

Modellazione GIS-based dello spandimento di reflui zootecnici e dell'incidenza dell'inquinamento conseguente

Introduzione

La presente memoria illustra un'applicazione di tecniche di modellazione GIS per la caratterizzazione degli spandimenti di reflui zootecnici. Come ben noto, questi ultimi sono una delle fonti di inquinamento delle acque superficiali e sotterranee dominanti in bacini idrografici a forte vocazione agricola, e si caratterizzano per essere fonti diffuse di nutrienti ed altre sostanze, che possono essere trasportati dal ruscellamento superficiale, dall'infiltrazione nel suolo e dal moto dei sedimenti erosi verso i vari recettori (p.es. Vismara, 1992).

La normativa nazionale e comunitaria vigente (p.es. Dir. 91/676/CEE) prescrive limiti alle dosi di azoto somministrabili nelle diverse situazioni in relazione alla sensibilità dei corpi recettori, ed indicazioni a proposito sono discusse anche nel Codice di Buona Pratica Agricola (si veda ad es. Sequi, 1999) ed in numerose altre fonti informative e normative.

Le indicazioni fornite al momento, comunque, sono da ritenersi requisiti di minima, mentre alle Regioni ed agli altri Enti responsabili per la gestione del territorio viene demandato il compito di fornire criteri di maggiore dettaglio e specifici per le diverse situazioni, al fine di meglio definire le quantità massime di reflui che possono essere somministrate senza pregiudizio per la qualità delle acque e dei suoli.

L'approccio tradizionale per definire questi criteri consiste nell'effettuare un bilancio dei nutrienti, che tenga conto:

- della dose di spandimento
- della capacità di assorbimento da parte delle piante
- delle trasformazioni ad opera di batteri e altri microrganismi nel suolo
- della lisciviazione operata dal deflusso superficiale e dall'infiltrazione
- dell'adsorbimento ai sedimenti, e dei processi che si generano in relazione all'erosione (arricchimento dei sedimenti in nutriente, trasporto e reazioni chimico-fisiche che avvengono durante quest'ultimo).

Come si può intuire, la descrizione dettagliata dei vari termini del bilancio è estremamente complessa, richiede la conoscenza di un numero elevato di parametri fisici, biologici ed agronomici, e presuppone la messa a punto di:

- un modello di bilancio idrologico
- un modello di erosione e trasporto dei sedimenti
- un modello di crescita delle piante
- un modello di *uptake* del nutriente da parte delle piante
- un modello dei fenomeni chimico-fisici di degradazione nel suolo

che devono essere fra loro interconnessi in modo opportuno. Una volta messi a punto, questi modelli possono essere utilizzati per prevedere, in relazione all'andamento delle variabili in ingresso (piovosità, operazioni colturali e somministrazione di nutrienti), gli effetti finali in termini di accrescimento delle colture e perdita di nutrienti negli ecosistemi.

Esistono numerosi modelli che svolgono questo compito. Fra i primi ad essere impiegati diffusamente, merita un particolare rilievo il modello CREAMS (USDA, 1980), successivamente adattato in varie forme e con vari nomi (AgNPS, GLEAMS, SWAT). Questo modello possiede tutti i moduli sopra elencati, e risulta quindi di notevole complessità quanto a reperimento dei parametri e taratura. Altri modelli analoghi, ma destinati prevalentemente a situazioni in cui alcune componenti possono essere trascurate (p.es. l'erosione: bacini prevalentemente pianeggianti), sono stati messi a punto in Europa. Fra essi si può ricordare, ad esempio, il modello SOILN e la sua modifica dovuta al Servizio Meteorologico Regionale dell'Emilia Romagna, CRITERIA (si veda p.es. Marletto e Zinoni, 1996).

In ogni caso, permane l'aspetto fondamentale della difficoltà a conoscere l'effettivo comportamento di dettaglio delle colture nell'assorbire i nutrienti. I parametri richiesti da questi modelli sono difficilmente ricavabili in termini specifici per ogni sito, la loro acquisizione può essere costosa, e l'uso di valori di letteratura introduce un'incertezza che rende i modelli applicabili solo per valutazioni orientative, per ordini di grandezza, il che spesso non giustifica il costo di messa a punto del modello.

Per ovviare a questo tipo di problemi, anche sulla scorta di una secolare esperienza delle scienze agrarie, sono stati messi a punto criteri speditivi di valutazione dell'efficienza di rimozione dei nutrienti da parte delle colture in diverse condizioni agronomiche, pedologiche e idrologiche. Ad esempio, Tabaglio e Spallacci (1993) riportano una semplice procedura, facilmente implementabile in termini di calcoli geografici su mappe tematiche apposite, per la stima dell'efficienza di rimozione dell'azoto.

Anche in questo approccio, tuttavia, sono richieste informazioni specifiche del sito che, se certamente disponibili in aziende agricole già in attività, spesso non sono sufficientemente diffuse e non possono essere dedotte, per aree vaste di rilievo per la pianificazione territoriale, dalla cartografia tematica oggi disponibile in Italia. In particolare, risulta critica la conoscenza dei suoli, che nel Paese pare appannaggio di pochi Uffici pedologici e si limita a rappresentazioni di piccola scala (ad es. la Regione Emilia Romagna (1994) ha pubblicato solo una mappa dei suoli in scala 1:250.000 per tutta la regione, e scale di maggiore dettaglio solo localmente e per le aree di pianura).

