 h	NOEC cronic a (21 giorni)	EC <sub>50</sub> acuta (48 ore)	NOEC cronic a (21 giorni)	EC <sub>50</sub> acuta (72 ore)	NOEC cronic a (96 ore)	
1	15972-60-8	P	Alaclor	E	1800	190	10000	220	966	20	
3	309-00-2		Aldrin	E	4,6		28				
	60-57-1		Dieldrin	E	1,2		250		100		
	72-20-8		Endrin	E	0,73		4,2				
	465-73-6		Isodrin	E	120		1000				
4	120-12-7	PP	Antracene	IPA	> 4300				7		
5	1912-24-9	P	Atrazina	E	4500	2000	85000	250	59	10	
8	470-10-6	P	Clorfenvinfos	IOF	1100	30	0,25	0,1	1360	1000	
10		E	DDT Totale	IC	> 2500	130	> 5				
	50-21-3	E	p.p'-DDT	IC	> 2500		5				
15	330-54-1	P	Diuron	E	6700	410	5700	96	1100	2,7	
16	115-21-7	PP	Endosulfan	IC	2	0,0001	440		2150		
17	118-74-1	PP	Esaclorobenze	IC	30		500		10		



			ne							
22	34123-51-6	P	Isoproturon	E	18000	1000	580	120	13	52

\* E: erbicida; IPA; M: metallo; I: insetticida; IC: insetticida clorurato; IOF: insetticida organofosforico; S: solvente; SC: solvente clorurato; RF: ritardanti di fiamma; IE: interferente endocrino; F: fenolo; CB: composto benzinico

\*\* ug/l

Diverse sono le modalità e le procedure utilizzabili per determinare le PNEC, alcune basate su dati sperimentali e altre su modelli predittivi. L'approccio deterministico prevede l'applicazione di un fattore di sicurezza (AF: *Application Factor*) applicato al dato di tossicità relativo alla specie più sensibile della catena trofica degli ecosistemi acquatici. L'AF è stabilito in base ai criteri riportati in Tabella 5.2.

Tab. 5.2– Criteri stabiliti dalla Commissione Europea per i Fattori di sicurezza da adottare nella determinazione della PNEC.

Dati tossicologici disponibili	Fattore di Sicurezza
Almeno un dato di tossicità acuta (EC/LC <sub>50</sub> ) per ciascuno dei tre livelli della catena trofica (alga, <i>Daphnia</i> , pesci)	1000 <sup>(a)</sup>
Almeno un dato di NOEC a lungo termine (per pesci o per <i>Daphnia</i> )	100 <sup>(b)</sup>



Due dati di NOEC per specie rappresentanti due livelli della catena trofica	<b>50<sup>(c)</sup></b>
Dati NOEC a lungo termine disponibili per tutte e tre le specie rappresentanti la catena trofica	<b>10<sup>(d)</sup></b>
Dati di campagna o ecosistemi modellizzati	<b>a seconda dei casi</b>

**Note alla tabella**

a = molto conservativo, indica che ogni singolo fattore di incertezza contribuisce significativamente all'incertezza totale

b = viene applicato al NOEC se questo è riferito alla sp. più sensibile dal punto di vista della tossicità acuta altrimenti si attribuisce un fattore 1000. Si attribuisce un fattore 100 anche nel caso in cui siano disponibili almeno 2 valori di NOEC anche se non riferiti alla sp. più sensibile ma su livelli trofici differenti

c = fattore di 50 al più basso valore di NOEC riferiti a due livelli trofici differenti di cui uno con la sp. più sensibile

d = fattore di 10 attribuito quando siano conosciuti tutti e 3 i valori di NOEC per i differenti livelli trofici

Nell'ambito dell'applicazione del regolamento REACH, per il calcolo della PNEC, è stato largamente utilizzato l'approccio probabilistico basato sulla determinazione del valore HC<sub>5</sub> (concentrazione pericolosa per il 5% delle specie = *hazardous concentration for 5% of species*). Questo viene derivato da studi relativi alla distribuzione di sensibilità delle specie per le quali era stata saggiata la tossicità dell'inquinante (*SSD = species sensitivity distribution*).

