

Impiego in agricoltura di acque reflue urbane depurate nel rispetto della sostenibilità ambientale[§]

Antonio Lonigro*, Maurizia Catalano, Pietro Rubino

Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, Università di Bari
Via Amendola 165/A, 70126 Bari, Italy

Data di presentazione: 19 gennaio 2007

Data di accettazione: 28 maggio 2007

Riassunto

Nel presente lavoro viene illustrata l'importanza in agricoltura dell'uso delle acque reflue urbane depurate, analizzando le caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche e la valutazione del grado di inquinamento delle acque stesse. Vengono esaminati i trattamenti impiegati per la depurazione dei reflui, raccolte e confrontate le direttive e normative attualmente in vigore nei diversi paesi del mondo per valutare i problemi legislativi, igienico-sanitari ed agronomici connessi con l'uso dei reflui depurati.

Allo scopo di fornire utili indicazioni per l'utilizzo dei reflui urbani depurati, vengono riportati risultati di ricerche e sperimentazioni pluriennali condotte in Puglia, riguardanti l'irrigazione con due tipi di acqua (reflua depurata e convenzionale) e due metodi irrigui (goccia e sub-irrigazione capillare) su colture orticole in successione.

Per ogni ciclo colturale sono state effettuate analisi chimiche, fisiche e microbiologiche sulle acque irrigue, sul terreno e sulle piante.

I risultati ottenuti hanno evidenziato che pur irrigando con acque a colimetria più elevata di quella prevista dalla legge e con metodi irrigui differenti, non è stato mai osservato inquinamento fecale del terreno e dei prodotti commerciabili. Inoltre, la probabilità di contrarre infezione e/o malattia in seguito all'ingestione di prodotti irrigati con reflui urbani depurati, calcolata con il modello Beta-Poisson, è stata trascurabile e pari a 1 individuo ogni 100 milioni di persone esposte. I valori di concentrazione dei metalli pesanti nel terreno e nelle piante sono risultati inferiori a quelli massimi consentiti dalla legge.

Il cloro libero, residuo del processo di disinfezione, rinvenuto nelle acque reflue utilizzate per l'irrigazione, ha fatto osservare in alcuni casi fenomeni di tossicità, che hanno determinato significative riduzioni di produttività.

Pertanto le acque reflue urbane depurate, se correttamente affinate, possono essere utilizzate per l'irrigazione costituendo una valida alternativa alle acque convenzionali.

Parole chiave: acque reflue urbane depurate, metodi irrigui, inquinamento microbiologico, metalli pesanti, normative vigenti, linee guida.

Summary

AGRICULTURAL USE OF TREATED MUNICIPAL WASTEWATERS PRESERVING ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY

In this paper the utility of the treated municipal wastewaters in agriculture, analyzing the chemical, physical and microbiological characteristics and their pollution indicators evaluation are being illustrated.

Some methods employed for treating wastewaters are examined, as well as instructions and rules actually in force in different countries of the world, for evaluating the legislative hygienic and sanitary and agronomic problems connected with the treated wastewaters use, are being collected and compared. Successively, in order to provide

[§] Ricerca realizzata nell'ambito del Progetto di ricerca PON – ACQUATEC “Tecnologie innovative di controllo, trattamento e manutenzione per la soluzione dell'emergenza acqua”, dal titolo: “Effetti dell'irrigazione con acque reflue urbane depurate su colture orticole in successione e sul terreno”, della durata 3 anni (2003/2006) e del Progetto di ricerca MIUR – PRIN 2004 dal titolo: “Aspetti agronomici dell'irrigazione con acque reflue urbane depurate utilizzando metodi irrigui localizzati a bassa pressione: irrigazione localizzata a goccia e subirrigazione capillare”, della durata di 2 anni (2003/04).

Il lavoro è da attribuirsi agli Autori in parti uguali.

* Autore corrispondente: tel.: +39 080 5443479; fax: 080 5442976. Indirizzo e-mail: a.lonigro@agr.uniba.it

useful indications for the use of treated municipal wastewaters, results of long-term field researches, carried out in Puglia, regarding two types of waters (treated municipal wastewater and conventional water) and two irrigation methods (drip and capillary sub-irrigation) on vegetable crops grown in succession, are being reported. For each crop cycle, chemical physical and microbiological analyses have been performed on irrigation water, soil and crop samples.

The results evidenced that although irrigating with waters having high colimetric values, higher than those indicated by law and with two different irrigation methods, never soil and marketable yield pollutions have been observed. Moreover, the probability to take infection and/or disease from ingestion of fruits coming from crops irrigated with treated wastewaters, calculated by Beta-Poisson method, resulted negligible and equal to 1 person for 100 millions of exposed people. Concentrations of heavy metals in soil and crops were lesser than those admissible by law.

The free chlorine, coming from disinfection, found in the wastewaters used for watering, in some cases caused toxicity effects, which determined significant yield decreases.

Therefore, municipal wastewaters, if well treated, can be used for irrigation representing a valid alternative to the conventional ones.

Key-words: treated municipal wastewaters, irrigation methods, microbiological pollution, actual rules, heavy metals, toxicity, guidelines.

1. Premessa

1.1 *Importanza dell'uso dei reflui urbani depurati*

L'utilizzazione di acque reflue grezze per l'irrigazione è una pratica antica molto diffusa, adottata fin dai tempi della civiltà greca e romana nel bacino del mediterraneo, che si è perpetuata sino ad oggi, nonostante il crescente sviluppo civile, e l'evoluzione legislativa e normativa. In molte aree del pianeta i reflui grezzi vengono ancora utilizzati in agricoltura e se non trattati correttamente con le nuove tecnologie di trattamento, possono causare serie conseguenze per la salute pubblica e per l'ambiente provocando, a volte, epidemie o epidemie.

Attualmente, nell'ambito delle problematiche di sostenibilità ambientale si stanno studiando procedure d'impiego irriguo di acque reflue urbane depurate, che permettono un risparmio delle risorse idriche convenzionali e una riduzione di inquinamento e d'impatto ambientale. Infatti i corpi idrici recettori (fiumi, torrenti, ecc.) subiscono un continuo inquinamento, soprattutto nella stagione estiva, perché ricevono effluenti di depurazione poco diluiti da acque meteoriche e presentano quindi concentrazioni di inquinanti molto elevate.

Poiché l'uso irriguo di reflui depurati è in continuo sviluppo in tutto il mondo la Comunità Europea ha imposto, con l'art. 12 della Direttiva 91/271/CEE, che "le acque reflue che siano state sottoposte a trattamento devono esse-

re riutilizzate, ogni qualvolta ciò risulti appropriato" vista anche la crescente richiesta di risorse idriche in tutti i paesi europei.

In Italia il settore agricolo richiede ingenti quantità di acqua per le coltivazioni e consuma la maggior parte del fabbisogno idrico totale, a disposizione dei diversi settori produttivi. Infatti, i consumi annui di acqua sono stati valutati, per il 1980, in 54 miliardi di metri cubi, di cui il 60% circa da imputare ai fabbisogni agricoli, oltre il 25% a quelli industriali e solo il 15% a quelli civili. A fronte di queste esigenze, peraltro in costante aumento, vi è un rifornimento meteorico annuo stimato di circa 300 miliardi di metri cubi. Tale apporto sembrerebbe soddisfacente, però va considerato che il 40-45% rientra rapidamente nell'atmosfera per evaporazione, il 40-45% confluisce nelle acque superficiali, in gran parte correnti, e che solo il 10-15% circa si infiltra nel terreno, andando a rifornire le risorse sotterranee.

È pertanto evidente l'importanza che riveste la possibilità di aumentare la disponibilità di acqua per l'irrigazione utilizzando i reflui urbani depurati, risparmiando le risorse idriche di "migliore qualità" per altri usi prioritari.

La recente normativa italiana in materia di acque (D.L. 152/99 e D.L. 185/03) ha infatti, messo in primo piano la necessità di tutelare la quantità oltre che la qualità della risorsa idrica. È ancora in fase di concertazione con i ministeri competenti una bozza di Decreto ministeriale sulle norme tecniche per il riutilizzo di ac-

que reflue predisposta dal Ministero dell' Ambiente, con l'intento di fornire regole e indicazioni per il riutilizzo delle stesse nel rispetto delle norme igieniche e della salvaguardia della salute pubblica.

Esistono rischi *di natura legislativa, igienico-sanitaria e agronomica*, connessi all'uso dei suddetti reflui. Il *rischio igienico* è rappresentato da possibili infezioni a carico degli operatori agricoli, dei prodotti destinati al consumo fresco irrigati con tali acque e delle falde; il *rischio sanitario e ambientale* è dovuto soprattutto a problemi di origine biochimica, per l'eventuale presenza nei reflui di elementi o composti di natura tossica e/o nociva poco degradabili e quindi tendenti ad accumularsi e a permanere nelle componenti biotiche e abiotiche.

In particolare nelle zone aride e semiaride, con scarsità di acqua, l'uso di acque reflue diventa condizione indispensabile per ottenere produzioni agricole, per aumentarle e svincolarle dall'andamento pluviometrico, rendendole stabili nel tempo. Se si tiene poi conto dell'irregolare distribuzione areale e stagionale delle precipitazioni, si evidenzia una situazione squilibrata e a volte di insufficienza idrica (Nurizzo et al., 1989). In tali aree, la possibilità di utilizzare a scopo irriguo acque provenienti da insediamenti civili è auspicabile visto che, in media, il volume di acqua sversato in fogna per ciascun abitante, si aggira sui 200 litri al giorno ovvero 73 mila litri all'anno pari a 7,3 milioni di m³ per un centro di centomila abitanti. Inoltre, un beneficio economico derivante dall'applicazione delle acque reflue depurate per uso irriguo, è rappresentato dalla presenza in esse di azoto, fosforo e potassio. Questi elementi possono raggiungere concentrazioni di 50 mg/L di N; 10 mg/L di P e 30 mg/L di K, il che significherebbe fornire al terreno 250, 50 e 150 Kg/ha di N, P e K rispettivamente, nel caso di un apporto irriguo annuo di 5000 m³/ha di acqua (FAO, 1992).

Nel bacino del Mediterraneo sono ormai numerose le aree in cui la carenza stagionale di risorse idriche convenzionali e il loro sfruttamento non razionale rendono difficili e talora problematici gli approvvigionamenti sia a scopo agricolo, sia ad uso civile. Il riuso in agricoltura o in altri settori produttivi, di acque reflue depurate sarebbe, quindi, auspicabile in quanto costituirebbe una risorsa idrica aggiuntiva, ovvia-

mente basato su evidenze scientifiche rassicuranti in relazione agli effetti sulla salute pubblica e sull'ambiente. Sono stati condotti, finora, numerosi studi sulla qualità delle acque reflue depurate e sugli eventuali rischi connessi al loro utilizzo, ma non esiste ancora un regolamento unico, valido per le zone mediterranee.

Le numerose proposte, elaborate in diversi Paesi esteri su questo tema focalizzano gran parte dell'attenzione sui parametri di qualità microbiologica (viste le possibili ripercussioni in termini di rischio igienico-sanitario), fissandone i limiti in funzione del metodo irriguo adottato e delle colture praticate.

2. Caratteristiche delle acque reflue urbane depurate

2.1 Caratteristiche chimico-fisiche

I reflui urbani dal punto di vista chimico, sono costituiti da una soluzione acquosa debolmente alcalina, molto diluita, contenente sostanze organiche ed inorganiche, solidi sospesi grandi e piccoli e dispersioni colloidali. Le caratteristiche delle acque effluenti da depuratore con trattamento a fanghi attivi (trattamento maggiormente adottato), prescindendo dalle variazioni dovute alle abitudini alimentari e di vita degli abitanti della zona, sono pressoché costanti nel tempo. I reflui urbani depurati contengono circa il 99,9% di acqua, lo 0,02-0,03% di sostanze solide in sospensione e altre sostanze organiche e inorganiche insolubili per la percentuale residua. La quantità di sostanze solide può apparire minima; mentre considerato l'enorme volume di materiale trattato dagli impianti di depurazione queste diventano tonnellate. I costituenti chimici, sebbene presenti in basse concentrazioni, sono importantissimi e soggetti a variazioni, sia fra diverse comunità urbane, sia all'interno di una stessa comunità, anche a brevi intervalli di tempo.

Le *sostanze chimiche inorganiche* presenti nelle acque potabili si ritrovano anche nelle acque reflue; i *composti organici*, invece, provengono dalle deiezioni umane e da altri rifiuti urbani. I composti organici presenti nelle acque reflue vengono classificati come azotati e non azotati. I principali composti azotati sono rappresentati da urea, proteine, ammine e aminoacidi; i non azotati comprendono carboidrati, li-

pidi e detergenti. Alcuni detergenti sintetici sono resistenti alla degradazione microbica.

Alcune sostanze presenti nelle acque reflue sono *inquinanti* e possono essere raggruppati in classi diverse, secondo la loro natura e gli effetti che producono, ovvero *materiali galleggianti*, *materiali in sospensione* e *materiali disciolti*.

I *materiali galleggianti* sono tutte le sostanze più leggere dell'acqua e le sostanze insolubili quali grassi, olii e schiume, che si stratificano in superficie e impediscono il passaggio delle radiazioni solari necessarie ai processi di fotosintesi delle piante acquatiche. Gli olii, in particolare, creano una barriera ostacolo per l'arieggiamento dell'acqua, inibiscono la vita dei microrganismi acquatici e distruggono la vegetazione. Sono inoltre pericolosi perché infiammabili quindi se presenti in elevate concentrazioni possono in determinate circostanze provocare incendi.

I *materiali in sospensione* sono sostanze insolubili di peso uguale o superiore all'acqua; si mantengono in sospensione nel liquido e rallentano l'attività dei microrganismi; nel tempo sedimentano come fango sul fondo dei corpi recettori e creano ostacolo all'alimentazione dei pesci. Inoltre, poiché si trovano in un ambiente povero di ossigeno, danno inizio a fenomeni di putrefazione.

I *materiali disciolti*, più numerosi dei precedenti, sono gli acidi, i sali metallici, gli insetticidi, i cianuri e tutti i prodotti tossici che rendono impossibile la vita acquatica e rendono l'acqua non potabile. Le sostanze organiche disciolte e l'ammoniaca sono attaccate e trasformate dai microrganismi che utilizzano l'ossigeno dell'acqua. Anche alcuni prodotti chimici riducenti quali, i sedimenti e i materiali organici consumano l'ossigeno disciolto. Alcune sostanze organiche, tensioattivi, pesticidi, ecc., mantengono invece inalterate le loro caratteristiche, in quanto refrattarie alla degradazione biologica.

A titolo di esempio vengono riportati nella tabella 1, i valori ottenuti dopo 4 anni di sperimentazione, presso un impianto di depurazione della città di Bologna.

2.2 Caratteristiche microbiologiche

I reflui urbani provenienti da depuratore non presentano ancora i requisiti idonei all'uso irriguo, come si evince dalla tabella 1, ma necessi-

tano di una ulteriore fase di affinamento, mirata ad abbattere soprattutto la carica microbica.

Sotto l'aspetto igienico-sanitario, le acque di fogna contengono ingenti quantità di microrganismi, parte dei quali sono patogeni per l'uomo e per gli animali (batteri, virus, funghi e protozoi). La composizione chimica dei reflui urbani di origine domestica è all'incirca la stessa nelle varie aree urbane, con piccole differenze dovute alle abitudini delle popolazioni, mentre le caratteristiche microbiologiche, che dipendono da organismi saprofiti e organismi patogeni provenienti dalla flora intestinale, risentono molto delle condizioni di vita dei diversi ambienti; infatti, i *Coliformi fecali*, rilasciati da ogni individuo sono più o meno uniformemente distribuiti nei reflui, con valori variabili tra 10^6 e $10^9/100$ mL di liquame; i patogeni, proprio perché eliminati da alcuni soggetti (malati e portatori sani) e solo in alcune ore del giorno, sono in numero molto più basso e non uniformemente distribuiti. Per poter meglio comprendere le caratteristiche microbiologiche delle acque reflue urbane è opportuno approfondire lo studio dei microrganismi e distinguere gli "indicatori" dai patogeni. La ricerca di indicatori della qualità dell'acqua reflua urbana serve ad ottenere nel più breve tempo possibile indicazioni circa l'indice di patogenicità.

I criteri generali che regolano la scelta di un microrganismo o di un gruppo di microrganismi come indicatori di contaminazione fecale sono basati su:

- 1) contemporanea presenza o assenza dell'indicatore e del patogeno;
- 2) presenza dell'indicatore e del patogeno in rapporti numerici costanti;
- 3) paragonabilità della resistenza del patogeno e dell'indicatore alle condizioni ambientali;
- 4) facilità di rilevazione dell'indicatore.

In base a questi criteri, gli indicatori di contaminazione fecale individuati sono: i *Coliformi totali*, i *Coliformi fecali* e gli *Streptococchi fecali*; a questi vanno aggiunti i batteri eterotrofi e le spore di *Clostridi solfito-riduttori*.

Nell'ultima edizione delle *linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità* si evidenzia che l'assenza di *Escherichia coli* e di *Streptococchi fecali* non dà certezza dell'assenza di alcuni protozoi quali *Cryptosporidium* e *Giardia*, nonché di virus enterici più resistenti

Tabella 1. Caratteristiche dei reflui depurati dall'impianto di Bologna.

Table 1. Characteristics of the treated wastewaters of Bologna plant.

Parametri		Anni 1981- 84 Media
Temperatura Aria	(°C)	28,4
Temperatura Acqua	(°C)	23,2
Torbidità	(JTU)	4,5
S.S.T.	(mg/L)	1
C.E.	(dS/m)	0,94
pH		7,5
O.D.	(mg/L)	5,1
COD	(mg/L)	57,1
BOD ₅	(mg/L)	15,7
Cloruri	(mg/L)	83,1
Fosforo totale	(mg/L)	5,7
Nitrati	(mg/L)	9,4
Nitriti	(mg/L)	1,1
Azoto ammoniacale	(mg/L)	6,8
Tensioattivi anionici	(mg/L)	
Sodio	(mg/L)	67
Calcio	(mg/L)	57,9
Magnesio	(mg/L)	15,6
Potassio	(mg/L)	11,6
Boro	(mg/L)	0,9
Ferro	(mg/L)	129
Zinco	(mg/L)	64
Litio	(mg/L)	41
Manganese	(mg/L)	27
Piombo	(mg/L)	18
Nichel	(mg/L)	25
Rame	(mg/L)	21
Cromo	(mg/L)	9
Cadmio	(mg/L)	8
Mercurio	(mg/L)	2
<i>Coliformi totali</i>	(MPN/100 mL)	10 ⁶
<i>Coliformi fecali</i>	(MPN/100 mL)	10 ⁵
<i>Streptococchi fecali</i>	(MPN/100 mL)	10 ⁴

alla disinfezione, rispetto ai tradizionali indicatori batterici di contaminazione fecale; pertanto si pone il problema di individuare altri microrganismi capaci di assumere la funzione di indicatori della presenza di *Cryptosporidium*, *Giardia*, virus enterici e di altri eventuali patogeni. Nella tabella 2 sono riportati i microrganismi patogeni presenti nei reflui, i quali venendo a contatto con l'uomo possono creare infezioni in base alla Dose Minima Infettante (DMI), allo stato immunitario dell'individuo e alla loro persistenza nell'ambiente.

All'attualità non è stato individuato alcun organismo che soddisfi pienamente tutti i criteri indicati in precedenza tanto da poter essere considerato un efficiente indicatore di contami-

Tabella 2. Caratterizzazione dei patogeni in funzione della loro dose infettiva media (N₅₀).

Table 2. Pathogens characterization in relation to their average infective dose (N₅₀).

Tipo di Patogeno	Dose Infettiva Media (N ₅₀)
<i>Batteri</i>	
<i>Escherichia coli</i>	Alta (> 10 ⁶)
<i>Salmonella</i>	Alta (> 10 ⁶)
<i>Salmonella typhi</i>	Alta (> 10 ⁶)
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta (> 10 ⁶)
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Alta (> 10 ⁶)
<i>Shigella</i>	Media (10 ⁴)
<i>Virus</i>	
<i>Virus Epatite A</i>	Bassa (<10 ²)
<i>Rotavirus</i>	Bassa (<10 ²)
<i>Enterovirus</i>	Bassa (<10 ²)
<i>Protozoi</i>	
<i>Giardia</i>	Bassa (10)
<i>Cryptosporidium</i>	Bassa (10)
<i>Entamoeba histolytica</i>	Bassa (<10 ²)
Uova di <i>elminti</i>	1

nazione fecale. *L'Escherichia coli* è attualmente l'indicatore che rileva la presenza della maggior parte dei microrganismi presenti nei reflui, seguito dai *Coliformi fecali*.

- *Escherichia coli*: è una specie batterica appartenente alla famiglia delle Enterobacteriaceae ed è caratterizzata dalla capacità di crescita alla temperatura di 44-45 °C su terreni complessi. Ha forma di bastoncino diritto, di lunghezza compresa tra 2,0 e 6,0 µm, e spessore di 1,1-1,5 µm, in genere mobile con flagelli peritrichi. Ha come ambiente naturale l'intestino (subito colonizzato dopo la nascita) dell'uomo e degli animali; nell'ambito della flora batterica aerobica dell'intestino (particolarmente del colon, e perciò denominati coli) è il genere presente in maggior concentrazione. I sierotipi di *E. coli* sono riuniti in tre classi: opportunisti, enteropatogeni, enterotossigeni. Gli *E. coli* opportunisti sono in genere non patogeni nel loro habitat naturale (intestino), ma se si trasferiscono in altri distretti possono determinare importanti malattie: infezioni del tratto urinario, infezioni polmonari, ascessi, setticemie, meningiti. Gli *E. coli* enteropatogeni sono invece, patogeni nel tratto intestinale, causando diarree (per es. la diarrea del viag-

giatore); il contagio è indiretto di tipo fecale-orale. Gli *E. coli* enterotossigeni non sono in grado di invadere la mucosa intestinale, ma liberano una enterotossina che si diffonde alle membrane delle cellule epiteliali determinando una notevole secrezione acquosa all'origine della sindrome diarroica. La scelta di *Escherichia coli* come indicatore di contaminazione fecale è dovuta al fatto che questo microrganismo è presente nelle feci umane ed animali a concentrazioni fino a 10⁹/gr.

- *Coliformi fecali*: sono in grado di fermentare il lattosio a 44-45 °C; vi appartengono i generi *Escherichia coli* (in % maggiore) *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Non è corretto usare la denominazione di Coliformi fecali per questo gruppo di microrganismi perché ad eccezione di *Escherichia coli*, possono anche non essere di origine fecale poichè presenti anche in acque di effluenti industriali, nel suolo o in ambienti con elevato carico organico.
- *Coliformi totali*: fermentano il lattosio a 35-37 °C con formazione di acidi e gas; includono specie dei generi *Escherichia coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Yersinia*, *Buttiauxella agustis*, *Serratia*, ecc. Il rilevamento dei Coliformi totali non risulta utile per l'accertamento di contaminazione fecale, ma è efficace per verificare l'efficienza dei trattamenti o l'integrità di un corpo idrico.
- *Streptococchi fecali*: costituiscono un gruppo microbico tipico di feci umane ed animali. Sono cocchi Gram positivi e comprendono le specie *Streptococcus faecalis*, *St. faecium*, *St. avium*, *St. equinus*, *St. gallinarum*, *St. durans*. Hanno caratteristiche di resistenza maggiore rispetto ad *Escherichia coli* e ai coliformi fecali, anche in condizioni di disidratazione, per cui sono dei buoni indicatori addizionali di efficienza di trattamento.
- *Clostridi solfito-riduttori*: sono spore di batteri anaerobici di derivazione fecale ed ambientale, sopravvivono per lunghi periodi ed essendo resistenti ai trattamenti di disinfezione più dei coliformi e degli streptococchi possono essere utilizzati insieme agli streptococchi fecali come indicatori secondari di efficienza di trattamento delle acque.
- *Salmonella*: questo genere, il più numeroso

delle Enterobacteriacee, comprende varianti sierologiche patogene per l'uomo e/o gli animali. L'habitat naturale è costituito principalmente dall'intestino degli animali e dell'uomo. La forma è quella del bastoncino dritto, di lunghezza compresa tra 2,0 e 5,0 µm e larghezza di 0,7-1,5 µm, in genere mobile per la presenza di flagelli peritrichi. L'azione patogena avviene essenzialmente attraverso endotossina; nell'uomo le *Salmonelle* possono causare malattie intestinali, trasmesse per contagio indiretto fecale-orale, tipo: febbre tifoide, febbre paratifoide, salmonellosi e tossinfezioni alimentari. Le *Salmonelle* sopravvivono per settimane nelle acque di scarico e in quelle superficiali, ma sono sensibili a molti disinfettanti fisici come il calore, e chimici come ipoclorito, fenoli, cloro e formaldeide.