In definitiva, si può affermare che, mentre nella conduzione della singola azienda possono essere disponibili informazioni per ottimizzare lo spandimento e per minimizzare gli effetti ambientali – ma spesso manca la conoscenza

sui possibili effetti dell'inquinamento, e quindi l'ottimizzazione avviene solo in termini produttivi - , alla scala della pianificazione territoriale poco o nulla può essere detto in termini di caratterizzazione del fenomeno dell'inquinamento da fonti zootecniche e per programmare gli interventi di risanamento.

D'altra parte, la rilevanza del fenomeno per la pianificazione è evidente: i piani di settore devono poter localizzare i "focolai" di inquinamento di questo tipo all'interno di ciascun bacino idrografico, prevedere gli interventi di depurazione diffusa (p.es. con *constructed wetlands* o *stream buffers*), ed eventualmente provvedere a negare autorizzazioni – o richiedere condizioni più restrittive- in aree ritenute sensibili. Un *esquematage* spesso utilizzato nelle analisi di pianificazione è quello di assegnare un coefficiente rappresentativo del carico inquinante teorico proveniente da un certo tipo di coltura, o più spesso da una classe di uso del suolo (p.es. Provincia di Forlì-Cesena, 1994, 1996). È evidente che questa approssimazione può essere soddisfacente solo per un giudizio di prima approssimazione, non contenendo alcuna valutazione specifica del sito, e non rappresenta che una riclassificazione, spesso arbitraria, dell'uso del suolo.

Nel seguito si propone un metodo speditivo per una prima valutazione del rischio di inquinamento dovuto a spandimento dei reflui. Vengono prese in considerazione solo alcune grandezze di tipo topografico, di copertura del suolo, di piovosità, ampiamente disponibili per tutto il territorio nazionale, e la presenza di terreni di spandimento e di allevamenti. Queste ultime due variabili sono generalmente disponibili, mentre è più difficile reperire informazioni affidabili circa l'effettiva quantità di reflui prodotti in ogni allevamento, e ancor più circa quelli somministrati in ciascun terreno. Sono infatti disponibili solo i dati di autorizzazione, che riportano quantità autorizzate strettamente compatibili con i limiti di legge, mentre nella realtà possono verificarsi comportamenti tali da variare le dosi nominali anche in modo considerevole.

La tecnica impiegata consiste nel ragionamento modellistico per indicatori anziché per variabili fisiche, a partire dalla struttura generale di un modello condiviso (nella fattispecie il modello CREAMS), che viene separato nelle sue parti "assoluta" (variabili di intensità dei fenomeni) e "comparativa" (variabili di *pattern*).

Inoltre, si affronta il problema di rappresentare correttamente l'intensità dello spandimento agronomico, studiando in termini economici la possibilità che alcuni terreni, i più vicini all'allevamento e quindi con minori costi di trasporto del refluo, siano sottoposti a dosi maggiori di quelli più lontani.

Modellazione per indicatori

Nel seguito, si riportano gli elementi essenziali del modello CREAMS interpretato in termini di indicatori. La parte del modello rilevante per il problema degli spandimenti di reflui zootecnici è quella che corrisponde al "nutrient submodel" (Frere *et al.*, 1980). In particolare, il sottomodello descrive:

- l'assorbimento dei nutrienti da parte delle piante
- la denitrificazione che avviene nel suolo ad opera di microrganismi
- il dilavamento dei nutrienti dovuto al runoff
- la rimozione dei nutrienti con i sedimenti erosi
- l'infiltrazione di azoto disciolto nel suolo.

Nel seguito, si farà riferimento per semplicità alle trasformazioni dell'azoto. Per il fosforo, valgono considerazioni del tutto analoghe.

A parità di condizioni di trasformazione del nutriente somministrato da parte delle piante, e nell'ipotesi di apporto da parte della pioggia nullo, la somma dell'azoto che si infiltra e dell'azoto che viene dilavato in superficie è data da:

$$\Delta N = DWN + RON = d \text{ POR } C_0 (1 - e^{-k_2 Q - k_1 F}) \quad (1)$$

essendo DWN l'azoto nelle acque di infiltrazione, RON l'azoto lisciviato dalle acque superficiali, d lo spessore di suolo interessato dal processo (convenzionalmente, il modello CREAMS assume di norma $d=1$ cm), POR la porosità superficiale del suolo, C_0 la concentrazione iniziale dell'azoto al suolo all'inizio della pioggia, k_1 un coefficiente di estrazione dell'azoto da parte dell'infiltrato F (mm), k_2 un coefficiente di estrazione dell'azoto da parte del runoff Q (mm). I dettagli delle equazioni di partenza, per le quali si sono mantenuti invariati i simboli, possono essere trovate in Frere *et al.*, cit., mentre l'equazione (1) può essere ricavata con semplici passaggi algebrici.