Per il calcolo della PNEC, è possibile utilizzare anche un approccio previsionale; tra questi, i modelli QSAR che simulano i meccanismi di azione degli inquinanti in relazione alla loro struttura chimica (QSAR models = *Quantitative Structure–Activity Relationship models*).



Tuttavia, la PNEC non necessariamente coincide con un SQA. Numerosi elementi possono infatti concorrere a determinare nei *regulators* la necessità di essere più o meno restrittivi nel definire gli SQA.

A questo proposito vale la pena peraltro di sottolineare la necessità di valutare con attenzione la degradabilità o biodegradabilità di alcune sostanze. L'analisi specifica del singolo composto nel tempo può evidenziarne la degradazione ma non dice nulla in merito ai sottoprodotti del processo. Il significato dell'informazione è in questi casi fortemente discutibile: i prodotti di degradazione possono essere più pericolosi dei composti parentali. E' il caso, ad esempio, dei nonilfenoli etossilati, detergenti non ionici un tempo largamente utilizzati, oggi soggetti a forti limitazioni d'uso e commercializzazione, che, in condizioni aerobiche, subiscono una prima ossidazione, con il distacco dei gruppi etossilici dal nonilfenolo. L'analisi specifica consente di valutare l'assenza del composto parentale ma non di quantificare il nonilfenolo residuo, che è un noto interferente endocrino. Situazioni analoghe si verificano per alcuni fungicidi (ditiocarbammati), tra i cui metaboliti è nota l'etilentiourea (ETU) per i suoi effetti tossici anche sull'uomo e il suo possibile ruolo come cancerogeno.

Inoltre, la degradabilità e la persistenza degli inquinanti determinano l'estensione temporale e spaziale dei loro effetti. In un corso d'acqua, un inquinante persistente verrà infatti trasportato a maggiori distanze e in un lago si accumulerà maggiormente. Aumenteranno inoltre le possibilità che esso venga assorbito dagli organismi presenti.

## **6. DALLA QUALITÀ DEI CORPI IDRICI ALLE NUOVE NORME SUGLI ECOREATI**

Nella legislazione italiana alcuni punti devono essere approfonditi dal punto di vista ecologico, per fornire un migliore strumento a chi si occupa di reati ambientali.

Qui di seguito alcuni spunti di riflessione.

In base al già citato Articolo 452 bis del codice penale, la compromissione o il deterioramento significativi e misurabili di un ecosistema sono puniti come delitto, avente ad oggetto la sola componente abiotica (1) e/o un ecosistema (2) nel suo complesso.

Non vengono però esplicitati i significati esatti dei termini significativo/misurabile e porzione estesa/significativa.



Rimane inoltre aperta un'altra questione ecologica: nell'art. 452 bis viene distinta la compromissione di acqua o aria e di un ecosistema, mentre in termini ecologici è difficile affermare che la compromissione di una componente dell'ambiente possa non riguardare un ecosistema.

Anche con l'articolo 452 quater del codice penale (già citato anch'esso nel paragrafo 1.1) rimangono aperte altre questioni che il legislatore non ha meglio chiarito.

Che cosa si intende per alterazione irreversibile? La scomparsa di una o più specie animali e vegetali da un ecosistema a seguito di una alterazione dopo quanto tempo può essere definita irreversibile? Se la scomparsa di una o più specie animali e vegetali a seguito di una alterazione è avvenuta in una fase evolutiva di un ecosistema, e a seguito di questa scomparsa compaiono altre specie di altrettanta valenza ecologica, questa può essere considerata alterazione irreversibile?