- *Virus enterici*: sono rappresentati da diversi gruppi non tutti in condizione di poter essere rilevati con le tecniche disponibili. Vista l'importanza di verificare la presenza di tali virus nelle acque, a causa della loro patogenicità che si manifesta con una dose minima infettante (DMI) bassa e con una elevata capacità di sopravvivenza nell'acqua, si utilizzano degli indicatori della loro presenza, quali gli enterovirus. Anche se attualmente disponiamo di metodiche di analisi affidabili, il rilevamento dei virus enterici non può essere fatto con costanza, perchè complesso, costoso e lungo nel tempo. Oltre agli enterovirus, sono da valutare anche altri microrganismi a contaminazione fecale, tra cui i Protozoi del genere *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium* che, per struttura e resistenza alle condizioni ambientali e ai trattamenti disinfettanti, risultano essere molto simili ai virus enterici umani.
- *Giardia lamblia*: è un protozoo flagellato riconosciuto come patogeno per l'uomo dalla metà degli anni Sessanta, il cui trofozoite (forma vegetativa e riproduttiva) misura 10-18 µm (Fig. 1), è caratterizzato da 4 paia di flagelli, due nuclei e un disco ventrale che aderisce alla mucosa intestinale dell'ospite; le cisti, invece, forme infettive e di resistenza, sono ovali e lunghe tra gli 8 e i 14 µm. È l'agente causale della Giardiasi, una infezione a trasmissione oro-fecale caratterizza-

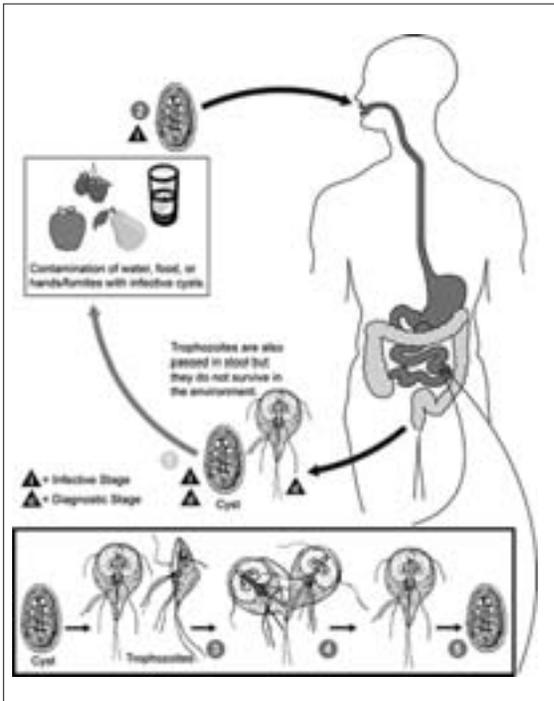


Figura 1. Ciclo vitale di *Giardia intestinalis*.

Figure 1. Life cycle of *Giardia intestinalis*.

ta da enterite e che si contrae in genere per ingestione di acqua o alimenti contaminati dalla forma cistica, che contiene 2-4 nuclei. I trofozoi successivamente sviluppati, determinano lesioni intestinali a livello del duodeno e del digiuno. L'infezione può essere asintomatica o manifestarsi, dopo 2 settimane di incubazione, con una sintomatologia diarroica acuta, soprattutto nei bambini.

- *Cryptosporidium*: è un protozoo coccide intracellulare riconosciuto come patogeno per l'uomo dal 1976, che interessa il tratto gastrointestinale di numerosi animali: uccelli, pesci e mammiferi, uomo compreso. Il parassita ha una distribuzione cosmopolita. Al momento si conoscono solo sei specie appartenenti al genere *Cryptosporidium* di cui *C. parvum* è quello più implicato nella patologia umana. La trasmissione e la successiva infezione avvengono attraverso quella che è la forma infettante, l'oocisti, di forma sferica e dimensioni che variano da 4 a 6 µm (Fig. 2). Il soggetto affetto da criptosporidiosi arriva ad eliminare 10¹⁰ oocisti al giorno e l'infezione che si può manifestare dai 3 ai 6 giorni dopo l'ingestione delle oocisti, ha una durata media di circa 12 giorni.

2.2.1 Metodo di campionamento e d'identificazione di *Giardia*, *Cryptosporidium* e uova di elminti. Le cisti di *Giardia* e le oocisti di *Cryptosporidium* sono le forme infettanti e vengono introdotte nell'ambiente con le feci dai serbatoi di infezione che possono essere rappresentati dall'uomo, ma anche da numerosi animali sia selvatici, che di allevamento o domestici. La diffusione delle cisti e delle oocisti nell'ambiente è favorita dalla scarsa specificità d'ospite di questi parassiti, nonché dalla notevole resistenza di queste strutture agli stress ambientali. Giardiasi e Criptosporidiosi sono patologie a trasmissione oro-fecale, che possono trascorrere in forma asintomatica o determinare una gastroenterite autorisolvibile nei soggetti immunocompetenti. Negli immunodepressi, in modo particolare nei malati di AIDS, invece, soprattutto l'infezione da *Cryptosporidium*, può cronicizzare, provocando una diarrea persistente, con conseguenze gravi che possono portare sino alla morte.

Le modalità d'infezione, per entrambi i parassiti, sono rappresentate dal consumo di acqua o di alimenti contaminati, dal contatto interpersonale e con animali che fungono da ser-

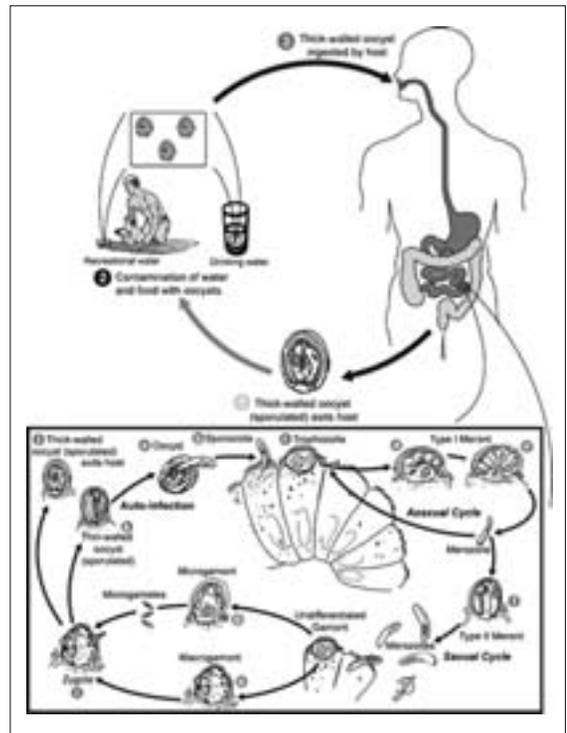


Figura 2. Ciclo vitale di *Cryptosporidium parvum*.

Figure 2. Life cycle of *Cryptosporidium parvum*.

batoi. Tuttavia, l'acqua è stata riconosciuta come il principale veicolo di trasmissione per questi parassiti, la cui presenza è stata rilevata sia nelle acque grezze sia in quelle potabilizzate.

2.3 Valutazione del grado di inquinamento

Per valutare il grado d'inquinamento delle acque reflue vengono adottati generalmente metodi basati sulla misurazione dell'ossigeno disciolto nell'acqua. I parametri di norma utilizzati come indicatori d'inquinamento chimico-fisico e microbiologico sono i seguenti:

- Il *Biochemical Oxygen Demand* (BOD) ovvero richiesta biochimica di ossigeno, che rappresenta la quantità di ossigeno (mg/l) consumato dai batteri saprofiti aerobi per metabolizzare le sostanze organiche presenti nel campione d'acqua.
- Il *Chemical Oxygen demand* (COD) richiesta chimica di ossigeno, che è la quantità di ossigeno (mg/l) necessaria per ossidare chimicamente le sostanze presenti in un litro d'acqua. Il COD è sempre maggiore del BOD; la differenza tra COD e BOD indica la quantità di sostanze difficilmente degradabili naturalmente ad opera della flora batterica.
- I *solidi sospesi*: la cui determinazione sotto forma di sostanze sedimentabili viene effettuata introducendo in coni Imhoff un litro di liquame. La sedimentazione è completa in due ore, anche se in un'ora ne sedimenta circa il 95%.
- *Gli indicatori di inquinamento fecale: coliformi totali e fecali streptococchi fecali, escherichia coli, clostridi solfito-riduttori, salmonella.* Attualmente, secondo la legislazione vigente, l'inquinamento fecale viene misurato in *unità formanti colonie* (ufc) di *escherichia coli* con valori massimi di 10 ufc/100ml.

Per approfondire la valutazione dell'inquinamento dell'acqua sarebbe opportuno valutare anche la presenza di virus enterici e di protozoi (*Giardia e Criptosporidium*).

3. Metodi di trattamento delle acque reflue urbane depurate

I sistemi di depurazione possono seguire diversi schemi di trattamento a seconda dei casi, ma tutti hanno in comune la produzione di due sot-

toprodotti: i fanghi di depurazione e le acque reflue depurate.

I reflui urbani, attraverso la rete fognante, vengono convogliati agli impianti di depurazione; questi possono essere classificati per grado di depurazione e per caratteristiche di processo. Infatti, esistono impianti con solo "trattamento primario", altri che prevedono anche un "trattamento secondario", ed altri ancora che effettuano un "trattamento terziario".

Gli impianti di depurazione sono di diversi tipi: i più diffusi sono gli impianti a fanghi attivi, in cui la fase ossidativa avviene sulla base della biomassa diffusa, e gli impianti a letti percolatori, biodischi o biofiltri, in cui la fase ossidativa avviene per "colture adese". Nella pratica quotidiana però si assiste alla realizzazione di impianti aventi una combinazione delle suddette caratteristiche.

Un impianto di depurazione completo, prevede le fasi di: pretrattamento, sedimentazione primaria, fase ossidativa e di nitrificazione, sedimentazione secondaria, disinfezione biologica; a questi processi può seguire, eventualmente, un trattamento terziario.

3.1 Il pretrattamento è costituito da una prima operazione di grigliatura, con maglie da 0,02 a 0,05 m, che serve ad allontanare i materiali più grossolani, i quali, inviati ai trituratori vengono sminuzzati, fatti sedimentare e trattati come i fanghi; segue una operazione di dissabbiatura, con lo scopo di allontanare la sabbia e tutte le altre sostanze non biodegradabili; questa si effettua in apposite vasche in cui il liquame viene fatto scorrere ad una velocità di circa 0,30 m/sec per favorire la sedimentazione della sabbia e di tutte le particelle terrose; si conclude con una disoleatura, che consiste nella separazione di olii e grassi presenti nei liquami, per evitare che queste sostanze formino un film oleoso sulla superficie dei fanghi, ostacolando lo sviluppo dei gas nei digestori. Quest'ultima operazione avviene facendo ristagnare il liquame in vasche a fondo poroso attraverso cui si insuffla aria che favorisce la flottazione delle sostanze grasse.

3.2 La sedimentazione primaria comporta l'eliminazione di circa il 90% dei solidi sedimentabili e una riduzione del 30% di BOD₅. Questa fase viene realizzata in apposite vasche circolari di circa 3 m di profondità, in cui il liquame

viene fatto scorrere ad una velocità di circa 0,4-1,4 mm/sec, in modo che permanga nella vasca per non più di due ore.

3.3 *Fase ossidativa o di nitrificazione* consiste nell'abbattimento dei materiali carboniosi e la trasformazione dell'azoto ammoniacale in azoto nitrico.

3.4 *La sedimentazione secondaria* è costituita dai letti percolatori o dai fanghi attivi.

I *letti percolatori* sono vasche drenate sul fondo, con 2-4 m di altezza, riempite con strati di materiale poroso a granulometria decrescente (granuli di diametro compreso tra 0,10 e 0,04 m) su cui viene spruzzato il liquame mediante distributori rotativi. L'effetto depurante del letto percolatore non è dovuto all'azione filtrante, ma al contatto dei liquami con una membrana biologica (costituita da miceti, protozoi, metazoi, contenuti nei liquami stessi). Il rendimento depurativo può essere incrementato mediante il ricircolo del liquame trattato, mescolato a quello fresco in rapporto 1:2. I letti percolatori sono di semplice funzionamento, a bassi costi di esercizio e risentono poco delle variazioni di pH del liquame; di contro presentano esalazioni moleste, sviluppo di mosche e calo di rendimento a basse temperature.

Il sistema a *fanghi attivi* (Fig. 3) è un sistema molto efficace; consiste nell'ossigenare il liquame fresco già sedimentato portandolo a contatto con una grossa membrana biologica costituita da microrganismi aerobi come quelli dei letti percolatori. Questo impianto consta di vasche di aerazione dal fondo attraverso piastre porose o tubi forati e di vasche di sedimentazione secondaria e di dispositivi per il parziale ricircolo dei fanghi. Il tempo medio di trattamento varia da 5 a 10 ore a seconda della forza del liquame. Rispetto ai letti percolatori, il sistema a fanghi attivi presenta un potere depurante più elevato, non produce cattivi odori e determina un abbattimento della carica microbica e di schizomiceti patogeni tra il 90 e il 98%.

I fanghi risultanti dai processi di sedimentazione primaria e secondaria, vengono sottoposti a trattamenti volti a inertizzarli, a ridurre il volume con pre e post ispessimento, digestione anaerobica o aerobica, disidratazione, a cui potrà seguire essiccamento o incenerimento, e infine trasporto a discarica o utilizzo in agricoltura.

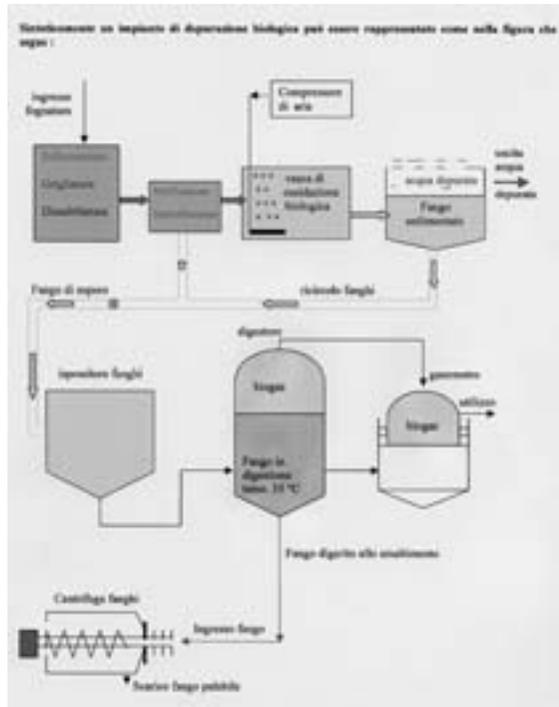


Figura 3. Schema di impianto a fanghi attivi di tipo classico.

Figure 3. Plant design with classic type activated sludge.

3.5 *Trattamento Terziario*

I reflui, dopo il trattamento "tradizionale", non risultano idonei all'uso irriguo, ma hanno bisogno di ulteriori fasi di affinamento per abbattere la carica microbica e ridurre i materiali in sospensione. I trattamenti terziari vengono effettuati sugli effluenti provenienti dal secondario e consentono la denitrificazione e la filtrazione finale dei reflui, classica o su carbone attivo.

3.5.1 *Trattamento terziario con filtrazione a membrana.*

La filtrazione a membrana ha una storia relativamente recente, in quanto, quando negli anni Settanta, l'uso fu esteso, da alcuni specifici processi industriali alla dissalazione delle acque, si cominciò a considerare la possibilità di adottare questa tecnologia anche nel settore della depurazione dei reflui. Tuttavia, i costi d'impianto e di gestione ne hanno scoraggiato l'adozione fino a circa un decennio fa. Oggi grazie ai nuovi materiali più affidabili e meno costosi e in grado di garantire un miglior processo di filtrazione, questa tecnologia si è sviluppata anche in considerazione della crescente attenzione verso le problematiche ambientali

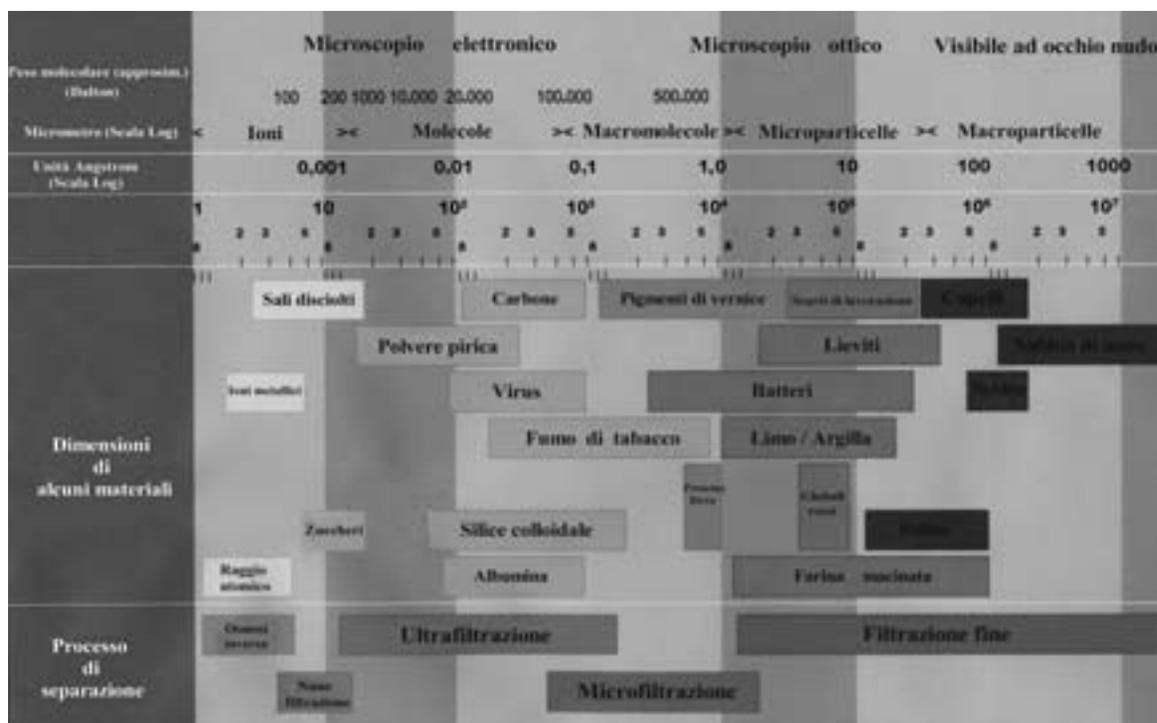


Figura 4. Rimozione particelle in funzione del tipo di trattamento.

Figure 4. Particles removal in relation to the treatment type.

che impone un uso razionale delle risorse idriche.

La filtrazione a membrana è un processo fisico, e in taluni casi anche chimico, che consente la separazione di una o più componenti da un fluido. Le membrane sono barriere selettive che consentono il passaggio di alcune componenti del fluido trattenendone altre (solide o in soluzione) sulla base delle loro dimensioni (Antonelli et al., 1998; Antonelli e Rozzi, 2000).

Lo schema di funzionamento generale di un sistema di filtrazione su membrana prevede un flusso in ingresso e due in uscita. L'elemento da separare è presente nel fluido in ingresso (alimento) ad una concentrazione C_A . La membrana agisce da barriera selettiva nei confronti di tale elemento. In uscita si ha un flusso di permeato, con concentrazione $C_P < C_A$, ed uno di retentato (o concentrato), con $C_R \geq C_A$. Il movimento del fluido attraverso la membrana è regolato da una forza motrice che, nei casi di interesse per il trattamento delle acque, è rappresentata dalla differenza di pressione tra alimento e permeato (Antonelli e Rozzi, 2000).

I principali processi a membrana applicati al trattamento delle acque (reflue e di approvvigionamento)

sono la microfiltrazione, l'ultrafiltrazione, la nanofiltrazione e l'osmosi inversa. Si differenziano fra loro in funzione delle dimensioni medie delle molecole che attraversano la membrana (Molecular Weight Cut Off, MWCO) oppure in funzione delle dimensioni medie dei pori (Fig. 4).

Descrizione del sistema di filtrazione ZENON

Un esempio di impianto di ultrafiltrazione è rappresentato dallo Zenobox, che utilizza membrane a fibra cava ZeeWeed®, fornito dalla Zenon Environmental Srl, particolarmente adatto al trattamento delle acque reflue.

La fibra cava rappresenta notoriamente la forma geometrica più favorevole per contenere il costo d'investimento e di gestione di un processo a membrana, grazie ai costi di produzione contenuti, al minimo ingombro per la grande densità di superficie filtrante per unità di volume ed ai bassi consumi energetici. Lo sviluppo tecnologico della fibra cava immersa OUT-IN ha permesso di minimizzare il problema dello sporco: i solidi sospesi rimangono all'esterno della membrana, quindi solo il permeato scorre all'interno della fibra, eliminando così i

rischi d'intasamento per occlusione del lumen. La membrana è costituita da un supporto macroporoso rivestito esternamente da un polimero che agisce da elemento filtrante. Con l'utilizzo dei moduli ZeeWeed® è possibile ridurre drasticamente il consumo energetico tipico delle tecnologie di filtrazione tangenziale che, come noto, necessitano di un velocità molto elevata in corrispondenza della membrana per limitare l'accumulo di solidi sospesi sulla superficie filtrante.

La riduzione delle energie passive è raggiunta utilizzando una pompa centrifuga d'estrazione che, creando una leggera depressione (0,01-0,05 MPa) all'interno delle fibre cave, facilita il fluire dell'acqua pulita dall'esterno all'interno della fibra. La portata della pompa di processo non è altro che la portata di permeato richiesta.

Per ridurre lo sporco, la parte inferiore dei moduli di filtrazione è dotata di un sistema d'insufflazione d'aria a bolle grosse che provoca turbolenza all'interno della matassa di fibre assicurando la fluttuazione delle fibre stesse. Il materiale depositato durante la fase di filtrazione tende quindi a staccarsi dalla superficie esterna della fibra e a tornare nella vasca di processo.

Le fibre sono assemblate in moduli che, a loro volta, sono assemblati in cassette. Le cassette, insieme di moduli a loro volta costituiti da fibre, sono immerse nel liquido da filtrare senza presenza di contenitori, valvole, guarnizioni di tenuta tipici d'ogni sistema a membrana pressurizzata (Figg. 5 e 6).

Un collettore inferiore ed uno superiore garantiscono l'omogeneità idraulica dell'aspirazione del permeato per tutta la lunghezza delle fibre. Nella parte inferiore del modulo è inoltre installato il sistema d'insufflazione d'aria che garantisce la fluttuazione delle membrane.

La membrana ZeeWeed® ha la possibilità di resistere ad un flusso pressurizzato inviato all'interno della fibra creando i presupposti per eseguire un vero e proprio controlavaggio della membrana. In altri termini, la possibilità d'esecuzione del controlavaggio a pressioni comprese fra 0,03 e 0,05 MPa garantisce ulteriormente il controllo dello sporco (fouling) favorendo il ritorno alla vasca di processo dei solidi sospesi accumulati sulla superficie laterale esterna della fibra.



Figura 5. Particolare delle fibre assemblate in moduli.

Figure 5. Detail of fibres assembled in modules.

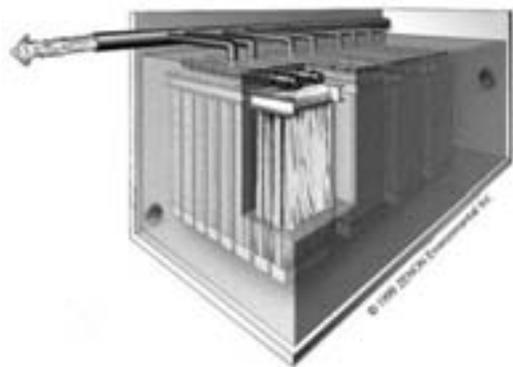


Figura 6. L'insieme dei moduli di fibre forma le cassette.