Occorre subito osservare che la (1) contiene due parametri di calibrazione del modello (k_1 e k_2) che rappresentano coefficienti di estrazione del nutriente da parte dell'infiltrato e del runoff rispettivamente, che possono essere tarati sperimentalmente solo in presenza di dati accoppiati di concentrazione nell'infiltrato e nel runoff, cosa possibile solo in condizioni sperimentali molto particolari. Inoltre, occorre assegnare la concentrazione C_0 , che è una funzione complessa della concentrazione al termine dello spandimento e dei vari processi di trasformazione che, in tempo secco, avvengono ad opera di microrganismi e piante delle colture. Se accettiamo che il runoff e l'infiltrato siano legati alla pioggia netta P dalla relazione:

$$\begin{aligned} Q &= f P \\ F &= (1-f)P \end{aligned} \quad (2)$$

essendo f il coefficiente di deflusso, è immediato scrivere la (1) nella forma:

$$\Delta N = C_0 d \text{ POR} (1 - e^{-k_2 f P - k_1 (1-f) P}) \quad (3)$$

Da cui si ottiene la relazione di proporzionalità:

$$\Delta N = C_0 u (1 - \exp[-w P]) \quad (4)$$

in cui il coefficiente di proporzionalità w è funzione del coefficiente di deflusso e dei coefficienti di estrazione secondo la legge $w = f(k_2 - k_1) + k_1$, mentre il coefficiente u può essere assunto come una costante. È possibile assumere w come costante, considerato che se $k_1 = k_2$ è $w = k_1$, e che in generale i valori di k_1 e k_2 riportati in letteratura (Frere et al., cit.) sono fra loro abbastanza simili. Dalla (4) si desume che la pioggia, come del resto è ovvio, è un buon indicatore del nutriente potenzialmente perso per dissoluzione nelle acque. Tuttavia, cosa più interessante, la relazione tra l'indicatore e la grandezza L è su una scala non lineare, ma logaritmica. La dispersione di azoto attraverso le acque interessa soprattutto la frazione minerale del nutriente, mentre la frazione organica è generalmente soggetta al trasporto preferenziale con il sedimento eroso.

Riferendoci a quest'ultimo caso, sempre in base al modello CREAMS, vale l'equazione:

$$\Delta N' = C'_0 A E^{B+1} \quad (5)$$

per la perdita di azoto organico (essendo C'_0 la concentrazione iniziale di azoto organico nel suolo, E la quantità di suolo erosa, A e B parametri di taratura per i quali valgono considerazioni analoghe a quelle per i parametri relativi alla fase acqua), che può essere scritta nella forma:

$$\Delta N' = C'_0 u' E^{w'} \quad (6)$$

essendo questa volta w' e u' delle costanti. Anche in questo caso, si vede che l'erosione E è un buon indicatore dell'azoto organico perso, secondo una relazione debolmente non lineare con esponente w' . Mettendo insieme la (4) e la (6), si ottiene:

$$\Delta N \text{ tot} = \Delta N + \Delta N' = C_0 u (1 - \exp[-w P]) + C'_0 u' E^{w'} \quad (7)$$

che consente di esprimere la perdita totale di azoto da un sito come somma pesata di due termini che rappresentano rispettivamente il vettore fluido e il vettore solido del nutriente. La (7) può essere scritta in termini di variabili dimensionali rappresentative del solo "pattern" dei due processi. Infatti, la somma può essere riscritta come:

$$\Delta N + \Delta N' = \frac{\Delta N}{\Delta N_{\max}} \Delta N_{\max} + \frac{\Delta N'}{\Delta N'_{\max}} \Delta N'_{\max} = \Pi \Delta N_{\max} + \Pi' \Delta N'_{\max}$$

ove

$$\Pi = \frac{C_0 u (1 - \exp(-wP))}{[C_0 u (1 - \exp(-wP))]_{\max}} = \text{norm}[C_0 (1 - \exp(-wP))] \quad (8)$$

$$\Pi' = \frac{C'_0 u' E^{w'}}{[C'_0 u' E^{w'}]_{\max}} = \text{norm}[C'_0 E^{w'}]$$

essendo *norm* l'operatore di normalizzazione a 1. Il vantaggio della (8) è nel permettere di calcolare una mappa dell'indicatore $\Delta N \text{ tot}$ come somma di due mappe di *pattern*, dipendenti dagli indicatori di processo fisico P ed E e dai parametri di taratura w e w' , pesati per le intensità assolute delle perdite di azoto massime attese nella zona. Quella che si evidenzia non è una semplice manipolazione algebrica, ma una modifica sostanziale del ragionamento attorno al calcolo previsionale che si intende fare: non si mira più a prevedere quantitativamente una grandezza fisica, ma a costruire un'immagine geografica della sua distribuzione, a partire da un indicatore relativamente semplice da calcolare. I pesi ΔN_{\max} e $\Delta N'_{\max}$ che compaiono nella (8) rappresentano la rilevanza assoluta del fenomeno, e possono essere assegnati anche sotto forma dimensionale, p.es. come loro rapporto, riconoscendo con valutazioni specifiche della situazione e dettate

dall'esperienza che la perdita di azoto sotto forma minerale è n volte più importante di quella sotto forma organica.