Alla luce di quanto esposto nelle pagine precedenti e delle questioni che le norme vigenti lasciano inevitabilmente aperte emerge in tutta chiarezza l'impossibilità di stabilire parametri e indicazioni precise per definire la gravità dell'alterazione/compromissione dell'ambiente o del disastro ambientale. A questo si aggiunge, in molti casi, la difficoltà di definire un rapporto causa-effetto e, quindi, di individuare la responsabilità del danno.

Nella maggior parte dei casi, uno sversamento viene individuato a seguito di un fenomeno macroscopicamente osservabile quale, ad esempio, una moria di pesci, o l'alterazione del colore dell'acqua, o la presenza di schiume.

Se lo sversamento è stato occasionale, è praticamente impossibile, a meno di intervenire immediatamente, poter individuare la causa e la responsabilità del fenomeno. In tal caso è dunque necessario indagare, valutando quali possano essere le fonti di contaminazione e quali sostanze possano aver causato il danno. Ovviamente se si tratta di più sostanze la valutazione si complica.

Se si tratta di acque interne si deve poi tener conto del fatto che nelle acque correnti, a immissione cessata, sarà ben difficile determinare una concentrazione rappresentativa.

Nei laghi il tempo di ricambio è maggiore per cui si ha un progressivo accumulo, ma la diluizione è localmente molto superiore per cui rilevare concentrazioni significativamente diverse dal livello di base non è sempre semplice. Proprio il livello di base può essere tuttavia di qualche aiuto: i monitoraggi dei corpi idrici riguardano infatti alcuni parametri fissi e alcuni inquinanti per i quali è stata verificata la possibilità di inquinamento in relazione alle attività svolte nel bacino imbrifero.

Più semplice è il caso in cui lo sversamento si protragga nel tempo e implichi l'immissione di carichi rilevanti che consentano l'individuazione dell'inquinante.



In alcuni casi sono i monitoraggi di routine o indagini specifiche ad individuare i casi di criticità. E' tristemente noto il caso dell'inquinamento da PFOA/PFAS (Acido Perfluorooctanoico/Acidi perfluoro ottansolfonici), emerso a seguito di uno studio commissionato nel 2011 dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) al Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) in relazione agli esiti di un'analisi territoriale che aveva evidenziato la presenza della possibile fonte di contaminazione.

Possono comunque verificarsi situazioni molto diverse, per le quali si devono prevedere approcci mirati specifici.

### *Caso A*

Il caso più semplice è quello in cui per l'inquinante in questione sono previsti standard di qualità ambientale (MA e CMA) e limiti allo scarico. Indagini specifiche e valutazioni delle concentrazioni nel corpo idrico, delle portate di diluizione e dei carichi immessi potranno consentire di identificare e quantificare la non osservanza dei limiti allo scarico e le norme vigenti (D.Lgs.152/2006), sanzionata a seconda dei casi come illecito penale contravvenzionale o amministrativo.

Resta da chiarire se, in caso di alterazione/compromissione dell'ambiente, da quantificare in base alla gravità del fenomeno e del superamento dello standard di riferimento, a queste si debbano aggiungere le ulteriori sanzioni previste per gli ecodelitti.

Altri aspetti degni di nota sono relativi all'esistenza e ai contenuti dell'autorizzazione allo scarico e dell'AIA, se presente: è infatti possibile che l'AIA abbia stabilito limiti allo scarico più restrittivi di quelli vigenti a livello nazionale e/o locale.

Sarà opportuno considerare, ove esistenti, sia la CMA che la MA.

Il valore più realistico per valutare l'impatto sul ricettore è certamente la media annua (MA).

In assenza di questa, si potrà considerare anche la concentrazione massima ammissibile (CMA), ma risulterà ancor più importante far riferimento ai dati ecotossicologici.