Figure 6. The modules of hollow fibres as a whole make the small cases.

In generale, i trattamenti terziari servono per un'ulteriore rimozione dei colloidali e dei solidi sospesi attraverso coagulazione chimica e filtrazione. Altri trattamenti più avanzati invece, quali scambio ionico o osmosi inversa, servono per rimuovere costituenti specifici come ammoniaca e nitrati o i solidi totali disciolti (TDS).

3.5.2 Chiariflocculazione (CFS). Le fasi di coagulazione, flocculazione e sedimentazione possono essere realizzate separatamente o con bacini combinati, con o senza ricircolo dei fanghi, con apprezzabili risultati di affinamento. Attraverso questo tipo di trattamento si ottengono degli aggregati fioccosi che poi si separano, con riduzione della torbidità, della concentrazione

di batteri, virus e parassiti, riduzione dei diversi microinquinanti inorganici (ad es. metalli pesanti), riduzione di parte della frazione organica residua (BOD e COD) e maggiore efficienza dei processi di disinfezione (soprattutto ozono e raggi UV) per la maggiore limpidezza dell'acqua.

I prodotti comunemente usati, per la chiarificazione, sono i sali di Ferro e di Alluminio eventualmente in combinazione con polielettroliti.

3.5.3 Filtrazione e filtroflocculazione (F, FF). La filtrazione rapida insieme alla disinfezione sono le fasi sempre presenti negli schemi di affinamento dei reflui. L'obiettivo è di garantire la rimozione dei solidi sospesi non colloidali nonché dei microrganismi, del BOD e del COD.

Un'ulteriore possibilità, anche se non capillarmente diffusa, è quella della microstaccatura, realizzata mediante tele sintetiche montate su tamburi rotanti sommersi.

3.5.4 Disinfezione. Rappresenta la fase più importante ai fini della sicurezza funzionale e igienica di un impianto di affinamento. Nonostante tutti i trattamenti che la possono aver preceduta, il rispetto dei limiti, in termini di concentrazione degli indicatori fecali e dei parassiti è devoluto esclusivamente a questo intervento depurativo. Anche il controllo della eventuale ricrescita batterica lungo le linee di distribuzione è in funzione dell'efficienza della disinfezione. Per poter effettuare con successo un processo di disinfezione è importante disporre di acqua limpida, per ridurre l'effetto protettivo che i solidi sospesi esercitano nei confronti dei microrganismi e quindi per poter limitare dosi e tempi di contatto.

Tra i possibili agenti disinfettanti ricordiamo: cloro, ozono, raggi UV e acido peracetico.

Il cloro, nelle sue diverse forme, è sicuramente il disinfettante più ampiamente utilizzato, anche se può creare, talvolta, l'insorgenza di problemi legati alla formazione di cloro composti, molto stabili ed altamente tossici.

L'utilizzazione dell'ozono, come agente disinfettante-ossidante ha cominciato a diffondersi solo nell'ultimo decennio, sulla scorta dei risultati incoraggianti circa il suo potere disinfettante, anche in relazione ai ridotti rischi di tossicità residua e ai tempi di contatto più ridotti.

I raggi ultravioletti (UV) generati da lampade a vapori di mercurio a bassa pressione, molto utilizzati nella disinfezione delle acque potabili si stanno diffondendo anche nel settore delle acque reflue perché non creano alcun problema di tossicità indotta o di modificazioni della composizione del liquame. Unico limite è rappresentato dal fatto che l'efficienza è in funzione della limpidezza dell'acqua e dell'assenza di colorazione.

L'acido peracetico (PAA), ottenuto dalla reazione tra acido acetico e acqua ossigenata e commercializzato sotto forma di soluzione contenente concentrazioni diverse di PAA, si candida ad essere una valida alternativa per la disinfezione dei reflui in particolare per le sue caratteristiche di efficacia anche in presenza di materia organica e di solidi sospesi e per l'assenza di significative formazioni di sottoprodotti tossici ed ecotossici. La sua efficacia risulta elevata per la persistenza di disinfettante residuo che risulta molto alta anche dopo lunghi tempi di contatto (quantità superiore al 50% dopo 45 minuti contro la completa scomparsa del ClO_2 dopo 25 minuti e dell' O_3 dopo pochi minuti).

3.5.5 Altri trattamenti intensivi. L'osmosi inversa, tra i metodi di separazione a membrana, può essere preso in considerazione nel caso in cui si vogliano eliminare dall'acqua oltre ai sali, una frazione rilevante di microrganismi e di molecole organiche.

L'adsorbimento su carbone attivo è una tecnica consolidata nel settore del potabile per la riconosciuta capacità di trattenere un gran numero di microinquinanti di cui si temono effetti tossici acuti e cronici.

3.5.6 Stagni biologici e bacini di stoccaggio finale. Questo sistema di depurazione e di affinamento si differenzia parecchio dai precedenti, per il fatto di configurarsi come un metodo estensivo di tipo naturale, a basso contenuto tecnologico. Presenta parecchi limiti tra cui:

- elevata richiesta di superficie;
- concentrazione di solidi sospesi nell'effluente superiore a quella di altri sistemi;
- necessità di impermeabilizzazione dei bacini;
- perdite di acqua per evaporazione;
- prestazioni molto dipendenti dalla situazione ambientale stagionale locale;
- possibilità di proliferazione di insetti.

- I vantaggi, invece, sono rappresentati da:
- notevole economia di esercizio;
 - riduzione o abolizione dei dosaggi di prodotti chimici;
 - la forte riduzione di batteri, virus e uova di parassiti;
 - la riduzione di BOD e COD residui.

Considerazioni pressoché simili possono essere fatte per i bacini di stoccaggio finale, il cui scopo è principalmente quello di costituire un polmone per l'impianto, accumulando le acque nei periodi di non utilizzazione e consentendo una maggiore riserva in quelli di massima richiesta. Altro aspetto degno di menzione è rappresentato dalla costanza delle caratteristiche dell'acqua in uscita e dalla possibilità che gli utilizzatori hanno di conoscerle, sempre con precisione, con una semplice serie di analisi, con risvolti psicologici non trascurabili.

4. Direttive e normative dei diversi Paesi

America

Gli Stati Uniti sono tra i paesi maggiormente attenti al riutilizzo di acque reflue depurate; molti stati della federazione, infatti, hanno provveduto nel tempo ad emanare provvedimenti propri, a partire dal primo emesso dallo stato della California nel 1918. Tale regolamento vietava l'irrigazione di ortaggi sia con liquami grezzi o effluenti da fosse settiche, sia con acque provenienti da corpi idrici superficiali e contaminate da scarichi; il divieto non riguardava invece le colture da consumarsi dopo cottura, purché l'irrigazione fosse stata sospesa almeno trenta giorni prima della raccolta. Le norme del *California State Board of Public Health* sono state sottoposte a continue modifiche ed aggiornamenti; nell'ultima versione, del 1978, compare ancora il divieto di utilizzo del liquame grezzo e vengono definiti sia il livello di trattamento che la concentrazione di Coliformi fecali dei reflui depurati in funzione del tipo di coltura da irrigare (Tab. 3).

Nel 1969 il *Department of Health* del Sud Africa suggerì alcune raccomandazioni (citato da Asano, 1998) sulle colture irrigabili con acque reflue depurate, definendo le concentrazioni massime ammissibili di *Escherichia coli*. In particolare, venne fissato un limite di 1.000 MPN/100 mL nel caso di irrigazione di:

da consumo cotto, frutteti e vigneti, campi da golf, campi sportivi, prati non adibiti a pascolo, ecc. Se ne sconsigliava l'uso per l'irrigazione di ortaggi.

Successivamente, nel 1973, l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) diede incarico ad un gruppo di esperti di definire alcune linee guida per l'impiego di acque reflue in agricoltura. In questo contesto venne stabilito che l'irrigazione degli ortaggi fosse effettuata esclusivamente con acque reflue sottoposte a trattamento secondario e poi disinfettate in modo che il numero di Coliformi fecali non eccedesse i 100 MPN/100 mL nell'80% dei campioni.

Un'ulteriore proposta di regolamentazione dell'uso delle acque reflue depurate in agricoltura (limitata ai soli aspetti microbiologici) fu formulata da un numeroso gruppo di esperti ad Engelberg, in Svizzera nel 1985, sotto l'egida di alcuni organismi internazionali (United Nations Development Program, United Nations Environment Program, Organizzazione Mondiale della Sanità, World Bank e International Reference Centre for Waste Disposal). Nel documento finale si evidenziò la pericolosità in termini di rischio igienico-sanitario di differenti specie di microrganismi per la salute umana. Il massimo livello di pericolosità venne attribuito alle uova di Nematodi, in grado di provocare infezioni anche se presenti singolarmente. Seguono in ordine decrescente di virulenza, i protozoi, i batteri e i virus.

Nel 1989 l'OMS emanò le *Health Guidelines for the Use of Wastewater for Agriculture and Aquaculture* scaturite dalle decisioni prese da un gruppo di esperti riunitisi a Ginevra nel 1987.

Fra i regolamenti più recenti, si possono citare le *Guidelines for Water Reuse*, pubblicate dall'EPA (Agenzia Statunitense di Protezione dell'Ambiente) nel 1992, rivolte a quanti operano nel campo delle risorse idriche, al fine di diffondere la pratica del riutilizzo delle acque.

Il documento riguarda tutti i possibili casi di riutilizzo delle acque (non solo quello agricolo), definendo per ciascuno:

- i sistemi di trattamento a cui sottoporre le acque gli standard di qualità delle acque;
- la frequenza dei controlli dei parametri di qualità;
- la distanza tra il sito di utilizzazione e le altre aree protette o di pubblico accesso.

Oltre alla California, numerosi altri Stati de-

gli USA hanno provveduto, ad emanare negli anni Ottanta proprie normative per l'impiego di acque reflue in agricoltura, con l'obiettivo principale di diffonderne la pratica, senza correre il rischio di compromettere la salute della popolazione. Il regolamento adottato nello Stato di Washington si basa sugli stessi principi californiani, perché impone limiti differenziati dei *coli fecali* in funzione del tipo di coltura irrigata e indica i sistemi di trattamento per perseguire tali limiti. Non dissimile, nel complesso, appare la normativa in uso in Arizona, con l'unica eccezione più permissivistica nel caso di irrigazione di pascoli e colture destinate a consumo umano dopo cottura (*Coli totali* < 5000 MPN/100 mL e *Coli fecali* < 1000 MPN/100 mL).

Nello Stato dello Utah le acque reflue sottoposte a processi di trattamento possono essere utilizzate senza alcuna limitazione per l'irrigazione di colture di foraggio mentre a seconda della loro qualità possono essere destinate all'irrigazione di prodotti consumati dall'uomo a condizione che le piante siano sufficientemente alte (cereali, mais, ecc.) in modo che le parti eduli siano a distanza di sicurezza dal terreno. Se poi le acque sono sottoposte a trattamenti di finissaggio spinto possono essere utilizzate anche per parchi, giardini pubblici e privati, campi da golf.

Il Canada, pur essendo caratterizzato da abbondanti riserve idriche dislocate sulla maggioranza del suo territorio, effettua, anche se su piccola scala, il riutilizzo delle acque reflue, indirizzandolo verso l'agricoltura e i campi da golf nelle regioni della British Columbia, di Alberta, Manitoba e Saskatchewan e in stazioni isolate in alta quota in British Columbia e Ontario. Non esistono direttive federali sul riutilizzo, ma solo nelle regioni della British Columbia e di Alberta, sono state sviluppate delle linee guida locali.

Asia

Nel continente asiatico, il riuso potenziale, soprattutto nel versante occidentale è molto alto per effetto delle scarse riserve idriche, pertanto, ci sono Paesi che operano moderne tecniche di trattamento finalizzate al riuso agricolo ed altri, invece, che praticano un riuso incontrollato, con utilizzazione diretta in agricoltura senza alcuna restrizione. Questo è il caso, per esempio, della città di Hanoi in Vietnam, in cui le acque reflue,

senza alcun trattamento, vengono applicate direttamente ai sistemi di produzione alimentare. I reflui, stoccati in vasche interrato, vengono poi trasportati con le biciclette ai campi e ai bacini per acquacoltura; le verdure, solitamente vengono lavate in queste vasche, e i bambini vi nuotano dentro.

In Yemen, Siria, Libano, Territori Palestinesi, Egitto e Iran, i reflui grezzi sono regolarmente utilizzati in agricoltura. Il governo del Bahrain si sta organizzando per la piena utilizzazione dei reflui depurati a fini irrigui tanto che dal 2005 ha ridotto drasticamente l'emungimento delle risorse idriche del sottosuolo, peraltro già compromesse.

La Giordania, che sta sfruttando le proprie risorse idriche al 145% del suo tasso rinnovabile, riutilizza in agricoltura, il 95% delle acque reflue depurate (1998) pari a circa 74 milioni di m³/anno. Per questi volumi, la Giordania risulta essere tra i primi al mondo in fatto di riuso.

I Paesi asiatici che si trovano sul versante dell'Oceano Pacifico, trovandosi in piena area tropicale, praticano un riutilizzo molto limitato, ad eccezione di India, Cina e Vietnam in cui le acque reflue sono comunemente utilizzate in agricoltura. In Cina, nelle città costiere del Nord, per esempio, l'85% degli effluenti utilizzati in agricoltura, non rispetta standard di qualità (per la maggior parte sono reflui grezzi) (He et al., 2001). Il riuso non serve a soddisfare solo i bisogni dell'agricoltura, ma contribuisce a salvaguardare la qualità dell'ambiente. Infatti in Cina le acque reflue depurate vengono utilizzate anche per refrigerare i cicli industriali, per il lavaggio delle strade in città, per i servizi igienici in hotel e residence e per l'irrigazione del paesaggio.

Africa

Nel continente africano, ad eccezione di Namibia, Zambia e Sud Africa che riutilizzano il 16% circa, delle acque reflue prodotte, fin dal 1988, il riuso dei reflui è ancora allo stato embrionale. La difficoltà di raggiungere standard di trattamenti adeguati insieme ai pregiudizi culturali hanno limitato fortemente l'uso di reflui specialmente nelle zone ad elevata umidità.

La Tunisia, invece, è stata tra i primi Paesi africani che si affacciano sul Mediterraneo ad adottare una politica volta al riuso, infatti, l'uso di acque reflue in agricoltura è regolamentato

dalla *Water Law* del 1975 e dal decreto n. 1047 del 1989 (Asano, 1998). La normativa vieta l'irrigazione di prodotti da consumo crudo e richiede che tale pratica sia autorizzata dal Ministero dell'Agricoltura, in accordo con i Ministeri dell'Ambiente e della Sanità (Tab. 3).

Grande attenzione al riutilizzo in ambito agricolo delle acque reflue è stata prestata anche da altri Paesi che si affacciano sulle sponde del Mediterraneo, interessati da una persistente carenza di fonti idriche.

La normativa israeliana risale al 1975 (Asano, 1998) e prevede una serie di prescrizioni (Tab. 3), così riassunte:

- 1) è vietato l'uso di reflui depurati per colture particolarmente sensibili quali insalate, cavoli, crescioni, spinaci e fragole;
- 2) l'irrigazione di ortaggi da consumo crudo è consentita solo con acque aventi BOD₅ inferiore a 20 mg/L e *coliformi fecali* < 25 MPN/100 mL. Inoltre, tra la raccolta ed il consumo degli ortaggi devono passare almeno 72 ore;
- 3) l'irrigazione di alberi da frutto è consentita solo con acque provenienti da un'ossidazione biologica e dopo disinfezione, purché l'irrigazione venga sospesa almeno 14 giorni prima della raccolta;
- 4) le colture industriali (cotone, cereali, barbabietola da zucchero soia, ecc.) possono essere irrigate con reflui provenienti da un'ossidazione biologica, a condizione che le aree di coltura distino almeno 400 m dai centri abitati.

Australia

Nel continente australiano, l'attenzione al riutilizzo delle acque reflue depurate risale ad oltre venticinque anni fa, quando in un rapporto intitolato *Strategies towards the use of reclaimed water in Australia* (GHD 1977) furono fissate le regole generali nell'ottica della salvaguardia ambientale, della sostenibilità, della disponibilità e qualità della risorsa acqua. Negli anni a seguire l'argomento ha assunto sempre maggior rilievo tanto da coinvolgere l'intera classe politica al punto da creare una vera "riforma acqua" che al suo interno ha coinvolto anche aspetti economici e sociali. Le misure hanno riguardato l'intero Commonwealth australiano con responsabilità ed applicazioni che variano da Stato a Stato, in funzione del territorio.

Un esempio di riutilizzo razionale della risorsa idrica è quello che si sta realizzando dal 2001 nella Regione di Sydney, ad opera della *Sydney Water Corporation*, la più grande azienda di gestione e trattamento acque del continente australiano. Gestisce 27 megaimpianti di trattamento in cui confluiscono circa 1,3 Mm³/giorno di reflui, di cui 0,3 Mm³/giorno che vengono depurati per il riuso. L'impianto di trattamento di Rouse Hill ubicato nella zona a nord-ovest di Sydney, effettua un trattamento con un elevato livello qualitativo da restituire l'acqua depurata alle abitazioni per essere utilizzata con la massima garanzia per l'irrigazione di prati e giardini, per il lavaggio di auto e case, per lo scarico del bagno, per le costruzioni e l'industria ed anche per gli incendi. Questo presuppone che le abitazioni siano dotate di una rete duale di distribuzione dell'acqua; in una tubazione viene servita l'acqua da bere e nell'altra, contrassegnata da tubazioni di colore lilla per evitare confusione, l'acqua depurata.

Questo impianto serve un'area di circa 13.000 ettari includendo i sobborghi di Rouse Hill, Stanhope Gardens, Glenwood e Kellyville. Attualmente, l'impianto serve circa 40.000 persone, con una potenzialità che supera i 50.000 a.e. (abitanti equivalenti). Nei prossimi anni l'ampliamento dell'impianto sarà in grado di soddisfare fino a 250.000 abitanti. Cosa di fondamentale importanza perché sia possibile depurare con un alto standard di qualità è che il refluo in ingresso sia esclusivamente di origine domestica, per evitare le contaminazioni di tipo chimico. È pur vero che nella zona non si segnala la presenza di grandi industrie e il relativamente minimo quantitativo di acque provenienti da attività commerciali è rigidamente controllato dalla *Sydney Water*. In più la società di gestione, ha avviato una forte campagna di sensibilizzazione verso il problema dell'inquinamento, del risparmio e del riutilizzo delle acque.

L'impianto di Rouse Hill è costituito da una porzione sotterranea e coperta (corrispondente ai primi stadi del trattamento) per evitare la fuoriuscita degli odori, da reattori biologici, da chiarificatori secondari e da flocculatori a cui fa seguito il trattamento terziario su letto di sabbia seguito da disinfezione con ipoclorito di sodio. Per rimuovere il cloro in eccesso si procede poi a dechlorazione con bisolfito di sodio, scaricando l'acqua così depurata in lagune artificiali, che non rientrano nei processi di tratta-

Tabella 3. Confronto dei criteri di qualità delle acque reflue urbane depurate da utilizzare per l'irrigazione di vegetali destinati al consumo umano.

Table 3. Comparison among the criterions of treated municipal wastewaters for irrigating human consumption vegetables.

Parametri	Tunisia (1975)	California ^(a) T-22 (1978)	Israele (1978)	WHO (19895)	Francia (1991)	U.S. EPA (1992)	Cipro (1997)	Italia (1999)	Italia (2003)	Puglia (2002)
Tipo di regolamento	Legge	Legge	Legge	Linee Guida	Linee Guida	Linee Guida	Provvisoria	Legge n. 152	Legge n. 185	Piano Direttore
Trattamento min. richiesto	stagni di stabilizzazione	trattamento avanzato	trattamento secondario ^(c)	stagni di stabilizzazione ^(b)		trattamento avanzato	trattamento terziario	trattamento terziario	trattamento terziario	trattamento terziario
BOD ₅ tot. (mg/l)	30		15		come WHO	10	10	20	20	10
BOD ₅ solubile(mg/l)			10		" "					
Solidi Sospesi (mg/l)	30		15		" "	5 ^(d)	10	25	10	10
Torbidità (NTU)		2			" "	2				
pH	6,5-8,5				" "			6-8	6-9,5	6-9,5
Conduttività (dS/m)	7				" "				3	3
Ossigeno disciolto (mg/l)		presente	0,5	presente	" "	presente				
Coli tot. (MPN/100 ml)		2,2 (50%) ^(e)	2,2 (50%)		" "	0 ^(f)				
Coli fecali (MPN/100 ml)				1000	" "		50	E. coli 5.000	E. coli 10	E. coli 10
Elminti (uova/100 ml) ^(g)	< 1			1	" "		0			
Cloro res. disp. (mg/l)		presente	0,5		" "	1		Cloruri 100	Cloruri 250	Cloruri 500
Salinità					" "			SAR 10	SAR 10	SAR 10
Metalli					" "			si	si	si
Principali processi di trattamento	stagni di stabilizzazione o trattamenti equivalenti	ossidazione, chiarificazione, filtrazione, disinfezione	accumulo prolungato, disinfezione	stagni di stabilizzazione o trattamenti equivalenti	come WHO	filtrazione, disinfezione	filtrazione, disinfezione	trattamento terziario, disinfezione	trattamento terziario, disinfezione	trattamento terziario, disinfezione

a) irrigazione a spruzzo; b) stagni in serie con appropriati tempi di ritenzione; c) lo stoccaggio stagionale può costituire un trattamento equivalente al terziario; d) se i solidi sospesi sono impiegati invece della torbidità; e) non deve superare il limite di 23/100 ml in un singolo test mensile; f) non deve mai superare il limite di 14/100 ml; g) Nematodi come Ascaris, Trichiuris.

mento, ma contribuiscono ad abbattere i nutrienti prima di far convergere le acque depurate nei corpi idrici recettori. L'acqua destinata al riutilizzo domestico, invece, è sottoposta ad un processo di ultrafiltrazione attraverso membrane con porosità di 0,2 µm che provvedono ad eliminare tutti i batteri. Segue una superclorazione per abbattere ulteriormente la carica patogena, un processo di dechlorazione ed infine l'acqua viene stoccata in serbatoi e pompata alle abitazioni attraverso una rete di tubazioni di colore lilla.

I fanghi derivati dai suddetti processi di depurazione vengono prima stabilizzati per ridurre gli odori e poi trasformati in biosolidi per poi essere utilizzati come concimi e ammendanti in agricoltura.

I parametri microbiologici ottenuti dall'impianto di Rouse Hill vanno oltre gli standard di qualità imposti dal *NSW Guidelines for the Urban and Residential Use of Reclaimed Water 1993*.

L'esempio di Sydney, documenta come sia

possibile, con un'adeguata programmazione volta a ridurre l'impatto ambientale, gestire l'intero ciclo dell'acqua preservando quella di buona qualità, per l'esclusivo uso potabile.

Europa

La Comunità Europea non ha emanato, invece, alcun provvedimento sull'utilizzo di acque reflue in ambito agricolo. L'unico riferimento esistente è costituito dalle Direttive 91/271/CEE e 91/676/CEE e successive modifiche ed integrazioni con l'obiettivo di armonizzare a livello comunitario le misure relative al trattamento delle acque reflue e al riciclo in ambito agricolo ed industriale, attraverso la definizione di standard di qualità delle acque.

Nell'ambito della Comunità Europea si è provveduto, da parte di alcuni Paesi, ad emanare direttive sull'uso irriguo delle acque reflue.

In Francia esistono le *Raccomandazioni del Consiglio Superiore di Igiene Pubblica*, emanate nel 1991, che prendendo spunto dagli Standard dell'OMS del 1989, sono state completate da numerose indicazioni complementari riguar-

Modelli		N	N ₅₀	K _{min}	r
<i>Teorici:</i>					
Esponenziale	$P_{1(d)} = 1 - \exp(-r)$	1	$N_{50} = \frac{\ln(0,5)}{-r}$	1	1
Beta-Poisson	$P_{1(d)} = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha}$	2	$N_{50} = \frac{\beta}{(2^{1/\alpha} - 1)}$		Fr
Gamma	$P_{1(d)} = \Gamma(K_{min}, dr)$			> 1	
Gamma-espon.	$P_{1(d)} = 1 - \left(1 + \frac{rd}{\alpha}\right)^{-\alpha}$	2			
<i>Empirici:</i>					
Log-logistic	$P_{1(d)} = \frac{1}{1 + \exp[q_1 - q_2 \ln(d)]}$				
Log-probit	$P_{1(d)} = \Phi\left(\frac{1}{q_1} \ln \frac{d}{q_2}\right)$				
Weibull	$P_{1(d)} = 1 - \exp(-q_1 d^{q_2})$				

Tabella 4. Modelli dose-risposta per valutare il rischio microbiologico.