In definitiva, la mappa dell'indicatore che si costruisce con la (8) fornisce una distribuzione geografica di valori che sono linearmente dipendenti dalla perdita di azoto attesa; l'indicatore dipende da due parametri di taratura, w e w' , che possono essere valutati con appositi rilievi sulle due componenti (minerale ed organica) oppure per tentativi a partire dai dati di azoto trasportato alla chiusura del bacino ed in falda. In molti casi, quando non sono disponibili dati per la taratura, si potrà procedere per tentativi a partire dai valori desumibili dalla letteratura (Menzel, 1980; Smith et al., 1980; Timmons e Holt, 1980).

Poiché comunque i parametri influenzano solo il pattern, è possibile scegliere i parametri w e w' anche per tentativi a partire dalla conoscenza delle effettive aree di maggiore rilievo per la perdita di azoto. In questo caso, si può procedere al test statistico delle ipotesi per ogni valore di w e w' assunto in base al giudizio del modellista, ad es. mediante la prova del *prediction rate* (Chung e Fabbri, 1999; Pistocchi e Neri, 2000).

Oltre ai parametri w e w' , l'indicatore richiede la valutazione dei pesi relativi della componente organica e minerale. Poiché però si tratta di grandezze ricorrenti e sulle quali esiste una certa esperienza, si può procedere a buonsenso stabilendo per ogni situazione ed ogni tipo di refluo un valore significativo dei pesi.

Per quanto riguarda l'input delle variabili fisiche, P ed E , e la concentrazione C_0 e C_0' , occorre spendere qualche ulteriore considerazione, di seguito riportata.

Valutazione delle variabili E e P

La variabile piovosità dovrebbe essere un dato del problema. Tuttavia, spesso accade che non siano disponibili coperture soddisfacenti del territorio con stazioni pluviometriche. In questo caso, è opportuno regionalizzare la variabile con tecniche statistiche, come ad esempio la regressione rispetto ad altre variabili (comunemente identificate nella quota topografia e nella distanza dal mare). In prima approssimazione, si può ritenere che la variabile P coincida con la pioggia media annua, mentre analisi più dettagliate possono portare a scegliere altre variabili rappresentative della pioggia netta. In particolare, poiché la pioggia più rilevante è quella che si verifica in eventi significativi di precipitazione (ad es. il modello AgNPS trascura la pioggia di altezza giornaliera inferiore ai 12 mm), si può ritenere che l'indicatore di pioggia sia da scegliere a livello mensile o sub-mensile, nei periodi di maggiore piovosità associati alla presenza di reflui somministrati, etc.

Per quanto riguarda la variabile E , si propone di valutarla a partire dal modello di trasporto del sedimento di Morgan, Morgan e Finney (1982). Questo modello suppone che l'erosione netta in un sito sia data dal minimo delle due grandezze D e T , essendo D la capacità di distacco del suolo ad opera della pioggia, e T la capacità di trasporto. Per quest'ultima, Julien e Simons (1985) hanno dimostrato che si può assumere una funzione generale che fa dipendere la portata solida da portata idrica di scorrimento superficiale, pendenza topografica, intensità di pioggia, e rapporto fra gli sforzi tangenziali efficace e critico per assegnato materiale, dovuti al flusso idrico sulla superficie erosa. Nel nostro caso, per semplicità, si assume la relazione adottata nel modello originale di Morgan, Morgan e Finney (1982), anche sulla scorta delle modifiche e delle indicazioni di DeJong e Riezeboos (1992):

$$T = Q^2 S C \quad (9)$$

Essendo Q il volume di runoff, S la pendenza topografica e C un fattore che tiene conto della copertura del suolo e delle pratiche agrarie di conservazione. Nella situazione più ricorrente, si può supporre in prima approssimazione che C coincida con il tasso di copertura del suolo, e quindi con la densità di vegetazione per i suoli non pavimentati. Il volume di runoff può essere assunto proporzionale all'area che da monte viene drenata in ogni punto. Se si considera poi che nei nostri climi la capacità di distacco è sempre superiore alla capacità di trasporto, si può supporre in pratica $T=E$.

Anche a proposito dell'erosione, si deve ricordare che esistono diverse formulazioni di indicatori ritenuti rappresentativi del pattern dei fenomeni alla scala del paesaggio. Fra essi ricordiamo quello proposto da Mitasova *et al.* (1996) e quello costruito da Desmet e Govers (1996) a partire dal fattore LS della tradizionale USLE (Wischmeier e Smith, 1978).

È da notare che nella formulazione per indicatori sopra riportata non si è presa in considerazione la natura del suolo. Questa semplificazione può essere ritenuta accettabile in aree omogenee, mentre non è più valida dove si riscontrano marcate differenze nelle proprietà fisiche dei suoli. In particolare, in questi ultimi casi diventa rilevante il pattern

spaziale dell'erodibilità e quello delle proprietà di estrazione del nutriente durante l'infiltrazione e il runoff, che nel modello (4) sono descritte in modo semplificato con il solo coefficiente di afflusso f . In questi casi, una strategia è quella di operare la modellazione sopra delineata per sottozone omogenee, oppure sono richiesti dati di maggiore dettaglio e lo schema semplificato qui proposto non è applicabile.