La quantificazione può in prima istanza passare attraverso la valutazione della classe di qualità cui appartiene il corpo idrico: sarà significativa se si verifica lo scadimento di una classe di qualità secondo il D.Lgs.219/2010, e particolarmente grave se l'evento porta ad uno scadimento superiore, considerando sia i parametri chimici sia quelli biologici adottati per la classificazione.



Lo scadimento può inoltre avere un peso diverso a seconda del livello iniziale. Obiettivo della WFD è quello di riportare o mantenere almeno nello stato Buono tutti i corpi idrici. Qualunque evento che comprometta il raggiungimento di tale obiettivo ha quindi un peso rilevante.

Nella pratica, fermo restante che si configura un deterioramento se il livello di qualità conseguente all'evento passa da Elevato a Buono, il passaggio da Buono a Sufficiente o da Sufficiente a Scarso, o da Scarso a Cattivo (nel caso del LIMeco o della componente biologica) o da Buono a Non Buono (nel caso della componente chimica) dovranno essere considerati più gravi.

La classificazione in base al LIMeco e alla componente biologica comprende, appunto, più livelli. Pertanto, laddove l'inquinamento riguardi i parametri che contribuiscono a determinare il valore del LIMeco (azoto ammoniacale e nitrico, fosforo totale, sostanze che determinino il consumo di ossigeno) andrà considerato come più grave lo scadimento di più di un livello.

Una valutazione accurata dovrà essere fatta considerando le caratteristiche e il meccanismo di azione dell'inquinante specifico e prendendo in esame il rapporto tra i valori dei parametri di tossicità e gli standard di qualità, considerando anche l'importanza del Fattore di Sicurezza e, quindi, l'incertezza legata alla previsione del rischio.

Un livello di gravità superiore potrà essere attribuito all'immissione di sostanze classificate come prioritarie (Tab.3.9) rispetto a quelle ritenute non prioritarie (Tab.3.8.). Un'ulteriore fattore aggravante potrebbe essere consideratao nel caso in cui l'inquinante in questione sia stato bandito, come è il caso ad esempio di diversi pesticidi oggi banditi, o dei PCB (banditi su scala mondiale nel 1993), riportati in Tab. 6.1.

Tuttavia, può verificarsi il caso in cui i limiti allo scarico siano rispettati ma che, per le caratteristiche intrinseche del corpo idrico ricettore (ad esempio la bassa portata e quindi il limitato potere diluente, cfr. cap.4) le concentrazioni finali risultino superiori agli SQA.

Certamente si rientra nella casistica del danno ambientale, che va valutato come sopra descritto, ma la responsabilità dell'inquinamento va considerata minore e va valutata alla luce del contenuto dell'autorizzazione allo scarico e dell'eventuale AIA.

Tab. 6.1 Elenco delle sostanze prioritarie bandite

<b>N</b>	<b>Numero CAS</b>	<b>Tipo*</b>	<b>Sostanza</b>
----------	-------------------	--------------	-----------------



---

1	15972-60-8	P	Alaclor
5	1912-24-9	P	Atrazina
8	470-10-6	P	Clorfenvinfos
10		E	DDT Totale
15	330-54-1	P	Diuron
16	115-21-7	PP	Endosulfan
19	608-73-1	PP	Esaclorocicloesano (lindano)
22	34123-51-6	P	Isoproturon

---

\* *P: sostanza prioritaria; PP: sostanza prioritaria pericolosa*

### **Caso B**

Per l'inquinante individuato esistono standard di qualità ambientale ma non limiti allo scarico. Anche in questo caso si dovrà risalire, attraverso indagini ed analisi mirate, alla fonte dell'inquinamento ma è evidente che, in questo caso, non vi saranno sanzioni relative alla non osservanza dei limiti del D.Lgs.152. L'entità del danno sarà il parametro discriminante. A questo proposito valgono le considerazioni espone per il Caso A.