Table 4. Dose-response models for evaluating microbiological risk.

$P_{1(d)}$ = probabilità di infezione

r = probabilità di sopravvivenza costante per tutti i microrganismi

K_{min} = n° di microrganismi che sopravvivono all'interno dell'ospite

N = n° di patogeni ingeriti

N_{50} = dose media infettante (quantità di patogeni in grado di infettare il 50% della popolazione esposta

d = dose intesa come prodotto del volume in cui sono distribuiti casualmente i microrganismi per la densità dei microrganismi stessi.

α e β = parametri del modello Beta

G = distribuzione Gamma

do le caratteristiche idrogeologiche, il rispetto delle distanze dai centri abitati, le autorizzazioni amministrative da ottenere, ecc.

La Spagna, con la legge quadro n. 29 del 1985 (Asano, 1998) ha previsto che vengano fissate le condizioni per il riuso diretto dell'acqua. In attesa di un decreto legge più dettagliato sull'argomento, esistono normative regionali emesse da Catalogna, Andalusia, Canarie e Baleari. La normativa Andalusia, risalente al 1994, prevede come limiti microbiologici, per vegetali da consumo crudo, un valore di *Coli fecali* < 1000 MPN/100 mL e un numero di *nematodi* intestinali < 1 uovo/L.

Italia

La tutela delle acque dall'inquinamento, ha visto la luce in Italia, con la legge n. 319 del 1976 detta comunemente "Legge Merli", la quale basandosi sul principio che l'acqua è un bene pubblico e di prima utilità, ha sancito che dopo l'utilizzo debba essere depurata, prima di essere restituita nei corpi recettori naturali. In questo modo la L. 319/76 ha cercato di regolamentare

il regime degli scarichi indicando una serie di parametri chimico-fisici e microbiologici con i relativi limiti di concentrazione, riassunti nella ben nota tabella A.

A questa legge ne sono seguite altre, quali:

- la Delibera del Consiglio dei Ministri del 04/02/1977, che in particolare, nell'All. 5, indica i limiti per il riuso in agricoltura dei reflui trattati;
- il Decreto legislativo n. 152 del 11/05/1999, il quale, nella tabella 4, riporta limiti ancora più restrittivi dei precedenti;
- il Decreto legislativo n. 258 del 18/08/2000, che prevede disposizioni correttive ed integrative del D.L. 152/1999.
- Il Piano direttore a stralcio del Piano di tutela delle acque, della Regione Puglia, del Giugno 2002 in cui vengono fissati i limiti di emissione per le acque reflue depurate da recapitare sul suolo e da destinare al riutilizzo irriguo.
- Il Decreto legislativo n. 185 del 12/06/2003, recante le norme tecniche per il riutilizzo

delle acque reflue in attuazione dell'art. 26, comma 2, del D.L. n. 152/99.

Nei lunghi anni che hanno preceduto la redazione delle leggi 152/99 prima, e 185/03 poi, lo Stato Italiano ha delegato le singole Regioni ad "emanare" norme di integrazione ed attuazione per il riuso delle acque reflue in agricoltura, tramite i Piani di Risanamento Acque (PRA). Di fatto però, le uniche Regioni che hanno in qualche modo fornito indicazioni di tipo pianificatorio, circa la qualità delle acque destinate all'uso irriguo, sono state: Puglia, Sicilia ed Emilia Romagna.

La Regione Puglia (Delibera n. 1648 del 1984), ha tradotto in numeri le indicazioni fornite dall'All. 5 della Legge Merli ponendo dei precisi vincoli per alcuni parametri principali, come BOD₅ (15 mg/L), COD (40 mg/L), S.S. (10 mg/L), cloro attivo (0,2 mg/L) e pH (6,5-8,5) e ammettendo, inoltre, un livello massimo di azoto e fosforo totale pari, rispettivamente a 35 e 10 mg/L. Tra i metalli pesanti ha considerato solo B, Cd e Cr e tra i parametri chimici ha definito delle soglie per cloruri, solfati e SAR. Per quanto riguarda i parametri microbiologici ha imposto limiti ancora più restrittivi della legge nazionale, con 10 MPN/100 mL di *Coliformi Totali*, che si riducono a 2 per colture da consumo crudo.

La Regione Sicilia, probabilmente a causa della maggiore esigenza idrica, ha adottato misure meno restrittive rispetto a quelle pugliesi, impedendo l'irrigazione di colture che entrano in contatto diretto con le acque reflue ed ampliando i limiti a 3.000 e 1.000 MPN/100 mL rispettivamente per i *Coliformi totali e fecali* per le restanti colture. Ha imposto inoltre, l'assenza di *Salmonella* e la presenza di *elminti* in quantità inferiore a 1 uovo per litro di acqua. Per i parametri chimici ha considerato gli stessi della Puglia con la sola aggiunta dell'As, ma ad eccezione dei solfati, il cui valore ammesso è più che dimezzato, i valori sono più permissivi.

La Regione Emilia Romagna nell'ambito della Relazione aggiuntiva del piano di ristrutturazione degli impianti di depurazione (1987) ha distinto sulla base del tipo di coltura da irrigare, quattro principali categorie di qualità degli effluenti, per quanto riguarda alcuni parametri biochimici e batteriologici per cui si va da un valore di 15 a 60 per il BOD₅, da 15 a 50 per i solidi sospesi, 12 a 250 MPN/100 mL per

i *coliformi totali* passando da irrigazione incontrollata su qualunque prodotto, a irrigazione controllata solo su colture industriali.

5. Problematiche connesse con l'uso di reflui urbani depurati

Risultati di numerose ricerche finalizzate allo studio dell'uso irriguo di reflui urbani depurati, condotte in campo a partire dal 1999 e tuttora in corso presso il Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali dell'Università di Bari, confermano che l'impiego irriguo di reflui urbani depurati comporta problemi soprattutto *legislativi, igienico-sanitari e agronomici* e che peraltro l'uso di tali reflui non è di facile attuazione date le numerose correlazioni e interconnessioni delle suddette problematiche.

5.1 Problemi legislativi

Le normative vigenti riguardo l'uso irriguo dei reflui urbani depurati non incentivano l'utilizzo, di frequente lo limitano, a volte lo rendono impraticabile.

La legislazione italiana in materia, ad esempio, da una parte (Delibera 04/02/1977 - All. 4) indica ampia disponibilità verso il riutilizzo dei reflui su suolo agricolo, dall'altra (Piano direttore Reg. Puglia e D.L. n. 185/2003) impone limiti microbiologici estremamente rigidi per il riutilizzo di acque reflue depurate a scopo irriguo, valori di 10 UFC/100 mL di *Escherichia coli* (nell'80% dei campioni prelevati, con un massimo di 100 UFC/100 mL come valore puntuale) accompagnati dalla totale assenza di *Salmonella*.

Il crescente livello di inquinamento delle acque di fiumi e laghi, peraltro regolarmente utilizzate a scopo irriguo in mancanza di divieto esplicito insieme ai risultati di studi epidemiologici condotti a livello mondiale, hanno evidenziato che le normative vigenti in Italia sono troppo restrittive e non in linea con le indicazioni proposte dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS, 1989). L'OMS, infatti, consiglia per l'irrigazione di ortaggi e verdure da consumo crudo, l'uso di acque contenenti *coliformi fecali* per un valore massimo di 1000 MPN/100 ml (Tab. 3). È doveroso evidenziare che il rispetto di tali limiti non ha dato luogo, dopo circa vent'anni di applicazione, a situazioni preoc-

cupanti dal punto di vista epidemiologico.

Le norme italiane escludono, comunque, la possibilità di utilizzo di acque reflue depurate che non abbiano subito un ulteriore trattamento di depurazione e disinfezione per rientrare nei valori imposti dalla legge. Tali trattamenti risultando eccessivamente onerosi portano il costo dell'acqua reflua al pari di quella potabile, eliminando, così, il vantaggio rappresentato dall'uso di tale risorsa.

5.2 Problemi igienico-sanitari

Le acque reflue urbane depurate, utilizzate per l'irrigazione, possono veicolare sostanze tossiche ed organismi patogeni per l'uomo e per gli animali, destando qualche preoccupazione sotto il profilo igienico-sanitario (Azzellino e Vismara, 2003).

Le problematiche riguardano soprattutto le caratteristiche qualitative delle acque stesse e le possibili interazioni con il sistema agricolo produttivo e con i consumatori.

I danni al terreno ed alla produttività delle colture possono essere causati da un peggioramento delle caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche del suolo.

Problemi igienici possono riscontrarsi per la presenza nei reflui urbani di microrganismi patogeni agenti di infezione per gli animali e per l'uomo.

Problemi sanitari, inoltre, possono insorgere per la eventuale presenza nelle acque reflue di sostanze chimiche organiche e inorganiche nocive. Il pericolo maggiore è rappresentato dalla presenza di metalli pesanti (Ferro, Piombo, Zinco, Cromo, Mercurio e Cadmio) che vengono accumulati nel terreno di conseguenza assorbiti dalle piante e traslocati nei tessuti degli animali pascolanti e dell'uomo consumatore, interessando così l'intera catena alimentare.

5.2.1 Valutazione del rischio igienico e microbiologico. Nelle zone in cui le infezioni dovute a patogeni sono piuttosto frequenti, i patogeni contenuti nei reflui sono in concentrazioni elevate. Per cui quando le acque reflue vengono utilizzate in agricoltura i patogeni si trasferiscono sul terreno e sui vegetali rappresentando un rischio per la salute degli operatori, dei consumatori, dei prodotti irrigati con tali acque e di tutti quelli che vivono in prossimità delle zone in cui viene usata tale tecnica.

Tra le colture irrigate con acque reflue depurate, le orticole esaltano il rischio d'infezione in quanto i loro prodotti possono essere anche consumati crudi. Infatti, le vie di esposizione agli organismi patogeni sono rappresentate da:

- consumo di prodotti vegetali soprattutto se crudi;
- consumo di carne proveniente da bestiame alimentato con prodotti irrigati con acque reflue;
- contatto diretto con aerosol batterici che si liberano durante le operazioni di distribuzione dell'acqua.

Ai fini della valutazione del rischio igienico e microbiologico è opportuno distinguere il rischio potenziale e il rischio reale.

Il *rischio potenziale* si basa (WHO, 1989) esclusivamente sul numero di patogeni presenti nel mezzo (per esempio acqua di irrigazione); il *rischio reale*, invece, indica la probabilità che una comunità esposta si ammali. Quest'ultimo è molto più basso rispetto al rischio potenziale in quanto tiene conto del tempo di sopravvivenza dei patogeni in acqua e terreno, della dose minima infettante e del livello di barriere immunitarie del soggetto esposto.

La virulenza, cioè la capacità di un organismo di indurre infezione, dipende da vari fattori, ambientali e non. Uno di questi è rappresentato dalla concentrazione dei patogeni nell'ambiente, valore che non si mantiene costante nel tempo, ma varia in funzione del numero di individui malati o portatori sani. Anche il grado di sopravvivenza dei patogeni stessi può essere molto variabile. Altri fattori che influenzano la patogenicità sono l'eventuale tempo di latenza necessario perché il microrganismo diventi infettivo e la dose minima infettante (n° minimo di patogeni in grado di indurre infezione), legata alla sensibilità dell'individuo esposto. I dati relativi alla dose minima infettante sono difficilmente reperibili per scarse informazioni; in genere si fa riferimento alla dose media infettante (N_{50}) intesa come quantità di patogeni in grado di infettare il 50% della popolazione esposta.

La valutazione del rischio microbiologico si esplica attraverso tre livelli di approccio:

- *Studi epidemiologici* che studiano l'insorgenza di una malattia all'interno di una popolazione fissandone la relazione tra livello di esposizione e conseguenze per la salute. Ta-

le studio ha però il limite dei costi troppo elevati.

- *Sperimentazione diretta* che prevede l'inoculo di quantità note di microrganismi patogeni o di indicatori in soggetti campione per verificare direttamente l'insorgenza dell'infezione o della malattia. Questi esperimenti, di solito, avvengono su cavie animali e solo in rare circostanze su esseri umani consenzienti.
- *Uso di modelli probabilistici* che risultano molto interessanti in quanto necessitano di limitate risorse anche se poi devono essere validati attraverso studi epidemiologici.

La valutazione quantitativa del rischio microbiologico implica 4 fasi fondamentali (National Academy of Science, 1983; Haas et al., 1999; WHO, 2001):

1. Identificazione del rischio.
2. Valutazione dose-risposta.
3. Valutazione dell'esposizione.
4. Caratterizzazione del rischio.

L'identificazione del rischio consiste nella descrizione degli effetti acuti e cronici per la salute umana derivanti da un particolare tipo di rischio.

La valutazione dose-risposta descrive, da un punto di vista matematico, la relazione tra dose somministrata e probabilità d'infezione o malattia nel soggetto campione.

La valutazione dell'esposizione serve a determinare dimensione e natura della popolazione esposta, la fonte, la concentrazione, la distribuzione dei patogeni (nello spazio e nel tempo) e la durata dell'esposizione. Per far ciò è indispensabile conoscere la concentrazione media dei patogeni presenti nel mezzo veicolo di infezione (acqua, aria, cibo, ecc.).

La caratterizzazione del rischio prevede l'integrazione delle informazioni provenienti dai 3 passaggi precedenti e consente di quantificare il rischio effettivo per la salute, la sua variabilità ed incertezza.

Nelle diverse tipologie di valutazione del rischio, si assume che i microrganismi siano distribuiti secondo una funzione di Poisson. Se i microrganismi sono distribuiti casualmente in un volume V, la probabilità che un campione X contenga N microrganismi (compreso N = 0) è data da:

$$P_{(x=n)} = \frac{(\mu V)^n}{N!} \cdot e^{-\mu V}$$

dove:

μ = densità media dei microrganismi che viene assunta costante per tutti i campioni.

Dal momento che la distribuzione è funzione di un solo parametro (μ), una volta calcolato μ la distribuzione dei microrganismi all'interno della matrice da cui sono estratti (per esempio acqua reflua) è nota, cioè si conosce la probabilità che all'interno di un volume V, un campione X contenga N microrganismi compreso N = 0.

L'impiego a scopo irriguo di acque reflue urbane depurate potrebbe veicolare sostanze tossiche ed organismi patogeni per l'uomo e per gli animali. Tuttavia se la presenza di patogeni nelle acque di irrigazione non desta preoccupazione dal punto di vista agronomico sicuramente costituisce elemento di preoccupazione sotto l'aspetto igienico-sanitario.

L'esposizione degli esseri umani agli organismi patogeni può avvenire essenzialmente secondo quattro modalità:

- contatto attraverso cute e mucose;
- penetrazione per via parenterale (infezioni post-operatorie);
- ingestione;
- inalazione.

La determinazione analitica dei patogeni presenta difficoltà di rilevazione, sia per la varietà delle forme patogene esistenti che per le basse concentrazioni; pertanto nella maggior parte dei casi si fa riferimento ad organismi indicatori (*Coliformi totali e fecali*, *Escherichia coli*, *Streptococchi fecali*) il cui limite è quello di non essere indicativi nel caso di patogeni la cui trasmissione non sia necessariamente fecale o sulle forme resistenti a trattamenti di disinfezione delle acque.

In quest'ottica è utile il monitoraggio di organismi che presentano una certa resistenza ai processi di disinfezione come *Giardia* o *Cryptosporidium*, due protozoi responsabili di forme acute di gastroenterite e nelle forme più gravi dell'insorgere di vere epidemie. Le loro forme infettive, cisti e oocisti, rispettivamente per *Giardia* e *Cryptosporidium* sono favorite dalla notevole longevità ambientale e dalla bassa dose infettante.

5.2.2 Modelli di valutazione del rischio microbiologico. Per poter stabilire una relazione tra livello di esposizione e probabilità che si verifi-

Tabella 5. Tempi medi di sopravvivenza a 20-30 °C (Faechem et al., 1983).

Table 5. Mean times of survival at 20-30 °C (Faechem et al., 1983).

Tipo di patogeno	Tempo di sopravvivenza (giorni)			
	in feci e fanghi	in acque e liquami	nel suolo	nelle colture
Batteri				
<i>Coliformi fecali</i>	<90 (<50)	<60 (<30)	<100 (<20)	<60 (<15)
<i>Salmonella</i>	<60 (<30)	<60 (<30)	<70 (<20)	<30 (<15)
<i>Vibrio cholerae</i>	<30 (<5)	<30 (<10)	<20 (<10)	<5 (< 2)
<i>Shigella</i>	<30 (<10)	<30 (<10)		<10 (< 5)
Virus				
<i>Enterovirus</i>	<100 (<20)	<120 (<50)	<100 (<20)	<60 (<15)
Protozoi				
<i>Giardia</i>		<90 (<20)		
<i>Cryptosporidium</i>		<180		
<i>Entamoeba histolitica</i>	<30 (<15)	<30 (<15)	<20 (<10)	<10 (< 2)
Elminti				
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Molti mesi	Molti mesi	Molti mesi	

() valore più frequente.

chi l'infezione o la malattia è necessario far riferimento ai modelli dose-risposta.

Haas, Rose e Gerba (1999), hanno descritto diverse metodologie di valutazione del rischio associato alla presenza di microrganismi infettivi negli alimenti, nell'acqua, nel suolo e nell'aria (Tab. 4).

Questi diversi modelli sono stati applicati a sperimentazioni reali e confrontati tra loro in base ai seguenti criteri:

- esistenza di esperienze sperimentali non epidemiologiche sulla presenza di patogeni o di indicatori su terreno e/o su colture;
- esistenza di validazione epidemiologica;
- numero di autori che hanno applicato un modello o confrontato più modelli;
- specificità di un modello rispetto ad un microrganismo;
- livello di approssimazione del modello sulla base di ipotesi semplificative che si sono dovute assumere.

Dal confronto è emerso che:

- il modello esponenziale pur essendo il più immediato, appare fondato su ipotesi troppo semplificative che lo rendono molto impreciso e suscettibile di errore;
- il modello Beta-Poisson è basato su ipotesi meno semplificative ed è supportato da validazione epidemiologica (epidemia di Gerusalemme, 1970);
- i modelli gamma e Gamma-esponenziale non hanno trovato, finora, alcuna applicazione.

I modelli empirici (Log-logistic, Log-probit e Weibull) pur avendo una consistente bibliografia alle spalle sono stati lungamente impiegati per spiegare la tossicità di natura chimica e solo di recente estesi alla valutazione del rischio microbiologico.

Pertanto, in conclusione, si può affermare che per la valutazione del rischio microbiologico per la salute umana derivante dal riutilizzo di acque reflue depurate a scopo irriguo, il modello più attendibile è il modello Beta-Poisson.

La determinazione analitica dei patogeni presenta difficoltà di rilevazione, sia per la varietà delle forme patogene esistenti che per le basse concentrazioni; pertanto nella maggior parte dei casi si fa riferimento ad organismi indicatori (*Coliformi totali e fecali*, *Escherichia coli*, *Streptococchi fecali*, ecc.) il cui limite è di non essere indicativi nel caso di patogeni la cui trasmissione non sia necessariamente fecale.

Gli eventuali patogeni resistenti ai trattamenti di disinfezione contenuti nelle acque reflue utilizzate in agricoltura si trasferiscono sul terreno e sui vegetali e possono rappresentare un rischio potenziale per la salute degli operatori e dei consumatori di prodotti irrigati con tali acque.

I tempi di sopravvivenza dei vari patogeni presenti nei reflui, che con l'irrigazione potrebbero andare sui terreni e sui prodotti, sono riportati nella tabella 5. Da un punto di vista teorico, gli elminti sembrano essere, nelle regioni

in cui sono presenti a carattere endemico, i patogeni più suscettibili di trasmissione, presentando una lunga persistenza nell'ambiente, una bassa DMI e una scarsa o nulla immunità. Seguono i batteri e i protozoi, con un rischio medio-basso; in ultimo i virus, con una soglia di rischio veramente minima. Considerando che nei paesi europei e in quelli maggiormente industrializzati, le patologie da elminti e protozoi sono piuttosto rare, i rischi infettivi associati all'uso di acque reflue per l'irrigazione, sono da attribuirsi solo alle infezioni batteriche e virali. Ciò significa che, da un punto di vista impiantistico, le acque reflue devono essere sottoposte a trattamenti in grado di ridurre il contenuto batterico di coliformi fecali da circa $10^7/100$ mL a $10^3/100$ mL, con una riduzione del 99,99%.

Dato che la presenza di virus e batteri patogeni nei liquami grezzi è di circa $10^3/100$ mL, assumendo che tali patogeni vengano eliminati nella stessa misura dei coliformi fecali, la loro presenza nell'effluente sarà dell'ordine di 0,1/100mL. A queste concentrazioni, si può escludere il rischio di contaminazione per le colture irrigate, con effluenti trattati, e per gli operatori agricoli.

5.2.3 Valutazione del rischio sanitario e ambientale. Il riutilizzo di acque reflue in agricoltura è legato soprattutto alle caratteristiche di qualità delle stesse e alle possibilità di interazione con il sistema agricolo produttivo, nonché con il consumatore.

L'utilizzazione dei reflui civili pone problemi di vario ordine secondo:

- la composizione originaria del refluo ed il trattamento a cui è stato sottoposto;
- la tecnica di distribuzione in campo, il volume stagionale di irrigazione e le caratteristiche del terreno;
- la specie coltivata e le modalità di utilizzazione del prodotto.

I danni alla fertilità del terreno e quindi produttività delle colture possono essere determinati da un peggioramento delle caratteristiche del terreno di natura sia chimica che fisica o microbiologica. Si tratta a volte di modifiche molto lente, le cui conseguenze possono diventare evidenti dopo alcuni anni o decenni e le cui manifestazioni possono variare in funzione del tipo di terreno, del clima, e di altri fattori.

Un problema che spesso si evidenzia riguarda il possibile accumulo di metalli pesanti ap-

portati dai reflui; il pericolo maggiore sussiste nel caso d'impiego di liquami grezzi o sottoposti al solo trattamento primario, dato che la maggior parte dei metalli pesanti viene allontanata con i fanghi nel corso del trattamento secondario. L'azione dei metalli pesanti nel terreno è molto diversa a seconda dello stato in cui giungono sul terreno stesso; infatti le diverse forme di uno stesso elemento, vanno incontro a trasformazioni varie, fino a creare forme non assorbibili dalle piante in funzione delle caratteristiche chimiche dei terreni e con tendenza all'accumulo negli orizzonti più superficiali dei suoli.

Quindi parlando degli standard di qualità delle acque d'irrigazione, la tossicità delle stesse gioca un ruolo fondamentale tra i criteri di idoneità.

Volendo testare l'idoneità di un certo tipo di effluente per l'irrigazione non si può prescindere dall'esame tossicologico. Questo consiste nel misurare gli effetti sulle piante testate seguenti ai periodi d'irrigazione. In genere i parametri utilizzabili come indicatori sono prevalentemente di carattere agronomico e cioè la produzione, la determinazione del peso secco (per valutare l'accrescimento vegetale), la lunghezza delle radici, l'area fogliare e la concentrazione di clorofilla totale. Riguardo invece gli effetti sul terreno esistono diversi saggi in grado di fornire informazioni rapide sulle possibili variazioni a carico dei suoli. Tra i test ecotossicologici di "screening" si possono effettuare la misura dell'attività respiratoria dei batteri del suolo, la prova per la valutazione del potere nitrificante del suolo, le prove di tossicità con l'anellide *Eisenia foetida* e con batteri bioluminescenti della specie *Vibrio fischeri*.

Tra i test atti a valutare il potenziale genotossico di campioni di terreno è d'obbligo quello commercialmente noto come "Microtox" sempre con *Vibrio fischeri*.

Nel caso in cui si voglia effettuare uno studio preliminare sull'impatto dei reflui (per stabilire per es. le caratteristiche di tossicità verso una specie vegetale piuttosto che un'altra), è opportuno utilizzare saggi e indici ecotossicologici che permettono di fotografare la singole risposte per poi osservare l'evoluzione nel tempo. Una vasta bibliografia in merito concorda, in questi casi, nel ricorso al saggio dell'indice di germinazione.