Valutazione delle concentrazioni

Le concentrazioni iniziali di azoto organico e minerale possono essere, in prima approssimazione, rappresentate per mezzo delle dosi di spandimento. Poiché queste sono legate alle concentrazioni disponibili al suolo dal coefficiente di efficienza di trasformazione dell'azoto da parte delle colture, che è un parametro strettamente legato al tipo di pianta, di suolo e ad un insieme complesso di altre variabili, è da verificare l'ipotesi di lavoro che il *pattern* spaziale delle concentrazioni sia approssimato dal pattern degli spandimenti.

Nel definire il pattern degli spandimenti, può essere sufficiente considerare la distribuzione dei terreni di spandimento, pesati per le dosi di somministrazione assentite ai sensi delle normative vigenti.

In alcuni casi, tuttavia, può essere ragionevole supporre che i terreni di spandimento più prossimi agli allevamenti abbiano dosi di spandimento effettive maggiori, e quelli più lontani dosi minori. Un semplice indicatore geografico di questo fenomeno è la distanza del terreno dall'allevamento. Possiamo ad esempio supporre che, anziché la dose nominale costante somministrata su tutti i terreni, si abbia una distribuzione lineare che rispecchia i costi di trasporto ().

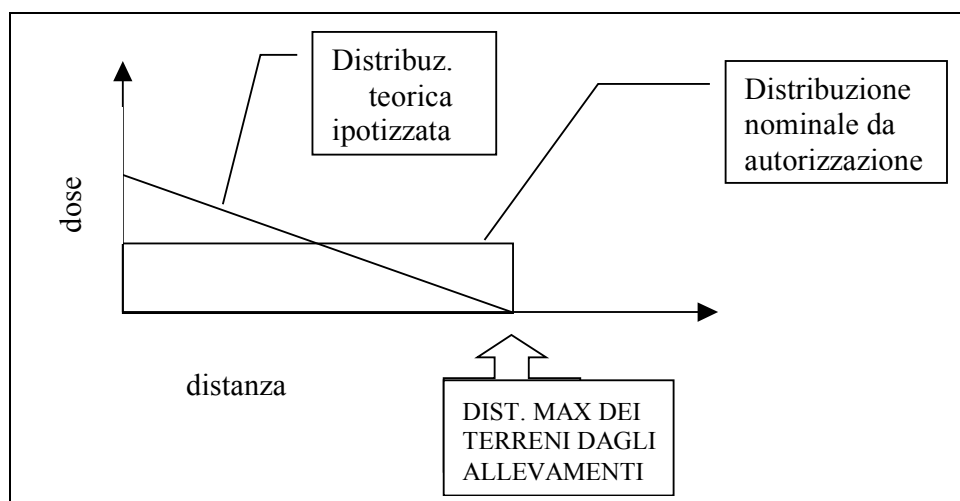


Figura 1 – una possibile ipotesi di lavoro sulla distribuzione delle dosi di spandimento.

In un'ipotesi di lavoro ancora più semplice, si può supporre che la quantità totale nominale dei reflui di ciascun allevamento destinati a spandimento sia somministrata in modo uniforme su tutta l'area disponibile per l'allevamento, entro una distanza effettiva (tenendo conto cioè dei percorsi reali, lungo il reticolo stradale o attraverso i terreni, con i relativi pesi per tenere conto delle diverse resistenze) ritenuta la massima ammissibile in termini tecnico-economici.

Un caso di studio

Si propone qui una indagine esplorativa sul caso di studio della valle del Savio, in Provincia di Forlì-Cesena. Si tratta di un bacino idrografico collinare e montano nell'Appennino Romagnolo, caratterizzato da una litologia e pedologia relativamente omogenea (dominata da formazioni marnoso-arenacee e argillose, e da suoli a granulometria fine), per il quale si può partire dall'ipotesi di omogeneità delle proprietà dei terreni in termini di erodibilità. Questa ipotesi ha chiaramente una serie di limiti che però, in questa fase esplorativa, può ritenersi accettabile. Descrizioni di maggiore dettaglio possono essere reperite in Pistocchi *et al.*, 2000.

La valle del Savio mostra un carico inquinante non trascurabile proveniente dagli insediamenti civili siti per lo più nei comuni di Bagno di Romagna, Mercato Saraceno e Cesena, ma la presenza di allevamenti zootecnici, specialmente suinicoli ed avicoli, costituisce una fonte di inquinamento assolutamente significativa. E' difficile allo stato attuale stimare in termini quantitativi l'apporto di nutrienti (la forma di inquinamento più pesante provocata dagli allevamenti) per tutto il bacino, anche se sono in corso studi per la definizione di un bilancio di massa complessivo dei nutrienti

dalle varie fonti. Le difficoltà di una modellazione quantitativa puntuale, in questo come nella generalità dei casi, risiede nella difficoltà di definire i parametri cinetici e chimico-fisici effettivi, *in situ*, che presiedono alla trasformazione e ripartizione dell'azoto e del fosforo fra le varie fasi del ciclo idrologico e dei sedimenti.