### **Caso C**



Il fenomeno (prendendo sempre ad esempio la moria dei pesci) è dovuto a tossicità indiretta, quale, ad esempio, l'immissione di sostanze ossidabili la cui degradazione implichi il consumo di ossigeno. Se è individuabile uno scarico fuori norma la questione rientra nella casistica del caso A, con superamento dei limiti allo scarico e danno di entità da quantificare.

Tuttavia, è possibile che il fenomeno si verifichi anche in assenza di superamento di limiti allo scarico, o anche per la concomitanza di scarichi in regola che insistano su un corpo idrico di insufficiente ricettività. Anche in questo caso il reato dovrà essere valutato alla luce dei contenuti delle autorizzazioni allo scarico e delle eventuali AIA, considerando comunque lo scadimento di qualità che ne deriva.

### *Caso D*

E' innegabilmente il caso più critico: fatti i debiti accertamenti il fenomeno risulta attribuibile all'immissione di un inquinante non normato da nessun punto di vista. E' la situazione tipica dei cosiddetti microinquinanti emergenti. In questo caso sarà necessario risalire a:

- dati relativi ai parametri di tossicologia ambientale (PNEC, LC<sub>50</sub> ed EC<sub>50</sub> per organismi appartenenti a diversi livelli trofici) e umana
- livelli di base e diffusione dell'inquinamento
- considerazioni in merito alle caratteristiche chimico-fisiche della (o delle) sostanza (persistenza, bioaccumulabilità, biomagnificazione, distribuzione nei diversi comparti ambientali)
- eventuali norme o standard in paesi esteri.

### *Caso E*

Si dovrebbe per completezza includere i danni che potrebbero essere causati all'ecosistemi dalla realizzazione di manufatti in alveo o sulle sponde tali da alterare la morfologia dell'habitat e, quindi il corretto funzionamento dell'ecosistema. La questione non è semplice in quanto la realizzazione di opere di questo tipo deve sottostare a norme e valutazioni preventive tali per cui è difficile che si verifichino danni all'ambiente il cui unico responsabile è il "titolare" dell'opera.



## 7. CONSIDERAZIONI APPLICATIVE IN MERITO ALLE NORME SUGLI ECOREATI

Al di là dei casi specifici esemplificati nelle righe precedenti, sarà opportuno in tutti i casi quantificare il danno in funzione della sua entità in termini di dimensioni (ad esempio numero dei pesci morti, consistenza percentuale del superamento degli standard di qualità ambientale o delle PNEC, volume d'acqua o tratto di fiume interessato ecc.) e temporali (persistenza dell'effetto nel tempo) tenendo conto, contestualmente, del valore della componente ambientale impattata.

In linea generale, si può prendere come termine temporale l'intervallo di un anno: a distanza di un anno dalla perturbazione, normalmente, il recupero della qualità ambientale e dell'equilibrio delle comunità dovrebbe essere rilevabile, anche in relazione ai fenomeni di autodepurazione e di degradazione o immobilizzazione degli inquinanti.

Anche laddove non si tratti dell'effetto diretto dell'immissione di inquinanti, ma dell'effetto indotto dalla trasformazione di quanto immesso, come ad esempio nel caso del consumo di ossigeno per la degradazione di sostanza organica, l'intervallo di un anno dovrebbe essere largamente sufficiente per il recupero.

In base all'art. 425 *quater* del codice penale, laddove ciò non si verifichi, si può correttamente parlare di disastro ambientale in quanto l'alterazione dell'equilibrio di un ecosistema risulta durevole e reversibile solo con provvedimenti eccezionali.

In termini temporali va inoltre fatta una distinzione tra immissione occasionale e continuativa.

E' infatti evidente che in quest'ultimo caso gli effetti sono più gravi.

La definizione del valore è sempre controversa ma su alcuni criteri, utilizzati anche nell'ambito della pianificazione e della Valutazione di Impatto Ambientale, c'è un sostanziale accordo tra ricercatori e operatori del settore.