Fino a pochi anni fa l'unica specie adoperata per questo test era il crescione (*Lepidium sativum*), però siccome l'uso di una sola specie limita il valore dei risultati ottenuti, sarebbe opportuno effettuare prove su semi di generi diversi.

5.2.3.1 Indagini tossicologiche. La tossicità è l'effetto negativo che si verifica in un sistema biologico a causa di un composto tossico o di una miscela di composti tossici; tale effetto si evidenzia nell'alterazione di una o più funzioni quali sopravvivenza, motilità, crescita, fotosintesi, ecc., in seguito ad esposizione allo xenobiotico.

La valutazione di tossicità in acqua si effettua introducendo nel campione in esame un dato numero di organismi e verificando se le risposte differiscono da quelle di organismi di controllo immessi in un campione di acqua privo di contaminanti.

Il parametro *saggio di tossicità* compare già nella tabella A della Legge 319/76 ("Legge Merli") ma non ha mai avuto una vasta applicazione, nonostante rivesta un ruolo di fondamentale importanza nella definizione dei limiti previsti per gli scarichi in corpi idrici di superficie. Il motivo della scarsa diffusione di tale saggio era insito nelle difficoltà di gestione e di utilizzo di alcune specie di indicatori (pesci) da utilizzare:

- necessità di vasche di grandi dimensioni con continuo ricambio di acqua;
- tempi lunghi di esecuzione, tanto da non poter essere proposti come saggi di routine.

Negli ultimi anni invece, l'incremento dell'interesse scientifico sia nazionale che internazionale nei confronti dei saggi di tossicità, ha stimolato lo sviluppo di diverse metodiche e normative (CEE, ISO, EPA, ecc.) che, da complicate ed ingestibili, sono diventate di breve durata, di facile impiego e a basso costo.

Solo così si è potuto passare ad un monitoraggio capillare, con indagini tossicologiche che consentono di valutare, in laboratorio, la tossicità complessiva degli scarichi o delle acque in genere, così come risulta dal cocktail di inquinanti.

Queste indagini vengono effettuate su organismi di riferimento in condizioni standard; per i buoni risultati forniti si utilizzano piccolissimi crostacei (*Daphnia magna*), batteri bioluminescenti (*Vibrio fischeri*), microalghe d'acqua dolce o alofite.

Il risultato di tali determinazioni di laboratorio è in grado di svelare la tossicità a breve termine (acuta), a lungo termine (cronica), l'esistenza di fattori limitanti della tossicità e con ulteriori sviluppi, è possibile svelare la mutagenicità dell'inquinante.

Una prima stima dell'attività biologica di un inquinante può essere effettuata con test di tossicità acuta condotti in tempi brevi compresi tra le 24 e le 96 ore di esposizione. Lo scopo è quello di determinare la concentrazione di una sostanza o miscela di sostanze, in grado di produrre mortalità o inibizione della crescita.

La risposta deve essere di facile individuazione e con il minimo errore possibile.

Il primo caso fornisce il valore della concentrazione letale (LC_{50}) intesa come concentrazione che provoca la morte del 50% degli organismi utilizzati nel test.

Nel secondo caso si parla più precisamente di concentrazione efficace (EC_{50}) intesa come concentrazione in grado di produrre, ad un determinato tempo di trattamento, un'incidenza pari al 50% dell'effetto quantale scelto (del tipo tutto o nulla).

I test di tossicità cronica sono un valido strumento per valutare il potenziale tossico degli xenobiotici in quanto vengono condotti per tempi più lunghi rispetto ai test di tossicità acuta, permettendo di individuare concentrazioni efficaci inferiori rispetto a quelle determinate nei test di tossicità acuta.

5.2.3.2 Saggi di tossicità. Il settore dell'ecotossicologia si è sviluppato a partire dal 1999, in seguito alla necessità di adeguare le potenzialità analitiche del laboratorio alle nuove esigenze legislative (D.Lgs. 152/99).

Un saggio ecotossicologico richiede che un organismo vivente sia esposto per un determinato tempo ad una sostanza in esame, valutando la risposta mostrata dall'organismo. Per ottenere un'adeguata rappresentazione del danno apportato all'ecosistema è necessario condurre una serie di test, utilizzando organismi appartenenti a classi diverse nella scala evolutiva.

Test di tossicità algale: prevede l'impiego dell'alga verde unicellulare *Selenastrum capricornutum*, una cloroficea appartenente alla famiglia delle *Chlorococcales*. Questo test tossicologico è un test cronico poiché la sua durata è di 4

giorni. La risposta finale ad una eventuale sostanza tossica presente nel campione testato si manifesta con una inibizione della proliferazione delle cellule algali.

Test di fitotossicità: utilizzano semi di piante mono e dicotiledoni, quali sorgo (*Sorghum*), crescione (*Lepidum sativum*), cetriolo (*Cucumis sativus*) e lattuga (*Lactuca sativa*). In questo tipo di test la crescita delle piante è correlata positivamente alla presenza di elementi nutritivi e negativamente alla presenza di elementi in eccesso e/o di sostanze tossiche. Il test viene condotto ponendo i semi delle predette specie sulla matrice da analizzare (acquosa o solida). I risultati si possono esprimere come *Indice di germinazione* o come *Indice di crescita (Ic)*.

$$I_C = \frac{\text{media del peso secco di ciascuna dose}}{\text{media del peso secco del testimone}}$$

Test di tossicità con Daphnia magna: per questo test viene utilizzato il crostaceo cladocero della specie *Daphnia magna* Straus, molto sensibile soprattutto all'inquinamento da metalli pesanti (piombo, cadmio, zinco, rame, ecc.). I neonati di meno di 24 ore vengono immessi nel campione da analizzare e dopo un periodo di tempo prestabilito (24 o 48 ore) si osserva la percentuale di individui sopravvissuti.

I risultati possono essere espressi come percentuale d'individui morti/immobilizzati o come valore di EC_{50} , cioè come concentrazione efficace della sostanza tossica che determina la morte/immobilizzazione del 50% degli individui impiegati nel test.

Test di tossicità con Vibrio fischeri: Con questo metodo viene valutata la tossicità acuta di un campione acquoso, tal quale o diluito, mediante l'inibizione della bioluminescenza naturalmente emessa da una popolazione monospecifica di cellule di batteri Gram-negativi appartenenti alla specie *Vibrio fischeri*, dopo un tempo di contatto di 15 e 30 minuti con il campione in esame. Lo strumento utilizzato per questo test è il MICROTOX 500.

Il metodo consente la verifica della tossicità di campioni acquosi, esprimendo i risultati come inibizione percentuale (I%) e/o come concentrazione efficace ad indurre un'inibizione della bioluminescenza pari al 50% (EC_{50}).

Il metodo si applica a matrici acquose e ad estratti acquosi di matrici solide.

5.2 Problemi agronomici

In tutti i paesi del mondo sia industrializzati che in via di sviluppo la richiesta di acqua, per usi civili ed industriali, è in continuo e graduale aumento, di conseguenza l'acqua destinata all'agricoltura diminuisce sempre di più. Tale riduzione influisce negativamente sulle attività agricole, soprattutto nelle aree caratterizzate da un clima caldo arido, con precipitazioni annue medie di 200-300 mm, e nelle aree temperate, come le zone costiere e quelle interne pianeggianti dell'Italia meridionale con precipitazioni annue medie di 500-600 mm, concentrate soprattutto nel periodo autunno-vernino. Le piogge, spesso inferiori all'evapotraspirazione di riferimento (ET_o) annua, determinano deficit idrici consistenti specie durante il periodo primaverile-estivo. In queste aree, quindi, l'acqua è il fattore limitante della produzione per le colture e ne condiziona la redditività. Solo ricorrendo all'irrigazione, con volumi areici specifici stagionali in grado di soddisfare le esigenze idriche delle colture, si possono realizzare redditi positivi e costanti negli anni. In annate siccitose, però, in cui vi è scarsa disponibilità di acqua irrigua si generano comunque forti decurtazioni nelle produzioni. Si potrebbero impiegare, quindi, a scopo irriguo acque reflue urbane depurate ad integrazione delle risorse idriche convenzionali. Tale impiego per di più sarebbe di grande ausilio anche per lo smaltimento dei reflui urbani depurati, provenienti dai numerosi depuratori operanti sul territorio nazionale, che altrimenti verrebbero sversati direttamente nei corpi idrici superficiali (mare, fiumi, laghi, ecc.). Attualmente in regioni come Puglia e Basilicata, ad esempio, sono operanti circa 300 depuratori (Tiravanti e Uricchio, 2001) il cui effluente finale (derivante dal trattamento secondario) potrebbe essere utilizzato, con modesti interventi correttivi, per l'irrigazione.

In Italia peraltro, l'agricoltura è il settore che consuma le maggiori quantità di acqua (20-25 miliardi di m³/anno, ossia circa il 50-60% circa del totale) e per di più il fabbisogno idrico delle superfici potenzialmente irrigabili non viene interamente compensato (Lopez e Tiravanti, 2001).

L'impiego a scopo irriguo delle acque reflue urbane, sia pur depurate, viene fortemente limitato, però, da problemi *legislativi e igienico-sanitari* e solo marginalmente da problemi agronomici.

I paesi che impiegano acque reflue urbane per l'irrigazione, già da diversi anni hanno varato leggi che mirano a tutelare l'impatto ambientale e i rischi sulla salute.

L'utilizzazione delle acque reflue in agricoltura dipende dalla composizione originaria del refluo e dal trattamento a cui è stato sottoposto; dal metodo irriguo impiegato, dal volume stagionale d'irrigazione e dalle caratteristiche del terreno; dalla specie coltivata e dalla destinazione delle produzioni commerciabili. La produttività delle colture può subire, a volte, decurtazioni per un peggioramento delle caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche del suolo. Queste eventuali alterazioni possono essere molto lente e le conseguenze possono diventare evidenti anche dopo decenni a seconda del tipo di terreno, di clima e di altri fattori.

Il contenuto di materiali solidi sospesi nelle acque reflue può determinare una alterazione fisica del suolo con riduzione della velocità di infiltrazione dell'acqua nel terreno e della conducibilità idrica dello stesso, per parziale intasamento dei pori (Thomas et al., 1966; De Vries, 1972; Daniel e Bouma, 1974; Kristianen, 1981; Vinten et al., 1983). Un'analogia azione di occlusione può essere causata da essudato di origine biologica e da accumuli di biomassa microbica (Avnimelech e Nevo, 1964). Si tratta di un processo molto più rapido dei precedenti che diventa grave nei casi in cui il terreno, almeno su parte del suo spessore, non viene lavorato.

Un altro possibile danno al terreno irrigato con acque reflue, deriva dalla salinizzazione per accumulo di sostanze solubili, o ancora più grave per una graduale sodicizzazione del terreno (con aumento dell'ESP, percentuale di sodio scambiabile) come conseguenza di uno sfavorevole rapporto della concentrazione del sodio rispetto a quella dei cationi polivalenti dell'effluente impiegato a scopo irriguo, e ciò specialmente se il terreno è ricco di frazione argillosa. A questo proposito l'indice praticamente più valido e anche più utilizzato è il S.A.R. corretto, cioè il rapporto di assorbimento sodico:

$$\text{S.A.R.} = \frac{[\text{Na}]}{\sqrt{\frac{[\text{Ca}] + [\text{Mg}]}{2}}} \times (9,4 - \text{pHc})$$

L'aumento dell'ESP conseguente ad un eccessivo SAR si traduce in una minore stabilità di struttura del terreno, in un più rapido e spin-

to costipamento, con maggiori difficoltà di drenaggio e minore aerazione. Le negative conseguenze agronomiche tendono a favorire i processi anaerobici, la denitrificazione, lo sviluppo e la virulenza di agenti patogeni nei riguardi delle piante, la formazione di composti ridotti tossici come solfuri, ioni ferrosi e ammoniaca.

Pochissimo si conosce sulle variazioni degli equilibri tra popolazioni microbiche nel terreno, in conseguenza dell'uso di reflui clorati, in quanto è noto che l'effetto del cloro residuo, presente nelle acque reflue dopo il trattamento di disinfezione, risulta tossico per la maggior parte delle colture già a concentrazioni di 0,2 mg/L e in più, in presenza di sostanza organica può dare origine a composti alogenati, altamente cancerogeni. Il Cloro e i suoi derivati (diossido di cloro, ipoclorito di sodio, ecc.) risultano tra i disinfettanti più comunemente usati, per il loro elevato potere di disattivazione della maggior parte dei microrganismi.

6. Ricerche poliennali condotte in pieno campo in Puglia

6.1 Descrizione delle ricerche

L'importanza dell'uso irriguo dei reflui urbani depurati specialmente in zone a clima caldo-arido con scarsità di risorse idriche, ha indotto numerose Istituzioni ad approfondire questa problematica al fine di fugare le perplessità in merito all'utilizzo di tale risorsa alternativa e fornire al tempo stesso indicazioni scientifiche di supporto sia al legislatore che agli operatori agricoli. Queste ricerche sono state finalizzate a verificare l'adeguatezza dei valori colimetrici, quali indicatori di inquinamento, imposti dalla legislazione vigente, che attualmente limitano eccessivamente l'uso irriguo dei reflui. In particolare, è stato studiato l'inquinamento microbiologico e parassitologico dello strato di terreno superficiale (0-0,1 m) e dei prodotti eduli, e l'effetto dei reflui sulle caratteristiche chimico-fisiche del suolo.

A tal proposito nell'ambito dei progetti AQUATEC e PRIN il Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali dell'Università di Bari in collaborazione con altri enti di ricerca e dipartimenti universitari ha condotto numerose sperimentazioni in campo dal 1999 al 2006 per studiare gli effetti dell'irrigazione con acque re-

flue urbane depurate su colture erbacee.

Le ricerche sono state effettuate su diverse colture orticole in successione, irrigate a goccia, coltivate nel corso degli anni sempre sulle stesse parcelle sperimentali e situate nei pressi del depuratore comunale di Cerignola (FG), in cui non confluivano scarichi industriali. Con queste ricerche sono stati studiati gli effetti, cumulati nel tempo, dell'impiego di acque reflue urbane depurate sul suolo e sulle colture. In particolare sono state effettuate due prove di campo: la prima, condotta su terreno argilloso le cui caratteristiche chimico-fisiche ed idrauliche sono riassunte nella tabella 6, ha riguardato il confronto tra acqua convenzionale proveniente da pozzo freatico (a 6 metri di profondità) in seguito denominata (C), e acqua reflua urbana depurata con filtrazione a membrana in seguito denominate (R), entrambe erogate con il metodo irriguo localizzato a goccia. La seconda prova invece, condotta su terreno sabbioso le cui caratteristiche chimico-fisiche ed idrauliche sono riassunte nella tabella 7, ha valutato l'influenza dell'uso dei due tipi di acqua prima descritti (C) ed (R) e dei metodi irrigui a goccia (G) e sub-irrigazione capillare (S).

Nella prima prova, lo schema sperimentale adottato è stato quello a blocchi randomizzati con 4 repliche realizzando 8 parcelloni delle dimensioni di 5 x 24 m ed è stata condotta su colture orticole in successione riportate nella figura 7.

Nella seconda prova, lo schema sperimentale adottato è stato quello a split plot, con 4 repliche in parcelloni di dimensioni 20 x 20 m ciascuno, ponendo i metodi irrigui (G) ed (S) nei parcelloni, e i due tipi di acqua (C) ed (R) nelle parcelle, realizzando in tal modo 16 unità spe-

Tabella 6. Caratteristiche chimico-fisiche ed idrauliche del terreno oggetto della prova di confronto tra tipi di acqua.

Table 6. Chemical, physical and hydraulic characteristics of the soil used to compare the two types of waters.

Sabbia (2,0 > f > 0,02 mm)	42,9%
Limo (0,02 > f > 0,002 mm)	27,9%
Argilla (f < 0,02 mm)	29,2%
Azoto totale (Met. Kjeldhal)	1,1% ₀
P ₂ O ₅ assimilabile (Met. Olsen)	50 ppm
Sostanza organica (Met. Walkley-Black)	1,1%
Calcare totale (Met. Gasvolumetrico)	10,1%
pH (in H ₂ O)	8,2
C. E. (da estratto di pasta satura)	1,5
dS/m Umidità alla capacità di campo (-0,03 MPa)	23,2%
Umidità al punto di appassimento (-1,5 Mpa)	14,4%

Tabella 7. Caratteristiche chimico-fisiche ed idrauliche del terreno oggetto della prova di confronto tra metodi irrigui.

Table 7. Chemical, physical and hydraulic characteristics of the soil used to compare the two irrigation methods.

Sabbia (2,0 > f > 0,02 mm)	71,9%
Limo (0,02 > f > 0,002 mm)	18,7%
Argilla (f < 0,02 mm)	9,4%
Azoto totale (Met. Kjeldhal)	2,4% ₀
P ₂ O ₅ assimilabile (Met. Olsen)	61 ppm
Sostanza organica (Met. Walkley-Black)	2,0%
Calcare totale (Met. Gasvolumetrico)	8,1%
pH (in H ₂ O)	8,6
C. E. (da estratto di pasta satura)	0,7
dS/m Umidità alla capacità di campo (-0,03 MPa)	30,0%
Umidità al punto di appassimento (-1,5 Mpa)	17,0%

rimentali di dimensioni 5m x 20m. Le colture orticole che si sono avvicendate sono riportate nella figura 8.

In entrambe le prove, gli interventi irrigui sono stati effettuati ogni qualvolta nello strato di terreno esplorato dalle radici si esauriva la riserva facilmente utilizzabile (Rfu) dalla coltura. L'efficienza del metodo irriguo adottato è stata considerata del 100%. Durante il ciclo colturale di tutte le colture esaminate sono state adottate le normali pratiche agronomiche in uso nella zona. Nella sistemazione in campo delle diverse colture che si sono succedute nel corso degli anni, si è cercato di localizzare le tesi a confronto sempre sulle stesse parcelle, in maniera da valutare nel tempo, l'eventuale effetto accumulo sul suolo, di residui provenienti dall'uso di acque reflue. Per studiare le variazioni dei parametri fisico-chimici del terreno, in seguito all'irrigazione con reflui, sono stati effettuati, all'inizio e alla fine del ciclo colturale, prelievi di campioni di terreno da 0 a 0,80 m di profondità, con incremento di 0,20 m, sui quali sono stati determinati: azoto totale, P₂O₅ assimilabile, sostanza organica, pH, conducibilità elettrica (CE), rapporto di assorbimento del Sodio (SAR), percentuale di sodio scambiabile (ESP), umidità alla capacità idrica di campo (U_{CIC}) e al punto di appassimento (U_{PA}) e i più importanti metalli pesanti, secondo le metodologie ufficiali redatte dal *Ministero delle Politiche Agricole e Forestali*.

Per l'irrigazione delle prove sperimentali sono state usate acque reflue provenienti dal depuratore comunale di Cerignola. Tali acque, prelevate dopo il trattamento secondario e prima

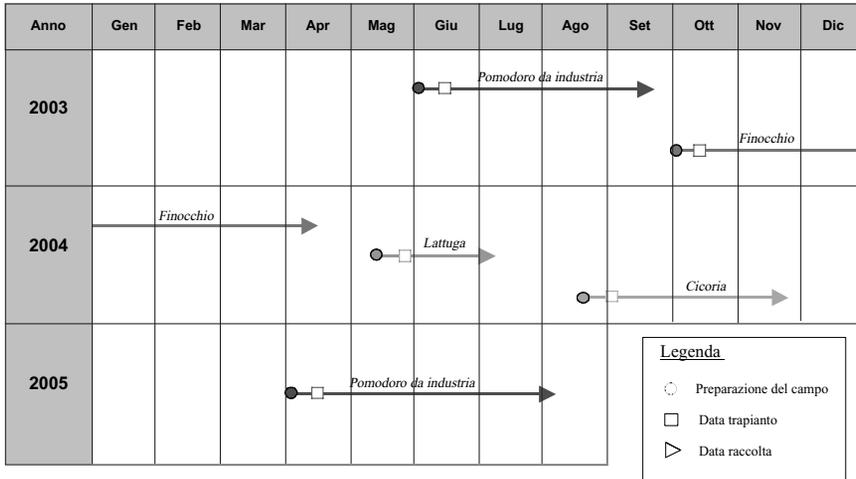


Figura 7. Calendario delle successioni colturali relativo alla prova di confronto tra tipi di acqua.

Figure 7. Crops succession timetable relative to the experimental comparison between water types.

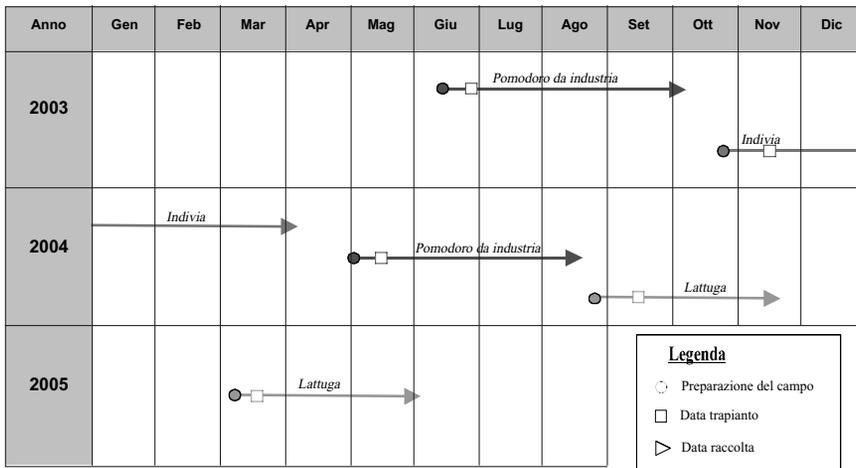


Figura 8. Calendario delle successioni colturali relativo alla prova di confronto tra metodi irrigui.

Figure 8. Crops succession timetable relative to the experimental comparison between two irrigation methods.

della clorazione, sono state sottoposte ad un trattamento di affinamento con filtrazione a membrane polimeriche.

6.2 Descrizione dell'impianto di affinamento

L'impianto pilota, di proprietà del CNR – Istituto di Ricerca sulle acque (IRSA) di Bari, presenta una superficie filtrante di 23,5 m², con una capacità produttiva massima di 700 L/h di acqua filtrata.

Il sistema è fornito su uno skid trasportabile di dimensioni 1850 l x 1150 L x 2500 H e di peso vuoto pari a 800 Kg.

I componenti principali del sistema sono (Fig. 9):

- Modulo di filtrazione ZW250 (superficie filtrante nominale 23.5 m²).
- Vasca di processo in acciaio inossidabile da 1500 L.

- Pompa centrifuga di processo.
 - Serbatoio polmone di lavaggio da 120 L (CIP).
 - Soffiante.
 - Gruppo di dosaggio ipoclorito (pompa + serbatoio).
 - Compressore per l'aria di servizio.
 - Quadro elettrico con pannello di controllo.
- La funzione dell'impianto, completamente automatico, è basata su tre sistemi operativi:
- Ciclo di processo (produzione del permeato).
 - Ciclo di controlavaggio (rigenerazione delle membrane).
 - Ciclo di ricircolazione.

Durante il ciclo di processo le valvole automatiche sono posizionate in modo che la pompa di processo aspiri dalle membrane l'acqua depurata e la invii ai serbatoi di accumulo. Quando la pressione negativa, esercitata sulle

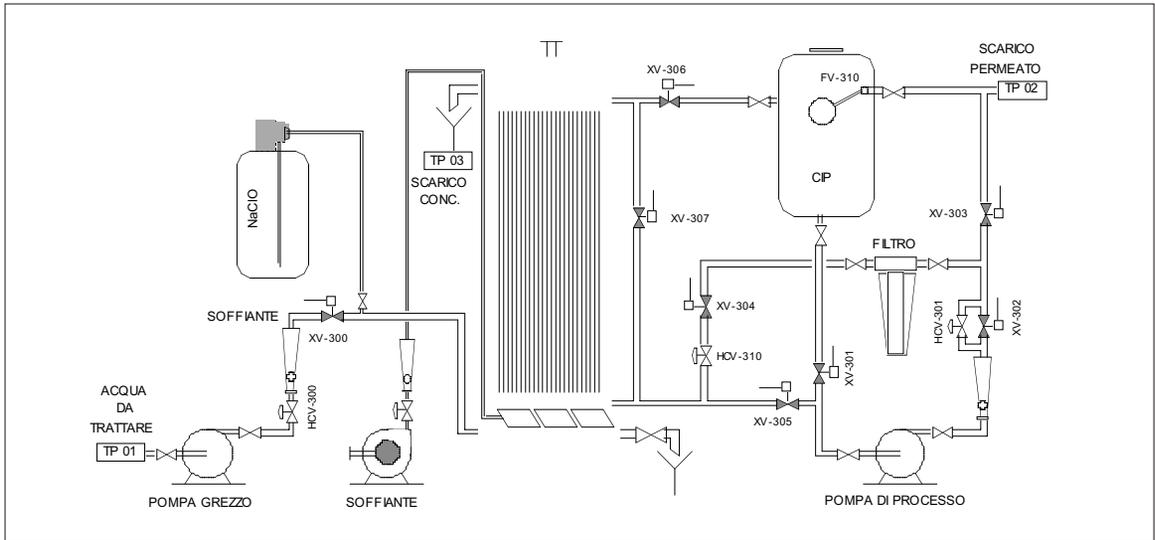


Figura 9. Schema impianto pilota ZenoBox® – ZeeWeed.