La sezione provinciale di Forlì-Cesena dell'Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente dell'Emilia Romagna (ARPA) ha condotto un censimento degli allevamenti e dei relativi terreni di spandimento, autorizzati ai sensi delle leggi regionali vigenti dietro presentazione di un piano di spandimento che soddisfi i requisiti di dose di azoto inferiore ai limiti per aree sensibili (170 kg/ha anno) e meno sensibili (340 kg/ha anno). La Figura 2 mostra la distribuzione degli allevamenti suinicoli e avicoli, mentre la Figura 3 riporta la distribuzione dei terreni di spandimento autorizzati per gli stessi allevamenti. Già ad un primo esame visivo si osservano alcuni *outliers*, terreni dichiarati ai fini dello spandimento ma che si trovano a distanze considerevoli dagli allevamenti.

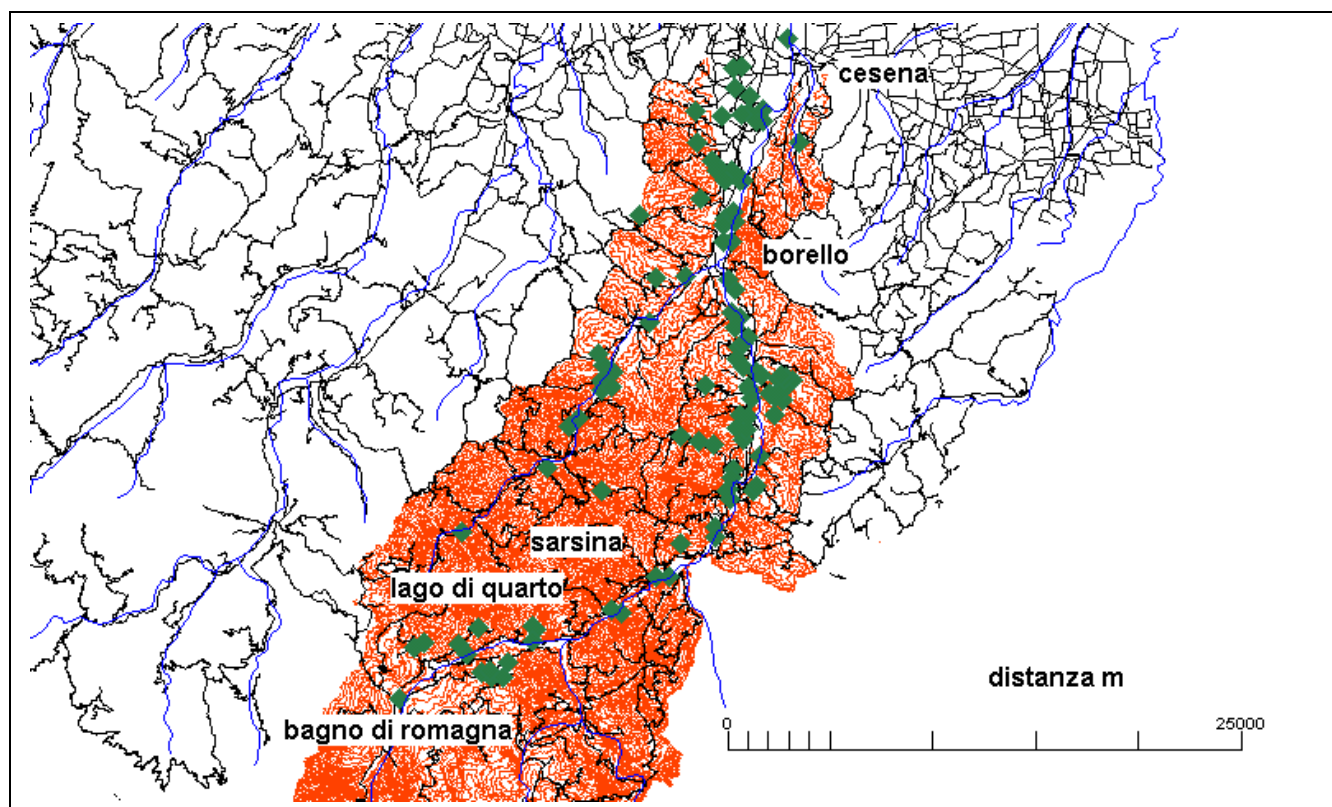


Figura 2 – localizzazione degli allevamenti suinicoli e avicoli nell'area di studio (ns. elab. dati ARPAER-FC)