E' possibile riferirsi innanzi tutto al sistema di classificazione dei corpi idrici oggi vigente ai sensi del D.Lgs. 219/2010 e del DM 260, sempre del 2010. Tuttavia, per ovvie ragioni, la classificazione effettuata da ARPA, riguarda i soli cosiddetti "corpi idrici significativi" ed è basata su un numero esiguo di stazioni di campionamento, per cui non è affatto detto che per il sito interessato dal danno si disponga dei dati necessari.

La definizione di "corpo idrico significativo" può aiutare a trarre una prima conclusione sull'importanza del corpo idrico in base a valutazioni istituzionali.

La mancanza di dati relativi al sito specifico di interesse implica invece un approfondimento ad hoc che sarà necessario effettuare a monte e a valle del punto in cui si è verificata l'alterazione.



Sarà poi utile analizzare gli usi cui la risorsa è destinata, tenendo conto del seguente ordine di priorità:

1. Uso potabile
2. Uso irriguo
3. Uso industriale ed energetico.

L'aspetto più cruciale riguarda la quantificazione del valore naturalistico della risorsa, sempre molto difficile. La via più semplice e accettabile, anche se non sempre del tutto esaustiva, consiste nel verificare l'esistenza di strumenti di tutela, criterio peraltro segnalato dallo stesso codice penale (art. 452-*bis*).

A questa si dovrà aggiungere l'analisi della presenza, eventualmente non ancora "ufficializzata", di specie o habitat di interesse naturalistico, facendo riferimento alle indicazioni delle rispettive direttive europee (Direttiva Uccelli (79/409/CEE) e Direttiva 92/43/CEE, recepite in Italia nel DPR 8 settembre 1997, n. 357 "Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali nonché della flora e della fauna selvatiche"), a convenzioni internazionali (Ramsar, Bonn, Berna, etc.) e alle liste delle specie animali e vegetali di interesse conservazionistico (IUCN, Bird Life International, etc.).

Dal punto di vista floristico e faunistico è inoltre possibile analizzare la presenza di specie che rivestano una funzione ecologica particolare, quali le specie ombrello, le specie bandiera o keystone.

In conclusione, va confermata la necessità di indagini specifiche caso per caso le cui risultanze possano essere analizzate alla luce di quanto sopra discusso.

In Tab. 7.1 sono riportati i criteri di valutazione adottabili per i casi di danno alla componente acque, utilizzabili per definire un ordine di gravità nei singoli casi.

Alla luce di tutte le considerazioni precedenti, anche la Commissione Europea (2011) specifica la necessità di considerare le implicazioni politiche e gestionali dell'adozione di SQA particolarmente restrittivi e la possibilità di ammettere, in alcuni casi, superamenti anche del 50% degli SQA.

Riassumendo, l'entità dell'impatto, e quindi la gravità del reato, potrà essere valutata in base agli elementi indicati in Fig.7.1.