Figure 9. ZenoBox® – ZeeWeed pilot plant design.

membrane, aumenta, il sistema in automatico aziona il controlavaggio, per cui una parte dell'acqua depurata, stoccata nel serbatoio del Cleaning In Place (CIP), viene inviata a pressione controllata all'interno delle fibre, da entrambi i collettori del modulo di filtrazione (superiore ed inferiore). A questo punto interviene il ciclo di ricircolazione che, sempre tramite valvole automatiche, invia una porzione di acqua contenuta nel serbatoio del CIP dal collettore inferiore, attraverso il lume delle membrane, al collettore superiore per fare poi ritorno al serbatoio del CIP. In questo modo, le acque, prelevate direttamente dal sedimentatore secondario, subiscono un abbattimento sia del carico microbiologico che delle particelle in sospensione mentre la concentrazione degli elementi nutritivi disciolti e dei sali solubili rimane inalterata.

A causa della ridotta produzione giornaliera di acqua filtrata, insufficiente a soddisfare le esigenze delle colture sperimentali, l'impianto è stato dotato di un sistema di accumulo costituito da 6 serbatoi da 5 m³ ciascuno, collegati tra loro in parallelo, per una capacità utile complessiva di 30 m³.

6.3 Campionamento ed analisi degli indicatori fecali, dei protozoi (*Giardia*, *Cryptosporidium*) e delle uova di elminti

Per studiare gli aspetti igienico-sanitari, sono

stati prelevati campioni di terreno, di acqua e di prodotto commerciabile seguendo le indicazioni qui descritte:

- terreno: da 0 a 0,10 m di profondità in prossimità del gocciolatore, prima del trapianto e subito dopo la raccolta;
- acqua: durante ogni intervento irriguo, sono stati prelevati campioni di acqua convenzionale e reflua depurata sotto il gocciolatore;
- prodotto commerciabile: alla raccolta, in ogni parcella, sono stati prelevati campioni di parti eduli (bacche, foglie, grumoli).

Su tutti i campioni di terreno, di acqua e di prodotto commerciabile sono stati determinati *Coliformi totali e fecali*, *Streptococchi fecali*, *Escherichia coli*, spore di *Clostridi solfito riduttori*, *Salmonella* e *Vibrio*, utilizzando la tecnica delle membrane filtranti per i campioni di acqua e per i vegetali, e la tecnica MPN (Most Probable Number) per i campioni di terreno seguendo le metodologie ufficiali riportate nei *Metodi Analitici per le acque* (IRSA-CNR).

La ricerca dei protozoi in particolare *Giardia* e *Cryptosporidium* è stata effettuata con il metodo della filtrazione su cartuccia con eluizione e lettura microscopica per immunofluorescenza (Rapporto ISTISAN 00/14 Pt. 2).

La conta di uova e larve di nematodi è stata eseguita in accordo con le linee guida dell'OMS.

Per le uova di elminti, ci si è limitati solo alla valutazione di presenza/assenza e alla conta numerica.

Il recupero di tali parassiti da campioni vegetali è stato ottenuto partendo da 100 g di parte edule (foglie, grumoli, ecc.) sottoposta a lavaggio e concentrazione mediante centrifugazione, chiarificazione con Percoll-saccarosio e identificazione mediante immunofluorescenza (Robertson and Gjerde, 2001, modificato). Il recupero da terreno agricolo è stato ottenuto partendo da 30 g di suolo prelevato dallo strato superficiale (0-0,1 m di profondità), nella zona bagnata dal gocciolatore, seguendo il metodo di identificazione per immunofluorescenza (Kuczynska et al., 1999, modificato).

La determinazione in laboratorio è stata effettuata presso il Dipartimento di Clinica Medica, Immunologia e Malattie infettive – Sezione di Microbiologia del Policlinico di Bari. Tutti i dati relativi ai parametri microbiologici e parassitologici rilevati su acqua, suolo e vegetali, nel periodo di sperimentazione, sono stati sottoposti ad elaborazione statistica mediante analisi fattoriale con il metodo delle componenti principali.

6.4 Applicazione del modello BETA-POISSON

Per la valutazione del rischio microbiologico, legato all'uso di acque reflue urbane depurate, si è ritenuto opportuno adottare il modello Beta-Poisson riportato in letteratura come il più usato e il più affidabile. Il rischio microbiologico viene inteso come probabilità di contrarre infezione e/o malattia a seguito di alimentazione a base di prodotti agricoli irrigati con reflui urbani depurati.

L'analisi del rischio poteva essere effettuata indifferentemente sulle colture testate in campo e prima descritte, considerando che tutte sono da ritenersi a rischio in quanto possono essere consumate crude. Tuttavia, si è ritenuto opportuno utilizzare la lattuga perché oltre ad essere consumata cruda e a rappresentare un ingrediente essenziale nella dieta italiana, è più esposta all'inquinamento microbiologico in quanto si trova in prossimità della superficie del terreno; presenta una superficie di bagnatura piuttosto estesa; si consuma fresca entro poco tempo dalla raccolta. È stata scelta la lattuga a

foglia larga, irrigata con 6 diversi tipi di acqua, quattro riportati in letteratura e due sperimentati a Cerignola (FG) precisamente:

- 1) refluo grezzo;
- 2) refluo trattato biologicamente (sedimentazione secondaria);
- 3) refluo conforme al D.L. 152/99 (*Escherichia coli* = 5000 ufc/100 ml);
- 4) refluo conforme al D.L. 185/03 (*Escherichia coli* = 10 ufc/100 ml);
- 5) refluo sottoposto a filtrazione a membrana (Zenon), oggetto della sperimentazione;
- 6) acqua convenzionale.

La concentrazione nel refluo grezzo è stata assunta pari a $10^7/100$ ml (come indicato da Shuval et al., 1997; Nurizzo et al., 1996), mentre quella in uscita dal trattamento biologico pari a $10^4/100$ ml (come Henze et al., 1996; Nurizzo et al., 1996).

La probabilità di infettarsi e/o ammalarsi in seguito al consumo di lattuga eventualmente contaminata da acque reflue è stata valutata nell'ipotesi di un consumo medio di 100 g (circa 3 foglie) per un periodo di 150 giorni l'anno.

- EC_{AT} = n° di *Escherichia coli*/100 ml di acqua nei sei diversi trattamenti;
- $Acqua_{AD}$ = quantità di acqua di irrigazione che potrebbe rimanere a contatto delle foglie. Questo valore, calcolato in laboratorio e ritrovato in più occasioni in raccolte bibliografiche, è risultato pari a 10 ml/100 g di lattuga (Shuval, 1997; Asano, 1998, Lonigro, 2005).
- EC_{EV} = n° di *Escherichia coli* che permangono sulle foglie dopo evaporazione dell'acqua. Per essere cautelativi si è assunto che la carica permanga per intero anche dopo l'evaporazione.
- EC_{CO} = tiene conto della riduzione del n° di *Escherichia coli* dall'irrigazione al consumo. Secondo alcuni autori (Asano e Sakaji, 1990; Haas et al., 1999) tale riduzione nell'arco di due settimane raggiunge valori di circa il 99,99% cioè pari a 4 log. Nel confronto effettuato sui sei tipi di acqua irrigua, sempre per cautela, la poniamo pari a 3 log (99,90%).
- V/EC = indica il rapporto virus enterici patogeni/*E. coli*. Questo rapporto è pari a $1:10^5$ così come riportato in diversi studi (Schwarzbrod, 1995; Shuval, 1997).

Tabella 8. Probabilità di infezione (P_1) e di malattia (P_D) derivante dall'ingestione di 100 g di lattuga irrigata con acque di diversa qualità microbiologica per virus ad elevata virulenza ($N_{50} = 30$) valutate con il modello Beta-Poisson.

Table 8. Probability of infection (P_1) and disease (P_D) deriving from ingestion of 100 g of salad irrigated with waters of different microbiological quality, for high infectivity viruses ($N_{50} = 30$) evaluated with Beta-Poisson model.

Tipo di acqua	EC _{AT} <i>E. coli</i> / 100 ml	EC _{EV} <i>E. coli</i> / 100 g	EC _{CO} <i>E. coli</i> / 100 g	N Virus/ 100 g	P ₁ (1 giorno)	P _D (1 giorno)	P ₁ (150 giorni)	P _D (150 giorni)
Refluo grezzo	10 ⁷	10 ⁶	10 ³	10 ⁻²	2,48 10 ⁻⁴	1,24 10 ⁻⁴	3,71 10 ⁻²	1,85 10 ⁻²
Refluo trattato biologicamente	10 ⁴	10 ³	1	10 ⁻⁵	2,47 10 ⁻⁷	1,24 10 ⁻⁷	3,71 10 ⁻⁵	1,85 10 ⁻⁵
Refluo conforme al D.L. 152/99	5 10 ³	5 10 ²	5 10 ⁻¹	5 10 ⁻⁶	1,23 10 ⁻⁷	6,2 10 ⁻⁸	1,85 10 ⁻⁵	9,29 10 ⁻⁶
Refluo conforme al D.L. 185/03	10	1	10 ⁻³	10 ⁻⁸	2,47 10 ⁻¹⁰	1,24 10 ⁻¹⁰	3,71 10 ⁻⁸	1,85 10 ⁻⁸
<i>Dati sperimentali</i>								
Refluo con filtraz. a membrana	11,33	1,13	1,13 10 ⁻³	1,13 10 ⁻⁸	2,8 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻¹⁰	4,2 10 ⁻⁸	2,1 10 ⁻⁸
Pozzo	7,3	0,73	7,3 10 ⁻⁴	7,3 10 ⁻⁹	1,81 10 ⁻¹⁰	9 10 ⁻¹¹	2,71 10 ⁻⁸	1,36 10 ⁻⁸

- N_{50} = è la dose infettante media, cioè la quantità di patogeni in grado di infettare il 50% della popolazione esposta (Vedi Tab. 4). Nel confronto effettuato, valutando solo il rischio da enterovirus altamente patogeni, $N_{50} = 30$.
- P_{DI} = Probabilità che un individuo infetto sviluppi la malattia. Anche in questo caso è stata assunta la condizione più sfavorevole dove $P_{DI} = 0,5$ (Shuval et al., 1997).
- P_D = rischio che una persona infetta si ammali effettivamente in seguito al consumo di 100 g di lattuga irrigata con acque contaminate.
- T_E = tempo di esposizione, cioè n° di giorni in cui si consuma lattuga. Nel nostro caso è stato posto pari a 150 gg/anno.
- P_1 = Probabilità di contrarre infezione calcolata con il modello Beta-Poisson

di contrarre infezione e quella di ammalarsi, valutate su base annua relativamente al consumo di lattuga ed in funzione del tempo di esposizione (Tab. 8).

7. Risultati

Vengono riportati i risultati più significativi di ricerche pluriennali, condotte tra il 1999 e il 2006, relativi agli effetti dell'uso irriguo dei reflui urbani depurati sul suolo e sui prodotti commerciabili di colture orticole.

In particolare viene studiata l'influenza di due tipi di acqua, convenzionale e reflua urbana depurata, e due metodi irrigui, sub-irrigazione capillare e goccia su più colture orticole in successione allevate sulle stesse parcelle.

Vengono evidenziate le relazioni esistenti tra l'uso delle acque reflue e: le variabili irrigue, le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua di irrigazione, la qualità microbiologica dell'acqua irrigua, le caratteristiche chimico-fisiche del terreno, la qualità microbiologica dei prodotti commerciabili, la qualità ecotossicologica dell'acqua irrigua e del terreno.

Viene descritta, inoltre, l'applicazione del modello Beta-Poisson per il calcolo della probabilità di contrarre infezione e malattia in seguito ad esposizione e ingestione di prodotti irrigati con reflui urbani depurati.

$$P_1 = 1 - \left[1 + \frac{N}{N_{50}} \cdot \left(2^{\frac{1}{a}} - 1 \right) \right]^{-a}$$

dove:

- N = n° patogeni ingeriti;
- N_{50} = n° patogeni in grado di infettare il 50% dei soggetti esposti;
- a = costante del modello Beta-Poisson assunto pari a 5 (Shuval et al., 1997).
- P_1 e P_D (riferiti a 150 giorni di esposizione) rappresentano, rispettivamente la probabilità

Tabella 9. Variabili irrigue registrate nella prova di confronto tra due tipi di acqua.

Table 9. Irrigation variables observed in the research to compare two types of water.

Coltura	Interventi irrigui (N)	Volume stagionale (m ³ /ha)	Inizio stagione irrigua (Data)	Fine stagione irrigua (Data)	Durata stagione irrigua (Giorni)
Pomodoro da industria	11	3300	26/06/2003	23/08/2003	58
Finocchio	4	100	28/11/2003	17/03/2004	110
Lattuga	3	750	21/06/2004	03/07/2004	13
Cicoria	4	100	31/08/2004	25/10/2004	56
Pomodoro da industria	14	4200	19/04/2004	26/07/2005	98

Tabella 10. Variabili irrigue registrate nella prova di confronto tra metodi irrigui.

Table 10. Irrigation variables observed in the research to compare two irrigation methods.

Coltura	Interventi irrigui (N)	Volume stagionale (m ³ /ha)	Inizio stagione irrigua (Data)	Fine stagione irrigua (Data)	Durata stagione irrigua (Giorni)
Pomodoro da industria	10	3000	03/07/2003	01/09/2003	64
Indivia riccia	4	1000	29/11/2003	17/03/2004	109
Pomodoro da industria	12	3600	14/05/2004	09/08/2004	87
Lattuga	4	1000	17/09/2004	25/10/2004	39
Lattuga	9	2250	22/03/2005	28/05/2004	68

7.1 Variabili irrigue

Il numero degli interventi irrigui, i volumi stagionali di irrigazione e la durata della stagione irrigua per ogni coltura e per tutte le ricerche sono riportati rispettivamente nelle tabelle 9 e 10. Dall'esame di queste tabelle, appare evidente che per le colture di *pomodoro* sono stati erogati volumi di acqua, variabili da 3000 a 4200 m³/ha, a seconda dell'andamento climatico stagionale, con turno irriguo medio di sei giorni.

Per le colture di *finocchio* e *indivia*, colture tipicamente autunno-vernine, i volumi di acqua distribuiti sono stati di 1.000 m³/ha, molto più bassi rispetto a quelli del pomodoro, con turno medio di circa 27 giorni.

La coltura di *lattuga* ha presentato, invece, un andamento variabile a seconda del periodo in cui è stata allevata, passando da una stagione irrigua ridottissima di soli 13 giorni, con turno medio di 4-3 giorni, ad una stagione lunga di 68 giorni, in cui sono stati effettuati 9 interventi irrigui erogando volumi stagionali di irrigazione medi di 2250 m³/ha.

La differenza tra i volumi stagionali di irrigazione ha determinato un maggior apporto di inquinanti derivanti dai reflui; infatti al momento della raccolta della coltura di pomodoro sul terreno analizzato è stato riscontrato un numero di *Coliformi totali*, unici indicatori di in-

quinamento fecale, significativamente più elevato rispetto a quello rilevato al momento della raccolta delle altre colture, sul suolo. Per di più il ciclo colturale del pomodoro coincidendo con il periodo in cui le temperature dell'aria sono più elevate favorisce la sopravvivenza dei batteri.

7.2 Caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua di irrigazione

Le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua reflua depurata prodotta dall'impianto di ultrafiltrazione Zenon si sono mantenute mediamente costanti nel tempo, con abbattimenti della concentrazione di solidi sospesi totali (TSS) superiori al 95% e abbattimenti medi della richiesta chimica di ossigeno (COD) maggiori del 75% (Tab. 11). Le sostanze chimiche disciolte nell'acqua, di dimensione molecolare inferiore al lume della membrana, non essendo trattenute dal sistema di ultrafiltrazione dell'impianto Zenon, sono state ritrovate tal quali nell'acqua filtrata. Infatti, mentre il valore di TSS è stato più elevato nell'acqua convenzionale, i valori del COD, dei cloruri e della conducibilità elettrica sono risultati maggiori nell'acqua reflua trattata.

Si fa osservare che i valori dei cloruri dell'acqua convenzionale e del refluo trattato sono

Tabella 11. Valori medi dei principali parametri delle acque utilizzate per l'irrigazione.

Table 11. Mean values of the most significant parameters of the irrigation waters used.

Parametri	Acqua di pozzo	Acqua reflua depurata	Valore limite D.L. n.185/2003
TSS (mg/L)	33	5	10
COD (mgO ₂ /L)	11	58	100
Ammonio (mg/L)	0	13,4	2
Nitrati (mg/L)	22	48,5	
Fosfati (mg/L)	2,3	2,3	
Cloruri (mg/L)	327	460	250*
Solfati (mg/L)	52,2	96,2	500
SAR	3	9	10
Boro (mg/L)	0,12	0,98	1
C.E. (dS/m)	1,5	2,4	3
Cloro attivo (mg/L) di Cl ₂	0	10	0,2

* Ad eccezione della Puglia in cui il limite è portato a 500.

stati più elevati del valore limite (250 mg Cl/L) ammesso dalla legge 185/03 perché nella zona di Cerignola sono presenti numerose industrie conserviere che lavorano prodotti in salamoia scaricando in fogna acque residue di lavorazione. I valori di conducibilità elettrica (1,5 dS/m nell'acqua convenzionale e 2,4 dS/m nel refluo) hanno risentito dell'eccessiva presenza di cloruri, e pertanto sono risultati poco più alti dei valori tollerabili dalla maggior parte delle specie orticole. Anche il rapporto di assorbimento del sodio (SAR) dell'acqua reflua, risulta maggiore di quello dell'acqua convenzionale (9 contro 3) per l'eccessiva presenza di cloruri di sodio. Il boro, microelemento indispensabile per la crescita e lo sviluppo delle colture è risultato in media di 0,12 mg/L nell'acqua di pozzo e 0,98 mg/L nell'acqua reflua depurata, valori più bassi di quelli consentiti dalla legge (1 mg/L).

L'analisi condotta su i due tipi di acqua non ha evidenziato valori di metalli pesanti superiori rispetto ai limiti imposti dalla legge 185/03 (Tab. 12).

7.3 Qualità microbiologica dell'acqua di irrigazione

I risultati relativi ai parametri microbiologici (*Coliformi totali e fecali*, *Escherichia coli*, *Streptococchi fecali* e *Salmonella*) e parassitologici (*Giardia*, *Cryptosporidium* e uova di *elminti*) dell'acqua convenzionale e reflua depurata sono riportati nei grafici 1-5, per il triennio di ricerca. In generale, i risultati hanno mostrato concentrazioni più elevate di indicatori di inquinamento fecale nell'acqua convenzionale con punte massime nel periodo estivo, probabilmente dovute all'elevato emungimento che ha favorito infiltrazioni di acqua inquinata proveniente dal canale di scolo del depuratore stesso. In tutte le ricerche condotte non è stata mai riscontrata presenza di *Salmonella*, in entrambi i tipi di acqua.

La ricerca dei protozoi e delle uova di nematodi, condotta solo negli ultimi due anni (da febbraio 2004 a settembre 2005), su campioni di acqua di pozzo e di acqua reflua depurata pre-

Tabella 12. Valori medi dei principali metalli pesanti riscontrati nelle acque utilizzate per l'irrigazione.

Table 12. Mean values of the most significant heavy metals found in the irrigation waters used.

Metalli pesanti	Valori medi riscontrati nell'acqua di pozzo	Valori medi riscontrati nell'acqua reflua depurata	Valore limite D.L. n. 185/2003
Cd (mg/L)	0,001	0,001	0,005
Cr tot. (mg/L)	0,001	0,001	0,1
Cu (mg/L)	0,001	0,001	1
Fe tot. (mg/L)	0,01	0,01	2
Mn (mg/L)	0,001	0,001	0,2
Hg (mg/L)	0,001	0,001	0,001
Pb (mg/L)	0,001	0,01	0,1
Zn (mg/L)	0,01	0,001	0,5

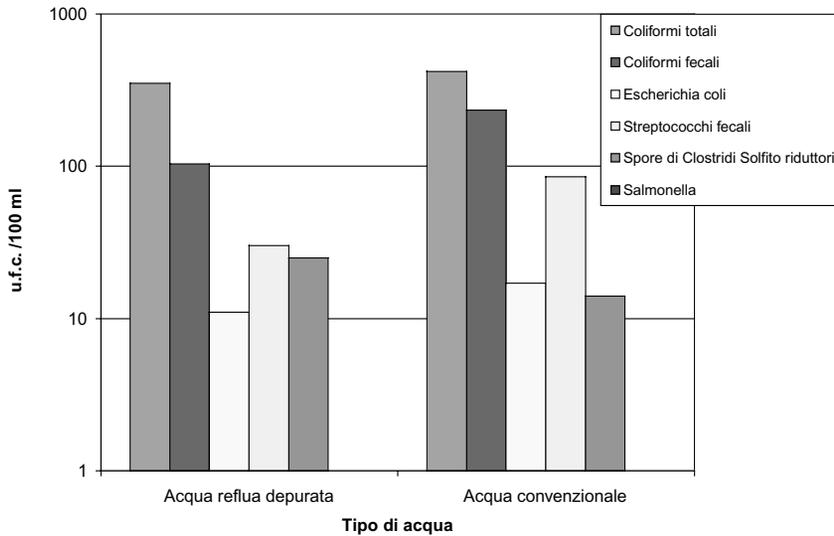


Grafico 1. Indice di inquinamento microbiologico delle acque utilizzate per l'irrigazione del pomodoro (17/06/03-02/10/2003).

Graphic 1. Microbial pollution indices of the irrigation water used on tomato crop(17/06/03-02/10/03).

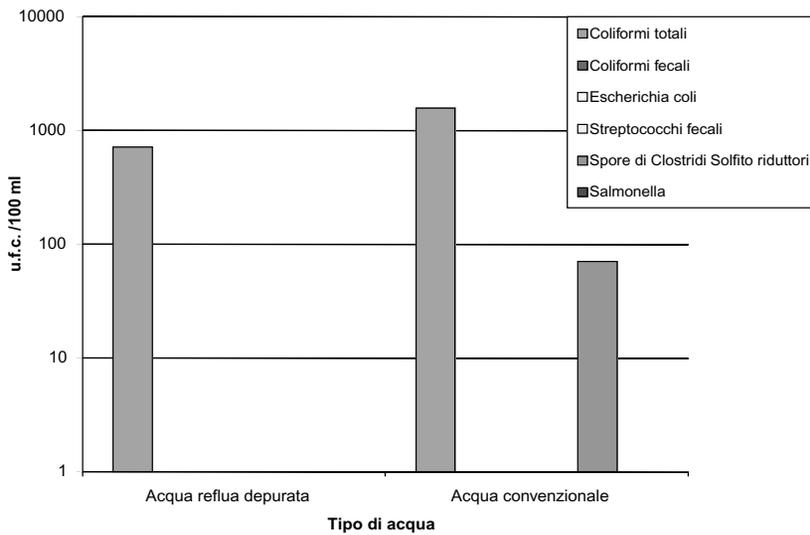


Grafico 2. Indice di inquinamento microbiologico delle acque utilizzate per l'irrigazione di finocchio ed indivia (14/10/03-14/04/04).

Graphic 2. Microbial pollution indices of the irrigation water used on fennel and endive crops (14/10/03-14/04/04).