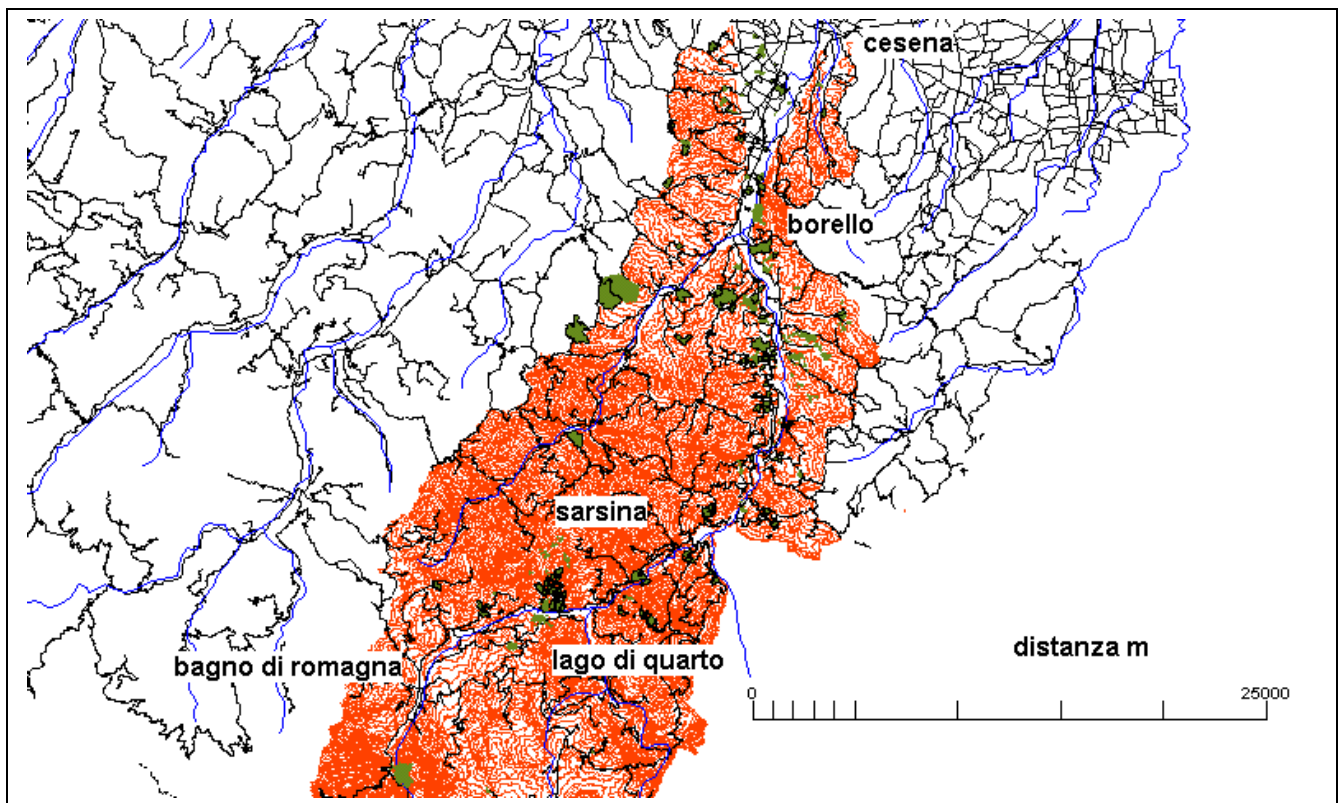


Figura 3 - localizzazione dei terreni di spandimento degli allevamenti di Figura 2 (ns. elab. dati ARPAER-FC)

Il problema degli *outliers* nell'assegnazione delle dosi di liquame e letame è assai delicato: essendo verosimile che i terreni localizzati a distanze maggiori di quanto sia economicamente vantaggioso percorrere ai fini dello spandimento siano utilizzati in misura minore rispetto alla dose dichiarata, ne risulta che il pattern di inquinamento derivante dall'applicazione delle dosi nominali non rispecchi fedelmente la realtà. Si è proceduto pertanto ad un'analisi esplorativa degli scenari di inquinamento derivanti dall'adottare una distanza massima di spandimento di 2500 e 5000 m rispettivamente, procedendo secondo il metodo di seguito esposto, implementato con procedure di calcolo geografico nell'ambiente GIS ILWIS 2.23 (ILWIS, 1997).

A partire dal reticolo stradale digitalizzato disponibile dalla Regione Emilia Romagna, si è calcolata una mappa delle resistenze al trasporto dei reflui, che assegna ai percorsi fuori dal reticolo stradale un peso di dieci volte superiore a quello dei percorsi lungo le strade. La scelta dei pesi è stata fatta a buon senso e per tentativi, non tenendo conto né delle differenze di resistenza al movimento nei diversi tipi di uso del suolo, né delle barriere invalicabili presenti al di fuori del reticolo stradale (corsi d'acqua, scarpate, boschi densi etc.). Un affinamento della mappa delle resistenze non rappresenta alcuna modifica rilevante alla procedura, e potrà essere oggetto di approfondimenti futuri.