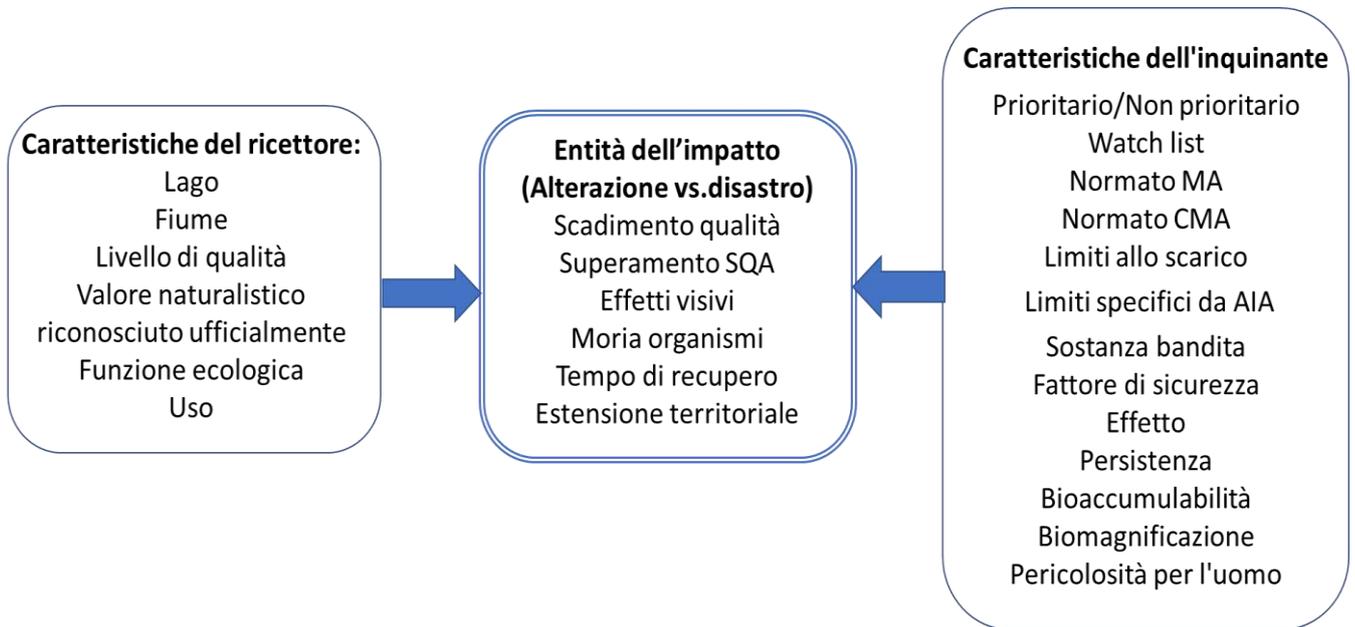


Fig. 7.1 – Elementi di valutazione per la valutazione dell'entità dell'impatto sull'ambiente acquatico

In Tab.7.1 si propone uno schema quantitativo che prende in considerazione fattori aggravanti e attenuanti.

In sostanza, ai diversi aspetti da considerare è stato attribuito 1 punto per la condizione in cui esso costituisca un'aggravante (prima colonna) e 1 punto (seconda colonna) per la condizione in cui costituisca un'attenuante. Non in tutti i casi le due situazioni sono alternative: alcuni elementi, se presenti, costituiscono un'aggravante ma non necessariamente la loro assenza costituisce un'attenuante. Inoltre, come già si è detto, il riferimento teorico per gli SQA sarebbe il valore della media annua (MA), ma ove questa non sia indicata dalla norma vigente, si può utilizzare la concentrazione massima ammissibile (CMA).

Infatti, in 7 casi la voce elencata ha solo valore come aggravante.

Possiamo indicativamente attribuire una condizione peggiorativa, che quindi escluda ogni flessibilità di valutazione rispetto agli standard di qualità ambientale, quando il punteggio normalizzato (diviso per 20) delle aggravanti superi il punteggio totale normalizzato (diviso per 13) delle attenuanti e una condizione più favorevole nel caso in cui il punteggio normalizzato delle attenuanti superi quello delle aggravanti.



LEXAMBIENTE

Rivista trimestrale di diritto penale dell'ambiente

n. 1/2019

E' comunque evidente che la valutazione dovrà essere fatta caso per caso, dopo aver svolto i necessari approfondimenti.