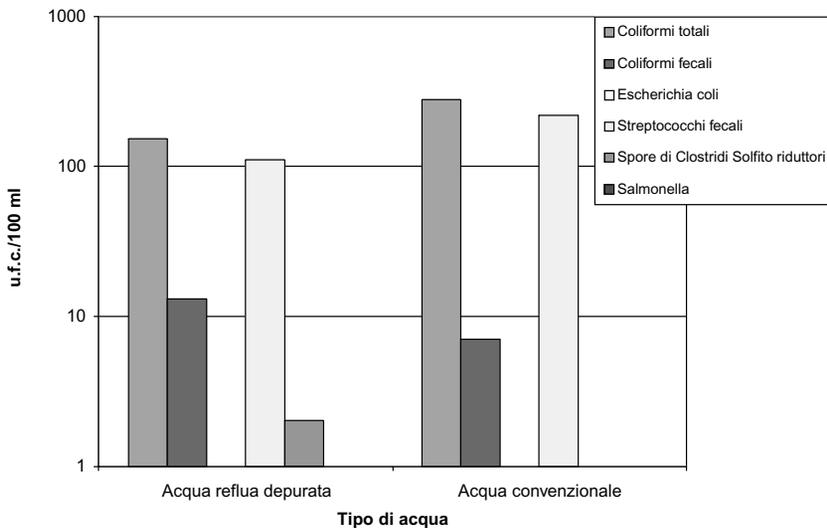


Grafico 3. Indice di inquinamento microbiologico delle acque utilizzate per l'irrigazione di lattuga e pomodoro (14/05/04-16/08/04).

Graphic 3. Microbial pollution indices of the irrigation water used on lettuce and tomato crops (14/05/04-16/08/04).

Grafico 4. Indice di inquinamento microbiologico delle acque utilizzate per l'irrigazione di cicoria e lattuga (30/08/04-25/11/04).

Graphic 4. Microbial pollution indices of the irrigation water used on chicory and lettuce crops (30/08/04-25/11/04).

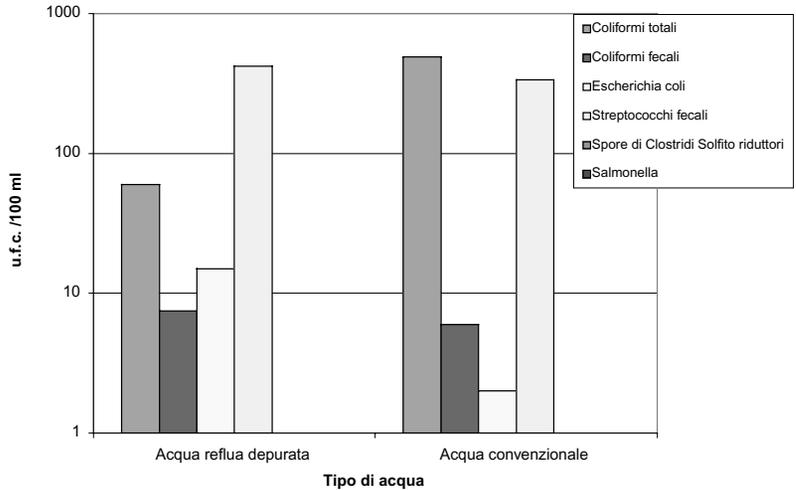
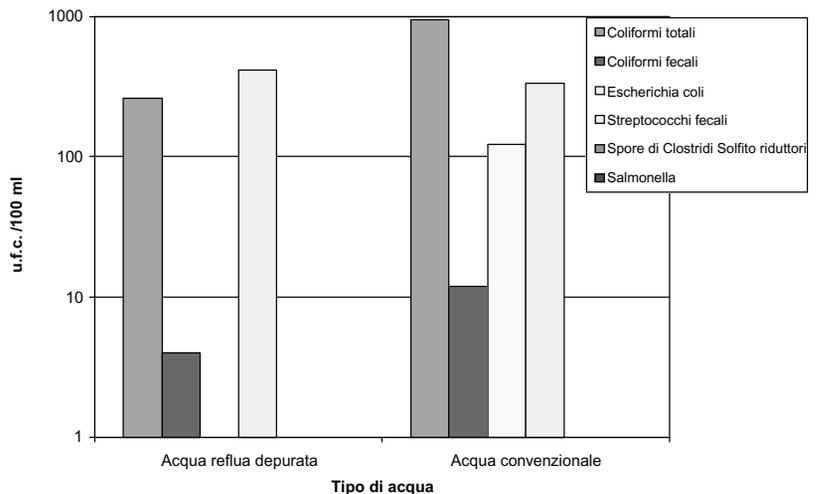


Grafico 5. Indice di inquinamento microbiologico delle acque utilizzate per l'irrigazione di pomodoro e lattuga (18/03/05-02/08/05).

Graphic 5. Microbial pollution indices of the irrigation water used on tomato and lettuce crops (18/03/05-02/08/05).



levati mensilmente, ha evidenziato la presenza di oocisti di *Cryptosporidium* in un solo campione di acqua reflua depurata, pari ad una concentrazione di $2 \cdot 10^{-1}/L$, causata da una rottura verificatasi sul sistema di filtrazione a membrane. Nell'acqua di pozzo, invece, solo un campione prelevato nell'aprile 2004 è risultato contaminato da cisti di *Giardia* con una concentrazione di 0,5/L, mentre non sono mai state trovate oocisti di *Cryptosporidium*. Uova di nematodi non sono state mai trovate in nessun campione di acqua irrigua.

7.4 Caratteristiche chimico-fisiche del terreno

In generale, le irrigazioni effettuate con acque reflue urbane depurate sulle colture orticole coltivate in successione nel triennio di ricerche, hanno fatto registrare leggeri incrementi dei va-

lori medi di Na, Cl, CE, SAR ed ESP osservati lungo il profilo dello strato di terreno interessato dall'apparato radicale di 0-0,80 m; gli incrementi più consistenti sono stati osservati soprattutto per i valori di Na, SAR ed ESP, che come media dell'intero profilo, sono variati tra il primo e l'ultimo prelievo, da 4,7 meq/L a 9,4 meq/L per il Na, da 3 a 6 per il SAR e da 3 a 7 per l'ESP. Irrigando con acqua convenzionale, invece, i parametri chimici esaminati hanno subito incrementi meno marcati sempre però con tendenza all'accumulo, passando da un valore osservato all'inizio delle ricerche di 4,7 meq/L a 6,9 per il Na, da 3 a 5 per il SAR e da 3 a 6 per l'ESP.

Tuttavia, indipendentemente dal tipo di acqua impiegata per l'irrigazione, i valori dei parametri chimici esaminati hanno subito incre-

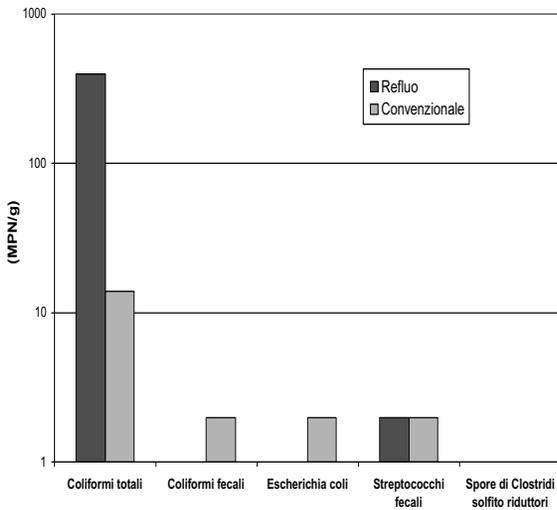


Grafico 6. Valori medi degli indicatori di inquinamento fecale presenti nello strato di terreno 0-0,1 m, al momento della raccolta.

Graphic 6. Mean values of the microbial pollution indices found in the 0-0.1 soil layer, at harvesting time.

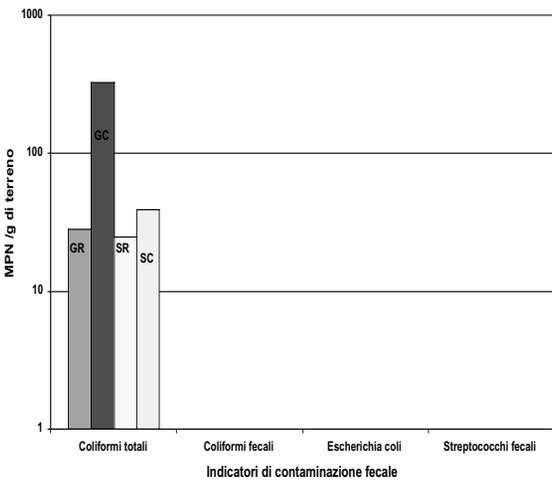


Grafico 7. Valori medi degli indicatori di inquinamento fecale presenti nello strato di terreno 0-0,1 m, nelle parcelle irrigate a goccia (G) e per subirrigazione (S) con acqua convenzionale (C) e con acqua reflua depurata (R), al momento della raccolta.

Graphic 7. Mean values of the microbial pollution indices found in the 0-0.1 soil layer, in the drip irrigated (G) and sub-irrigated (S) plots, with conventional (C) and treated wastewater (R), at harvesting time.

menti nel corso della stagione irrigua, anche in funzione del numero di interventi irrigui, per diminuire in seguito e ritornare ai valori iniziali dopo le piogge invernali che hanno dilavato lo

strato di terreno interessato dagli apparati radicali.

I valori medi di azoto (N), fosforo (P_2O_5), potassio (K_2O) e Sostanza Organica (SO) osservati nella zona esplorata dalle radici (0-0,8 m), all'inizio e alla fine del ciclo colturale, non sono mai risultati significativamente diversi tra le tesi irrigate confrontate e tra gli strati di terreno esaminati.

I valori dei metalli pesanti ottenuti dall'analisi effettuata sul terreno alla fine del periodo di ricerca non solo non hanno evidenziato fenomeni di accumulo, ma sono risultati di gran lunga al di sotto dei limiti di attenzione (Tab. 13).

7.5 Qualità microbiologica del terreno

Generalmente, nel terreno agrario è presente una certa contaminazione microbiologica dovuta a cause naturali, per cui eventuali incrementi rispetto ai valori di partenza possono essere dovuti ad apporti esterni. Per le colture esaminate, le analisi effettuate su campioni di terreno prelevati alla fine di ciascun ciclo colturale, hanno evidenziato solo la presenza di *Coliformi totali*, significativamente più numerosi soprattutto nelle parcelle irrigate con acqua reflua urbana depurata (Grafico 6), mentre non si sono registrate differenze significative tra i metodi di distribuzione dell'acqua (goccia e subirrigazione) (Grafico 7). Da notare che in nessun caso si è registrata la presenza di *Salmonella*.

Su campioni di terreno irrigato con acque reflue non sono mai state trovate cisti di *Giardia*, oocisti di *Cryptosporidium* e uova di elminti mentre su terreno irrigato con acqua di pozzo, cisti di *Giardia* e oocisti di *Cryptosporidium* sono state riscontrate in un solo campione, prelevato alla raccolta del finocchio (14/04/2004), in concentrazione di 53,5 cisti/10g e 82 oocisti/10g rispettivamente. La sporadica presenza di cisti e di oocisti sul terreno potrebbe essere posta in relazione ad una accidentale contaminazione da parte di animali selvatici (uccelli e roditori) che possono aver attraversato il campo sperimentale. Inoltre è importante sottolineare che gli anticorpi monoclonali utilizzati per l'identificazione di *Cryptosporidium* non sono esclusivi del genere umano, ma possono reagire con specie non patogene per l'uomo. Infatti sia *Giardia* (Thompson, 2004; Lalle et al., 2005) che *Cryptosporidium* (Fayer 2004; Xiao et al., 2004) in-

Tabella 13. Valori medi dei principali metalli pesanti osservati nel terreno irrigato con acque reflue urbane depurate ad inizio e fine prova.

Table 13. Mean values of the heavy metals found in the soil irrigated with treated wastewaters.

Metalli pesanti		Valori medi riscontrati nel terreno ad inizio prova	Valori medi riscontrati nel terreno a fine prova	Intervalli di attenzione nel terreno agrario *
Cd	(mg/Kg)	0,1	0,2	1,7 - 5
Cr tot.	(mg/Kg)	9,6	10	500 - 1000
Cu	(mg/Kg)	15,9	29,6	100 - 350
Mn	(mg/Kg)	10,1	10	1000
Hg	(mg/Kg)	0,1	0,1	1 - 2
Pb	(mg/Kg)	13,1	13,1	100 - 200
Zn	(mg/Kg)	0,1	0,2	300 - 400

* Fonte: Quaderni PANDA.

cludono molte specie, che mostrano grande variabilità genetica e differenti potenziali zoonotici.

7.6 Qualità microbiologica dei prodotti commerciabili

I risultati ottenuti dalle analisi microbiologiche effettuate sulle parti eduli delle colture, evidenziano solo la presenza di *coliformi totali* (riscontrabili anche in ambienti non inquinati), mentre tutti gli altri indicatori di inquinamento fecale sono completamente assenti.

Solo su un campione di grumoli di finocchio (14/04/2004), irrigato con acqua reflua depurata, analizzato prima della mondatura (operazione consistente nella eliminazione delle guaine fogliari esterne) effettuata nella fase di preparazione del prodotto prima della commercializzazione, è stata osservata la presenza di oocisti di *Cryptosporidium* in concentrazione di 2,2/100g. Ciò può essere stato causato, come già detto prima per il terreno, da un'accidentale contaminazione dovuta ad escrementi di animali selvatici di passaggio sul campo; la situazione non è da considerarsi preoccupante in quanto sui grumoli analizzati dopo la mondatura non è stata trovata traccia né di *Coliformi* né di *Cryptosporidium*.

I risultati ottenuti dall'elaborazione statistica mediante analisi fattoriale, con il metodo delle componenti principali, evidenziano che per rappresentare la variabilità totale dei 10 parametri (*Coliformi totali e fecali*, *Escherichia coli*, *Streptococchi fecali*, *spore di Clostridi solfito riduttori*, *Vibrio*, *Salmonella*, *Giardia*, *Cryptosporidium* e uova di *elminti*) monitorati su acqua, suolo e vegetali, sono sufficienti 3 fattori capaci di rappresentarne l'80%. Il primo fattore de-

finito "Indice di contaminazione di suolo e coltura" mostra come siano sufficienti le determinazioni di *Escherichia coli* e *Streptococchi fecali* per stabilire la presenza di inquinamento fecale su suolo e colture; il secondo fattore, definito come "Indice di contaminazione acqua", evidenzia che la presenza di *Coliformi totali e fecali* è segno evidente di inquinamento dell'acqua; il terzo e ultimo fattore, definito "Indice di presenza patogeni", evidenzia che all'aumentare della presenza di *Coliformi fecali* aumenta la possibilità di riscontrare *Vibrioni* e *Giardia*.

Quanto ottenuto dall'elaborazione dei dati sperimentali ribadisce in un certo qual modo, la scelta imposta dal legislatore in merito ai parametri microbiologici da utilizzare come indicatori di inquinamento fecale, confermando che, per un'azione di monitoraggio di routine è sufficiente la determinazione dei soli parametri *Coliformi fecali* ed *Escherichia coli* per stabilire la presenza di contaminazione fecale e di parassiti; ciò di fatto implica un forte risparmio sia in termini economici che in tempi di attesa. Se si considera inoltre la significativa correlazione tra i valori di *Escherichia coli* e *Coliformi fecali*, si può ritenere sufficiente per esprimere il grado di inquinamento il solo parametro *Escherichia coli*.

7.7 Prova di confronto tra due tipi di acqua

Nelle prove poliennali di confronto fra i due tipi di acqua (convenzionale e reflua urbana depurata), la successione colturale è iniziata con la coltura di pomodoro da industria (*Lycopersicon esculentum* Mill.) trapiantata a metà marzo e raccolta a fine settembre.

Per quanto riguarda le produzioni commerciabili non è stata riscontrata nessuna differen-

za significativa tra i tipi di acqua utilizzata. Nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata, la produzione ottenuta è stata in media di 57,2 ton ha⁻¹ e nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale di 60,3 ton ha⁻¹.

Inoltre, nelle bacche di pomodoro analizzate, per verificare la presenza e/o accumulo di eventuali metalli pesanti, non sono stati osservati valori significativi di accumulo di tali elementi (Tab. 14).

A distanza di circa 20 giorni, verso la metà di ottobre sulle stesse parcelle è stata trapiantata la coltura di finocchio (*Foeniculum vulgare*, Mill.) raccolta poi a metà di aprile con produzioni medie di 68 e 55 ton ha⁻¹, rispettivamente, nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale e con acqua reflua depurata. La riduzione produttiva di circa il 20%, osservata nelle parcelle irrigate con acqua reflua, è da mettere in relazione a clorosi diffusa, comparsa a metà del ciclo colturale e riconducibile alla qualità dell'acqua utilizzata o più precisamente alla presenza in essa di qualche sostanza, organica o inorganica, nociva alle radici e all'intera pianta. I grumoli di finocchio, analizzati non hanno evidenziato accumulo di metalli pesanti (Tab. 14).

A fine maggio, come previsto dall'avvicendamento colturale, è stata trapiantata sulle stesse parcelle la lattuga (*Lactuca sativa* L.) raccolta nella prima decade di giugno con produzioni medie commerciabili di 32 ton ha⁻¹ nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale e 26 ton ha⁻¹ in quelle irrigate con acqua reflua depurata. Anche per la coltura di lattuga durante il ciclo colturale si è osservata una clorosi diffusa,

su tutte le piante delle parcelle irrigate con acqua reflua, che si è trasformata in necrosi evidente sui bordi fogliari esterni causando danni visibili oltre che sul prodotto commerciabile anche sulla produzione contrattasi di circa il 20%. Nessun accumulo di metalli pesanti è stato osservato sui cespi (Tab. 14).

La coltura di cicoria (*Cichorium intybus* L.) è stata trapiantata a fine agosto sulle stesse parcelle con una densità media di impianto di 6,25 piante/m² ed è stata raccolta nella terza decade di novembre, con produzioni medie di 54 ton ha⁻¹ nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata e di 58 ton/ha⁻¹ nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale. Non si sono registrate differenze significative tra le produzioni ottenute con i due tipi di acqua, ma si è riscontrato uno sviluppo ridotto dell'apparato radicale nelle parcelle irrigate con acqua reflua probabilmente a causa di composti presenti nell'acqua che hanno inibito lo sviluppo. Anche nelle piante di cicoria analizzate non è stato riscontrato accumulo di metalli pesanti (Tab. 14), pertanto i danni all'apparato radicale prima indicati non sono attribuibili a queste sostanze.

A metà aprile, sulle stesse parcelle è stato trapiantato il pomodoro da industria cv. UGX con raccolta unica effettuata all'inizio di agosto registrando produzioni medie di 76,7 e 77,1 ton ha⁻¹, rispettivamente, nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale e con acqua reflua depurata. Sulle piante di tutte le parcelle irrigate con acque reflue sono stati osservati fin dalla metà del ciclo colturale, evidenti sintomi di clorosi che probabilmente ha determinato la maturazione anticipata di qualche giorno delle bac-

Tabella 14. Valori medi dei principali metalli pesanti riscontrati nei vegetali.

Table 14. Mean values of the most significant heavy metals found in the vegetable crops.

Metalli pesanti	CONCENTRAZIONE NELLE PIANTE										Concentrazioni medie (mg/Kg)	Concentrazioni tossiche (mg/Kg)
	Pomodoro 2003		Finocchio 2003/04		Lattuga 2004		Cicoria 2004		Pomodoro 2005			
	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R		
Cd (mg/Kg)	0,05	0,05	0,04	0,39	1,65	1,66	0,48	0,46	0,01	0,01	0,1 - 1	5 - 700
Cr tot. (mg/Kg)	0,46	1,05	0,09	0,15	0,36	0,46	0	0	0,09	0,12	0,5	0,8 - 1
Cu (mg/Kg)	2,47	2,97	5,02	1,95	2,84	3,68	3,21	1,54	2,08	2,15	3 - 20	25 - 40
Mn (mg/Kg)	3,75	3,93	29,6	19,4	65,2	67,2	64,2	55,2	11,7	12,8	15 - 150	400 - 2000
Pb (mg/Kg)	1,08	0,91	9,60	7,75	9,32	11,3	0	0	0,1	0,13	2 - 5	15 - 30
Fe (mg/Kg)	12,0	13,0	8,70	8,4	5,55	8,92	8,18	4,64	38,1	20,9	30 - 300	350 - 500
Zn (mg/Kg)	0,05	0,05	2,94	2,96	5,82	6,00	3,20	0	3,20	3	15 - 150	500 - 1500

che. Inoltre, l'apparato radicale e le piante delle parcelle irrigate con acqua reflua sono apparse meno sviluppate rispetto a quelle del testimone, sebbene tra le rispettive produzioni unitarie non sono state registrate differenze di rilievo. Le manifestazioni clorotiche osservate sulle piante non hanno neanche influito sulle caratteristiche organolettiche delle bacche. I parametri qualitativi analizzati sono stati pH, residuo ottico, acidità titolabile e percentuale di sostanza secca; i risultati ottenuti non hanno evidenziato differenze significative tra le tesi irrigue. Nelle bacche di pomodoro non sono stati mai evidenziati accumuli di metalli pesanti (Tab. 14).

7.8 Prova di confronto tra i due tipi di acqua e i due metodi irrigui

La prova di confronto fra i due tipi di acqua, convenzionale e reflua urbana depurata, e i due metodi irrigui, subirrigazione capillare e goccia, condotta su più colture in successione è iniziata con il pomodoro da industria (*Lycopersicon esculentum* Mill.) cv. NUN 9763 F1, trapiantato a fine giugno. L'unica raccolta è stata effettuata nei primi di ottobre con produzioni di 72,5 e 73,3 ton ha⁻¹, rispettivamente con il metodo irriguo a goccia e subirrigazione nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata, e di 73,5 e 70,9 ton ha⁻¹, nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale e con i due metodi irrigui. Tra i dati non è emersa nessuna differenza significativa né tra i metodi irrigui né tra i due tipi di acqua.

A distanza di circa un mese dalla raccolta del pomodoro sulle stesse parcelle è stata trapiantata in ottobre l'indivia riccia (*Cichorium endivia*), raccolta poi all'inizio di aprile con produzioni di 19,7 e 24,7 ton ha⁻¹ rispettivamente con il metodo irriguo a goccia e subirrigazione nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata e di 22 e 23,1 ton ha⁻¹, nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale.

A metà aprile sulle stesse parcelle è stato effettuato il trapianto della coltura di pomodoro da industria (*Lycopersicon esculentum* Mill.) cv. UGX raccolta nella metà di agosto con produzioni di 105 e 104 ton ha⁻¹, con il metodo irriguo a goccia e subirrigazione nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata, e di 121 e 117 ton ha⁻¹, nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale. Le produzioni nelle parcelle irrigate con acqua reflua sono state di circa il 15%

più basse rispetto a quelle delle parcelle irrigate con acqua convenzionale. Questa riduzione si potrebbe attribuire alla clorosi riscontrata insieme alla vistosa bollosità fogliare nelle parcelle irrigate con acqua reflua.

La clorosi osservata in campo, durante il ciclo colturale non ha inciso significativamente sulla qualità del prodotto commerciabile, come risulta dall'analisi statistica dei valori di pH, residuo ottico, acidità titolabile e percentuale di sostanza secca delle bacche. Dopo trenta giorni dalla raccolta del pomodoro sulle stesse parcelle si è proceduto al trapianto di lattuga (*Lactuca sativa* L.) cv. Romana, le cui produzioni sono risultate di 37,6 e 36,1 ton ha⁻¹, rispettivamente con il metodo irriguo a goccia e subirrigazione nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata, e di 38,9 e 34,5 ton ha⁻¹, ottenute nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale. Anche se il fenomeno clorotico si è puntualmente manifestato dalla metà del ciclo colturale in poi nelle parcelle irrigate con acqua reflua, le produzioni sono state pressoché uguali (36,8 contro 36,7 ton*ha⁻¹) nelle parcelle irrigate con acqua reflua e con acqua convenzionale.

Successivamente, a metà marzo sulle stesse parcelle è stata trapiantata un'altra cultivar di lattuga (Torlona) raccolta all'inizio di giugno con produzioni di 65 e 69 ton ha⁻¹ rispettivamente con il metodo irriguo a goccia e subirrigazione e nelle parcelle irrigate con acqua reflua depurata, e di 64 e 63 ton ha⁻¹, nelle parcelle irrigate con acqua convenzionale. Nessuna differenza produttiva di rilievo è emersa tra i due metodi irrigui e tra i due tipi di acqua.