Tab. 7.1 – Schema di attribuzione di punteggi agli elementi che determinano la gravità dell'impatto

	<b>Caratteristiche del ricettore</b>	
	Aggravante +1	Attenuante -1
<b>Livello di qualità</b>	Elevato, Buono	Cattivo
<b>Valore naturalistico ufficiale*</b>	Definito	
<b>Funzione ecologica</b>	Presenza di Specie ombrello, Specie bandiera, keystone	
<b>Uso</b>	Potabile	Industriale, energetico
<b>Totale</b>		
	<b>Caratteristiche dell'impatto</b>	
<b>Scadimento qualità</b>	>1 classe	Nessuno
<b>Superamento SQA-MA</b>	>50%	Nessuno
<b>Superamento SQA-CMA</b>	Sì**	No
<b>Effetti visivi</b>	Sì	No
<b>Moria organismi</b>	Sì	No
<b>Tempo di recupero</b>	> 1 anno	< 1 anno



<b>Totale</b>		
	<b>Caratteristiche dell'inquinante</b>	
<b>Inquinante Prioritario</b>	Sì	
<b>Watch list</b>	Sì	
<b>Limiti allo scarico</b>	Sì	No
<b>Superamento limiti specifici da AIA</b>	Sì	
<b>Sostanza bandita</b>	Sì	
<b>Fattore di sicurezza</b>	<50 per MA, <10 per CMA	>50 per MA, >10 per CMA
<b>Effetto</b>	Cronico	
<b>Persistenza</b>	Sì	No
<b>Bioaccumulabilità</b>	Sì	No
<b>Biomagnificazione</b>	Sì	No
<b>Pericolosità per l'uomo</b>	Sì	No
<b>Totale</b>		
<b>Totale generale normalizzato</b>		



## 8 BIBLIOGRAFIA

Legge n. 68 del 2015: Disposizioni in materia di delitti contro l'ambiente. Gazzetta Ufficiale 28 maggio 2015, n.122

Decreto Legislativo 172/2015: Attuazione della Direttiva 2013/39/UE che modifica le Direttive 2000/60/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque. Gazzetta Ufficiale 27 ottobre 2015, n.250

D'Alessandro, F. (2012). Pericolo astratto e limiti soglia. Le promesse non mantenute del diritto penale. Giuffrè Editore, Milano, 424 pp.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Official Journal (OJ L 327), 22 December 2000

Rinaldi, M. Surian, N., Comiti, F., Bussetini, M. (2013): A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams : the morphological QualityIndex (MQI). *Geomorphology*, 180-181

Decreto Legislativo 219/2010: Attuazione della direttiva 2008/105/CE relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE e recepimento della direttiva 2009/90/CE che stabilisce, conformemente alla direttiva 2000/60/CE, specifiche tecniche per l'analisi chimica e il monitoraggio dello stato delle acque. Gazzetta Ufficiale 20 dicembre 2010, n. 296

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. DECRETO 8 novembre 2010, n. 260: Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. Gazzetta Ufficiale, 7 febbraio 2011, n. 30

OECD (1982): *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*, 154 pp. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development

Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152: Testo aggiornato del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, recante: "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti



da fonti agricole", a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n. 258. Gazzetta Ufficiale 20 ottobre 2000 n. 246- Supplemento Ordinario n. 172

Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152: "Norme in materia ambientale", Gazzetta Ufficiale 14 aprile 2006 n. 88- Supplemento Ordinario n. 96

Legge 319/1976: Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento. Gazzetta Ufficiale 29 maggio 1976, n.141

Brooks, B. W., Riley, T. M. & Taylor, R. D., 2006. Water quality of effluent-dominated ecosystems: ecotoxicological, hydrological, and management considerations. *Hydrobiology*, 556, 365–379.

Canobbio, S., Mezzanotte, V., Sanfilippo, U. & Benvenuto, F., 2009. Effect of multiple stressors on water quality and macroinvertebrate assemblages in an effluent-dominated stream. *Water Air Soil Pollut.* 198, 359–371.

European Commission (2011). *Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards*. Guidance Document No. 27

Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds. *Official Journal*, L103, 25/904/1979, 1-18

Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal L* 206, 22/07/1992, 7 – 50

Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357 "Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali nonché della flora e della fauna selvatiche". Gazzetta Ufficiale 23 ottobre 1997, n.248