7.9 Qualità ecotossicologica dell'acqua irrigua

Le analisi tossicologiche condotte con *Vibri fischeri* (batteri bioluminescenti) sulle acque utilizzate per l'irrigazione delle colture di pomodoro da industria e di lattuga, nel periodo primaverile-estivo, hanno mostrato una leggiera tossicità dell'acqua irrigua.

Ulteriori test di fitotossicità condotti su semi di cetriolo, avena e lattuga, fatti germinare in presenza della stessa acqua reflua utilizzata in campo per l'irrigazione (su cui era stata misurata la quantità di cloro residuo superiore a quella imposta dalla legge) hanno evidenziato minore percentuale di germinazione e riduzione dell'allungamento radicale, confermando la tossicità evidenziata dal test Microtox (*Vibri fischeri*) (Tab. 15).

Tabella 15. Risultati dei test di fitotossicità in funzione della quantità di cloro residuo presente nell'acqua di irrigazione.

Table 15. Phytotoxicity test results in relation to the quantity of free chlorine in the irrigation water.

Tipo di acqua	Concentrazione Cl ₂ residuo (mg/L)	TEST DI FITOTOSSICITÀ		
		Lattuga (% germinabilità)	Cetriolo (% germinabilità)	Avena (% germinabilità)
Distillata	0	100	100	100
Rete	0	100	100	100
Pozzo	0	100	100	100
Reflua (17/06/05)	20	25	50	95
Reflua (06/07/05)	37	33	25	90
Reflua (19/07/05)	7	50	100	100
Reflua (02/08/05)	0,8	50	100	100

7.10 Qualità ecotossicologica del terreno

Le analisi tossicologiche condotte su campioni di terreno prelevati a fine stagione irrigua, dopo la somministrazione di acque irrigue contenenti valori di cloro residuo superiori ai limiti imposti dalla legge, non hanno evidenziato segni di tossicità su terreno, diversamente da quanto osservato invece sulle colture. Nonostante l'assenza di tossicità sul terreno, le colture hanno fornito produzioni inferiori nelle parcelle irrigate con acque reflue, mostrando peraltro sulle foglie clorosi evidenti e ricorrenti, insieme a riduzioni degli apparati radicali. I fenomeni osservati sono stati segno evidente di una forte azione xenobiotica probabilmente esercitata dall'eccesso di cloro presente nelle acque reflue depurate che ha provocato danni da contatto agli apparati radicali.

La mancanza di segni di tossicità nei campioni di terreno analizzati potrebbe essere attribuita al forte potere tampone esercitato dal suolo, in contrasto con il danno da contatto, peraltro irrimediabile, esercitato sui tessuti vegetali. Questa discordanza di risultati dimostra la necessità di approfondire le ricerche al fine di comprendere meglio il fenomeno.

7.11 Applicazione del modello BETA-POISSON

Nonostante in tutte le situazioni sperimentate non sia stata mai rilevata la presenza di valori colimetrici e parassitici preoccupanti, ma siano stati osservati valori notevolmente al disotto dei limiti di guardia, si è ritenuto opportuno procedere alla valutazione del rischio microbiologico a cui si è esposti in seguito al consumo di prodotti agricoli irrigati con acque reflue urbane con l'applicazione del modello Beta-Poisson.

Per poter valutare il rischio microbiologico,

inteso come probabilità di contrarre infezione e/o malattia a seguito di alimentazione a base di prodotti agricoli irrigati con acque reflue, è stata presa come esempio la lattuga a foglia larga, irrigata con i 6 diversi tipi di acqua, descritti in precedenza (Tab. 8).

Dalla tabella 8 emerge che i risultati ottenuti sono stati rassicuranti perchè di un ordine di grandezza più bassi ($EC_{CO} = 4 \log$) rispetto a quelli citati da altri autori (Shuval, 1997; Asano, 1998; Haas et al., 1999) per quanto riguarda l'abbattimento dei batteri di *Escherichia coli* che sono diminuiti a partire dall'ultimo intervento irriguo fino al momento del consumo.

La normativa italiana in materia di riutilizzo a scopo irriguo dei reflui urbani depurati (D.L. 185/03), ultima in ordine di tempo, impone valori microbiologici di 10 ufc/100 ml per l'*Escherichia coli* ponendosi ad un livello di estrema cautela, tanto che il rischio di contrarre malattia veicolata da patogeni presenti nelle acque, secondo il modello Beta-Poisson, è dell'ordine di 1 ogni 100 milioni di persone esposte all'anno.

Sarebbe, quindi, opportuno rivedere questi limiti per favorire un maggior riuso dei reflui urbani depurati per scopi irrigui ottenendo così vantaggi per l'agricoltura, l'ambiente e la spesa pubblica.

8. Considerazioni e suggerimenti per l'uso di acque reflue urbane depurate

I risultati sperimentali ottenuti dalle ricerche pluriennali, condotte tra il 1999 e il 2006 in un ambiente dell'Italia Meridionale su colture orticole in successione allevate sulle stesse parcelle in terreni situati nei pressi del depuratore

comunale di Cerignola (FG), consentono di affermare che l'irrigazione con acque reflue urbane depurate può rappresentare una *valida risorsa*, in grado di sopperire alla crescente richiesta di acqua per l'irrigazione negli ambienti a clima mediterraneo, mantenendo condizioni igienico-sanitarie ed ambientali di sicurezza, sia per gli operatori agricoli che per gli utenti finali.

La finalità delle ricerche è stata *confrontare due metodi irrigui* (a goccia e subirrigazione capillare) e *due tipi di acqua* (convenzionale e reflua urbana depurata con filtrazione a membrana) per valutare l'influenza di questi due fattori sull'inquinamento microbiologico e parassitologico dello strato di terreno superficiale (0-0,1 m) e dei prodotti commerciabili e sulle caratteristiche fisiche e chimiche del terreno.

Sono stati presi in esame questi metodi perché erogando l'acqua in prossimità della parte basale delle piante e nella zona interessata dall'apparato radicale, evitano il contatto dei reflui con la parte epigea della pianta e dei prodotti eduli e limitano il contatto con gli operatori agricoli, a differenza di quanto accade con i metodi per aspersione e per scorrimento superficiale. Questi ultimi due metodi possono comunque essere adottati per irrigare specie con produzioni non commestibili o nell'ambito del vivaismo e del verde ornamentale. *I due metodi irrigui* (a goccia e subirrigazione capillare) *non hanno fatto osservare differenze significative né tra le produzioni areiche delle colture, né tra i livelli di inquinamento microbiologico* del terreno e dei prodotti commerciabili. Pertanto la sub-irrigazione capillare, da molti preferita perché evita il contatto delle acque reflue con gli operatori, può essere sostituita con vantaggio dall'irrigazione a goccia, metodo più semplice ed economico.

Le irrigazioni effettuate con le acque reflue urbane depurate hanno determinato nello strato di terreno esplorato dalle radici lievi *incrementi della Conducibilità Elettrica*, misurata sull'estratto di pasta satura del terreno (CEe), e del SAR, rispetto alle tesi irrigate con acqua convenzionale. Malgrado la maggiore quantità di sale accumulatasi nelle parcelle irrigate con reflui depurati, rispetto a quelle irrigate con acque convenzionali, *le produzioni areiche non sono risultate differenti*. L'incremento di valore della CEe, (valore medio pari a 2,1 dS/m) os-

servato alla raccolta nelle parcelle irrigate con acque reflue depurate è stato ben tollerato dalle colture orticole studiate. I sali apportati con l'irrigazione sono stati dilavati grazie alle precipitazioni autunno-vernine, come peraltro evidenziato da numerose sperimentazioni di campo condotte, dal Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali per studiare gli effetti dell'irrigazione con acque salmastre lungo la fascia costiera pugliese.

In alcuni periodi dell'anno nell'ambito dei vari cicli colturali, sono state osservate, a volte, manifestazioni clorotiche che hanno evidenziato che le acque reflue sia pur depurate hanno veicolato qualche sostanza potenzialmente tossica per il terreno e per le colture, probabilmente il cloro residuo in eccesso usato per la disinfezione delle acque. Questo effetto si è evidenziato soprattutto nei casi in cui la clorazione effettuata negli impianti di depurazione è stata più elevata di quella eseguita normalmente, probabilmente per compensare disfunzioni e anomalie verificatesi sugli impianti, specie quando sono pervenute al depuratore sostanze non assimilabili ai reflui urbani. Questa situazione si può verificare di frequente in alcuni depuratori, per eventuali intrusioni di scarichi provenienti da attività agro-alimentari (oleifici, distillerie, ecc.), artigianali (carrozzerie, falegnamerie, demolitori, ecc.) e industriali e raramente o mai in altri, condizionando fortemente la qualità dell'acqua reflua depurata con i trattamenti primario e secondario, da cui dipende ovviamente la qualità dell'acqua che si ottiene con il trattamento terziario. Per evitare, quindi, eccessi di cloro residuo nelle acque depurate, si possono adoperare per la disinfezione altre sostanze quali l'acido peracetico, i raggi ultravioletti e l'ozono. Quest'ultimo prodotto è ancora in fase di osservazione a causa degli eventuali effetti residui. Un'altra possibilità consiste nell'effettuare nel terziario una dechlorazione con bisolfito di sodio prima dell'immissione nella rete di distribuzione. Il trattamento terziario, pertanto, diventa possibile e risulta efficiente ed efficace solo se i depuratori da cui l'acqua proviene effettuano trattamenti corretti e nel rispetto della legislazione vigente.

Le acque reflue depurate utilizzate, anche se a volte caratterizzate da valori di colimetria superiori ai limiti imposti dalla legge 152/99 e dalla successiva 185/03 relative al recapito sul suo-

lo, non hanno mai fatto osservare inquinamento fecale residuo sulle produzioni commerciabili, persino quando per casi accidentali gli indicatori di inquinamento fecale del refluo depurato sono risultati dell'ordine di 10^3 ufc/100ml. Per approfondire le problematiche relative all'inquinamento igienico ambientale si è ritenuto opportuno ricorrere all'applicazione di un modello matematico per valutare analiticamente il rischio di contrarre infezione e/o malattia in seguito ad alimentazione con prodotti agricoli consumati crudi e irrigati con acque reflue depurate, per fornire anche indicazioni rigorose e non empiriche.

È stato applicato il modello matematico Beta-Poisson, i cui risultati hanno mostrato che utilizzando acqua reflua con valori di colimetria imposti dalla Legge 185/03, il rischio di contrarre malattia è minimo e pari a 1 individuo ogni 100 milioni di persone esposte all'anno.

È stata effettuata, inoltre, un'analisi statistica multivariata su tutti i dati di colimetria dell'acqua, del terreno e delle colture per individuare un indice sintetico di contaminazione fecale, allo scopo di perfezionare la valutazione della qualità delle acque reflue. Dall'analisi statistica è emerso che tra tutti i parametri microbiologici esaminati il solo valore di *Escherichia coli* è sufficiente ad indicare la contaminazione fecale dell'acqua, del suolo e delle colture ed a fungere da indice sintetico, confermando quanto indicato nella recente legge (185/03) in materia di riuso irriguo.

La ricerca ha inoltre evidenziato che il metodo di filtrazione a membrana (impianto pilota Zenon) come trattamento terziario, è efficace per rimuovere i microrganismi patogeni dalle acque reflue senza ricorrere a sistemi di disinfezione, e che il monitoraggio dei protozoi *Giardia* e *Cryptosporidium* nelle acque filtrate, è un valido metodo per verificare possibili ed eventuali danni al sistema delle membrane.

Dalla letteratura risulta che i problemi relativi alla contaminazione microbica sono stati diffusamente studiati e forse fatta eccezione per i virus, che sono di difficile determinazione, possono essere considerati in gran parte risolti, al contrario i problemi legati alla presenza nelle acque reflue di sostanze chimiche, organiche ed inorganiche, sono ancora poco conosciuti e da approfondire. Sarebbe necessario continuare a studiare tale problematica allo scopo di rendere

sempre più sicuro e più diffuso il riuso in agricoltura delle acque reflue depurate tenendo conto che l'impiego di queste acque a scopo irriguo determina due rischi prevalenti, l'eventuale contaminazione dei suoli con possibili effetti fitotossici e/o di contaminazione della catena alimentare, e la contaminazione delle acque del sottosuolo, utilizzate sia a scopo potabile che per tutti gli altri impieghi (irrigazione, industria, ecc.).

In alcune zone costiere dell'Italia Meridionale dove l'acqua irrigua disponibile è di cattiva qualità (acqua molto salmastra), o in ambienti a clima caldo-arido con scarsa o totale assenza di acqua irrigua nei periodi di primavera e estate, l'uso di acque reflue urbane depurate diventa una condizione indispensabile per la coltivazione di specie a ciclo primaverile-estivo, che altrimenti non potrebbero essere affatto coltivate. Un esempio di come tale tecnica permette produzioni altrimenti impossibili con l'uso delle acque convenzionali, presenti nella zona in questione (acque di pozzo eccessivamente salmastre, 10gr/L) viene rappresentato dall'utilizzo delle acque reflue urbane provenienti dal depuratore di Fasano (Brindisi) e trattate in loco da un impianto di affinamento terziario (a chiariflocculazione). Questo impianto di affinamento terziario fornisce l'acqua affinata ad alcune aziende agricole per irrigare le colture e ad aziende agrituristiche per irrigare il verde ornamentale compreso un campo da golf esistente in una di queste masserie, i cui consumi idrici sono come è noto elevatissimi.

Tale risorsa rinnovata (acqua urbana depurata) potrebbe, quindi, essere utilizzata in diversi settori quali quello agricolo per l'irrigazione delle colture e dei vivai, per particolari necessità delle industrie agrarie di trasformazione dei prodotti e delle aziende agrituristiche, per la gestione e la pulizia degli ambienti adibiti agli allevamenti zootecnici, ecc.; quello forestale per l'irrigazione di vivai forestali; quello ambientale per l'irrigazione di parchi e giardini pubblici e privati, di campi da golf e di qualsivoglia area verde; quello industriale, per particolari lavorazioni che richiedono l'uso dell'acqua (marmerie, acciaierie, falegnamerie, ecc.). L'uso in tutti i casi possibili dei reflui depurati consentirebbe notevoli risparmi di acqua convenzionale permettendo inoltre in ambienti aridi il mantenimento di aree a verde pubblico o

privato che altrimenti verrebbero irrigate (non rispettando il divieto) con acque potabili o di pozzo artesiano causando con emungimenti eccessivi, aumenti di intrusioni saline nelle acque di falda, specie nelle zone turistiche marine.

Le ricerche condotte forniscono utili indicazioni per promuovere l'utilizzazione delle acque reflue urbane depurate, che altrimenti sversate direttamente nei corpi idrici recettori (mari, fiumi, torrenti, laghi, ecc.) inquinano le risorse idriche naturali determinando impatti ambientali. Allorché le acque reflue depurate vengono, invece, utilizzate per l'irrigazione subiscono ulteriori filtrazioni ad opera del *suolo*, che assume così un ruolo di *depuratore naturale aggiuntivo, gratuito ed efficiente*. L'agricoltura o il verde ambientale diventerebbero utili strumenti di affinamento ulteriore delle acque reflue depurate che dopo aver attraversato il suolo arriverebbero più pulite nei corpi idrici sotterranei e nel mare. Pertanto l'uso irriguo dei reflui urbani depurati, impiegato su larga scala consentirebbe notevoli risparmi di acqua convenzionale che potrebbe essere destinata ad usi civili primari.

Le conoscenze scientifiche, raggiunte grazie alle suddette sperimentazioni, sulle tecniche di riuso in agricoltura di acque reflue urbane depurate permettono di delineare indicazioni guida per un impiego compatibile e sostenibile di dette acque nel rispetto della salvaguardia ambientale. In Italia, attualmente non vi sono linee guida che regolano specificatamente il recupero della risorsa idrica delle acque reflue, dette linee esistono solo nei paesi che utilizzano da tempo i reflui. In Italia in seguito all'approvazione del Protocollo di Kyoto sarebbe necessario avere un chiaro quadro normativo di riferimento, con linee guida specifiche per l'impiego di acque reflue urbane depurate nell'ambito di sistemi integrati di gestione sostenibile dell'ambiente; infatti il Ministero dell'Ambiente sta predisponendo un regolamento specifico per il riuso delle acque reflue in agricoltura, nell'intento di armonizzare la propria normativa con gli standard degli altri paesi europei.

Le indicazioni tecniche scaturite nell'ambito di questo lavoro possono risultare di grande interesse per tutti gli Organismi di Governo del territorio (Amministrazioni regionali, provinciali, comunali, Enti territoriali diversi, ecc.) preposti alla pianificazione territoriale, specie nel-

l'ottica di una nuova politica che miri ad una gestione eco-compatibile dell'ambiente rurale.

L'utilizzo di acqua reflua urbana depurata nell'ambiente rurale può produrre come evidenziato benefici economici e sociali ed essere considerato esempio di riferimento per altri ambienti a scarsa disponibilità idrica, rispettando, peraltro la concezione innovativa di "Agricoltura ambientale" definita da tempo dalla Comunità Europea come attività che si realizza "coltivando" l'ambiente nella sua accezione più ampia.

Bibliografia

- Antonelli M. 1998. Fondamenti dei processi a membrana in pressione: MF, UF, NF e OI. Processi a membrana per il trattamento delle acque di scarico. XLVII Corso di aggiornamento in Ingegneria sanitaria-ambientale, Milano, 4-6 febbraio 1998, cap. I.
- Antonelli M., Rozzi A. 2000. Processi a membrana convenzionali. Sviluppi nelle tecniche di depurazione delle acque reflue. 52° Corso di aggiornamento in Ingegneria sanitaria-ambientale, Milano, 16-19 ottobre 2000, pp. 340-358.
- Asano T. 1998. Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing Co. Inc.
- Asano T., Sakaji R.H. 1990. Virus risk analysis in wastewater reclamation and reuse. In: Hahn H.H., Klute R. (eds.): Chemical water and wastewater treatment, 483-496. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Avnimelech Y., Nevo Z. 1964. Biological clogging of sands. *Soil Sci.*, 92:222-226.
- Azzellino A., Vismara R. 2003. Modelli di valutazione del rischio biologico: applicazione al caso del riuso irriguo dei liquami. *Biologi Italiani*, 4:53-67.
- Daniel T.C., Bouma J. 1974. Column studies of soil clogging in a slowly permeable soil as a function of effluent quality. *J. Environ. Qual.*, 3:321-326.
- De Vries J. 1972. Soil filtration of waste effluent and the mechanism of soil clogging. *J. Water Pollution Control Fed.*, 44:565-573.
- Decreto legge n. 152 del 11 maggio 1999. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/676/CEE. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 177 del 30 luglio 1999, serie Generale.
- Decreto legge n. 185 del 12 giugno 2003. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'art. 26, comma 2, del D.L. 11 maggio 1999, n. 152. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 169 del 23 luglio 2003, serie Generale.
- Delibera Comitato Interministeriale per la Tutela delle Acque dall'Inquinamento (CITAI), 1977. Norme tec-

- niche per la regolamentazione dello smaltimento dei liquami sul suolo e nel sottosuolo. Gazzetta Ufficiale n. 30, 4 febbraio 1977.
- Direttiva 91/271/CEE Direttiva del Consiglio del 21 maggio 1991 concernente il trattamento delle acque reflue urbane. Gazzetta Ufficiale L. 135, 30 maggio 1991, p. 40.
- Direttiva 91/676/CEE Direttiva del Consiglio del 12 dicembre 1991 relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Gazzetta Ufficiale L. 375, 31 dicembre 1991, p. 1.
- Environmental Protection Agency (EPA) 1992. Guidelines for water reuse. EPA/625/R-92/004, US Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio.
- FAO 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Irrigation and drainage paper, 47, Roma, 125 p.
- Fayer R. 2004. *Cryptosporidium*: a water-borne zoonotic parasite. Vet. Parasitol., 126:37-56.
- GHD, 1977. Strategies towards the use of reclaimed water in Australia. Reclaimed Water Committee, Ministry of Water Resources and Water Supply. Melbourne, August 1977.
- Haas C.N., Rose J.B., Gerba C.P. 1999. Quantitative microbial risk assesment. John Wiley & Sons. Inc.
- Henze M. et al. 1996. Wastewater treatment. Biological and chemical processes. Springer, Berlin.
- He Pinjing, Phan L., Gu Guowei, Hervouet G. 2001. Reclaimed municipal wastewater – a potential resource in China. Water Science and Technology, 43,10:51-58.
- Istituto Superiore di Sanità, 2000. Metodi analitici per le acque destinate al consumo umano, vol. 2. Rapporti ISTISAN 00/14 Pt. 2, 335-352.
- Kristianen R. 1981. Sandfilter trenches for purification of septic tank effluent. I. The clapping mechanism and soil physical environment. J. Environ. Qual., 10:353-357.
- Kuczynska E., Shelton D. 1999. Method for detection and enumeration of *Cryptosporidium parvum* oocysts in feces, manures, and soils. Appl. Env. Microbiol., 65:2820.
- Lalle M., Pozio E., Capelli G., Bruschi F., Crotti D., Cacciò S.M. 2005. Genetic heterogeneity at the beta-giardin locus among human and animal isolates of *Giardia duodenalis* and identification of potentially zoonotic subgenotypes. Int. J. Parasitol., 35:207-13.
- Legge n. 319 del 10 maggio 1976. Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento. Gazzetta Ufficiale n. 141, 29 maggio 1976.
- Lonigro A. 2006. Studio sugli aspetti igienico-sanitari connessi al riutilizzo di acque reflue urbane depurate a scopo irriguo. Tesi di dottorato di ricerca in "Agronomia Mediterranea".
- Lonigro A., Rubino P., Brandonisio O., Spinelli R., Pollice A. 2005. Vegetable crops irrigation with filtered municipal wastewater: microbial aspects. Proceeding of WATMED2, 14-17 November 2005, Marrakesh.
- Lopez A., Tiravanti G. 2001. Problematiche, normative ed esperienze. In: Pubbl. Reg. Puglia del Convegno sul tema: "Ottimizzazione di produzioni agricole mediante l'impiego di reflui urbani depurati attraverso schemi di trattamento semplificati", 15-30.
- Metodi analitici per le acque, 1994. IRSA-CNR, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato – Libreria dello Stato, Quaderno n. 100:314-329.
- Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo, 1999. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (D.M. 13/09/99), Gazzetta Ufficiale n. 185 del 21/10/1999.
- NSW Recycled Water Coordination Committee (1993). NSW Guidelines for urban and residential use of reclaimed water.
- Nurizzo C., Vismara R., Butelli P., Mezzanotte V. 1989. Trattamenti per il reimpiego irriguo di liquami depurati. Quaderni di Ingegneria Ambientale Inquinamento e Depurazione, 10, 87 p.
- Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), 1989. Vedi WHO Technical Report n. 778, Geneve.
- Piano Direttore a stralcio del piano di tutela delle acque, 2002. Relazione Generale, Regione Puglia, Sogesid SpA.
- Robertson L.J., Gjerde B. 2001. Factors affecting recovery efficiency in isolation of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from vegetables for standard method development. J. Food Prot., 64:1799.
- Schwartzbrod L. 1995. Risk evaluation criteria. Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sawage sludge in agriculture. Geneva, WHO.
- Shuval H., Lambert Y., Fattal B. 1997. Development of a risk assesment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. Wat. Sci. Tech., 35,11-12:15-20.
- Thomas R.E., Schwartz W.A., Bebedixen T.W. 1966. Soil chemical changes and infiltration rate reduction under sewage spreading. Soil Sci. Am. Pro., 30:641-646.
- Tiravanti G., Uricchio V. 2001. Il progetto: strategie ed obiettivi. In: Pubbl. Reg. Puglia del Convegno sul tema: "Ottimizzazione di produzioni agricole mediante l'impiego di reflui urbani depurati attraverso schemi di trattamento semplificati", 5-14.
- Vinten A.J.A., Migelgin U., Yaron B. 1983. The effect of suspended solids in wastewater of soil hydraulic conductivity: II. Vertical distribution of suspended solids. Soil Sci. Soc. Am. J., 47:408-412.
- World Health Organization (WHO) 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. WHO Technical Report n. 778, Geneve.
- Xiao L., Fayer R., Ryan U., Upton S.J. 2004. *Cryptosporidium* taxonomy: recent advances and implications for public health. Clin. Microbiol. Rev., 17:72-97.