Con questa mappa delle resistenze, è stato possibile calcolare la distanza pesata da ciascuno dei terreni di spandimento a disposizione di un allevamento suinicolo o avicolo. Allo stesso tempo, sono stati valutati i poligoni di Thiessen dei terreni di spandimento. Questi rappresentano l'area di influenza di ogni terreno, nel senso che per ogni punto all'interno di un poligono ha come terreno più vicino quello cui corrisponde il poligono stesso. Il calcolo è stato fatto considerando la distanza pesata e la distanza geometrica (in linea d'aria). I poligoni di Thiessen nei due casi risultano conseguentemente differenti (Figura 4). Ai fini della individuazione degli allevamenti i cui scarichi finiscono nei vari terreni, possiamo costruire una mappa dei poligoni di Thiessen ritagliati in modo da escludere le distanze superiori al limite assunto per la convenienza tecnico-economica. La Figura

4 riporta due esempi di questa operazione, assumendo soglie di 5 e 2,5 km rispettivamente, anche sulla scorta delle osservazioni di Cortellini, 1993.

Si può verificare che spesso gli allevamenti si trovano al di fuori dei poligoni di Thiessen dei propri terreni (Figura 5).

Il database predisposto da ARPA contiene i dati relativi alle quantità di liquame e di letame nominali prodotti. L'assegnazione delle quantità totali è stata effettuata convenzionalmente secondo la procedura che segue:

- 1) si è sovrapposta la mappa dei poligoni di Thiessen "ritagliati" alla mappa degli allevamenti. Il poligono di Thiessen è caratterizzato dall'identificativo dell'allevamento per cui il terreno è disponibile.
- 2) Se l'identificativo del terreno coincide con l'identificativo di almeno uno degli allevamenti ricadenti nel suo poligono di Thiessen, al terreno viene assegnata la quantità di liquame e di letame corrispondente all'allevamento.
- 3) Gli allevamenti che non ricadono nel poligono di Thiessen di un terreno a loro disposizione sono considerati come fonti concentrate di inquinamento per il carico inquinante corrispondente.

La procedura, sviluppata in automatico con tecniche GIS standard, è semplificativa e porta ad un errore sistematico connesso col fatto che se un allevamento ha un terreno disponibile al di sotto della soglia di distanza scelta, ma cade nel poligono di Thiessen di un terreno di altro allevamento, esso viene considerato come fonte concentrata. Da un'analisi esplorativa dei dati e dei risultati, tuttavia, si è verificato che l'entità dell'errore descritto è modesta e si può in prima approssimazione trascurare. Questo esime dall'effettuare un'analisi di ciascun allevamento separatamente, che facilita l'applicazione della metodologia a grandi basi di dati (p.es. di livello regionale). Dall'analisi descritta, è possibile ricavare le dosi nominali di liquame e letame da assegnare a ciascuna potenziale sorgente inquinante (Figura 6). In tal modo, si possono applicare le considerazioni sopraesposte, considerando la dose di liquame come indicatore di nutrienti che si disperdono prevalentemente in fase acqua, e la dose di letame come indicatore di nutrienti rimossi per lo più con il sedimento eroso.

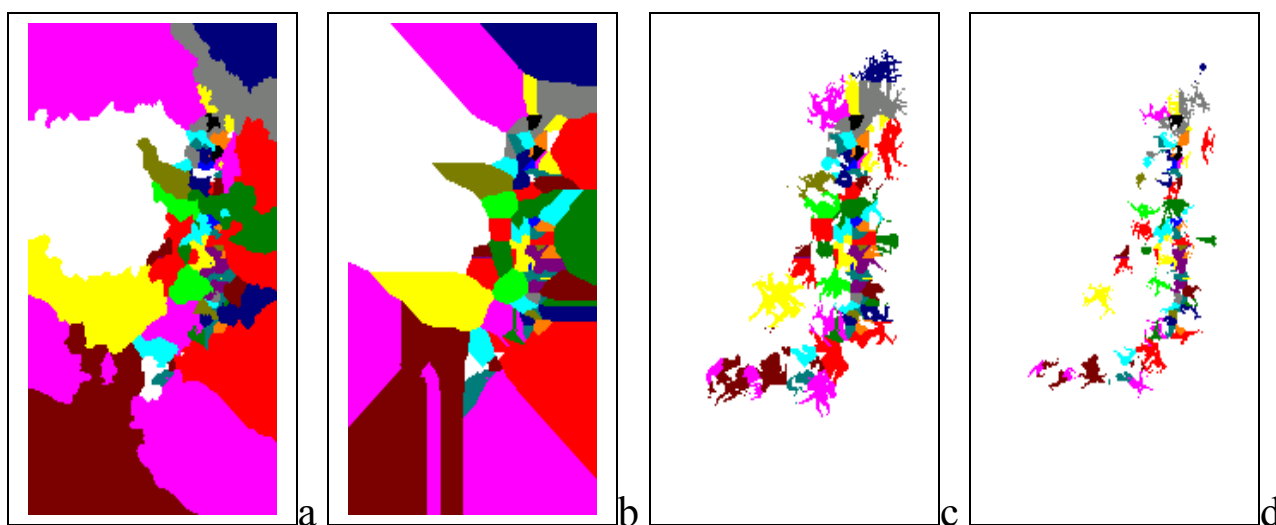


Figura 4 – poligoni di Thiessen degli allevamenti nei due casi di distanza pesata (a) e di distanza geometrica (b). I poligoni di Thiessen possono essere ritagliati escludendo distanze pesate superiori ai 5 km (c) o 2,5 km (d) dagli allevamenti.

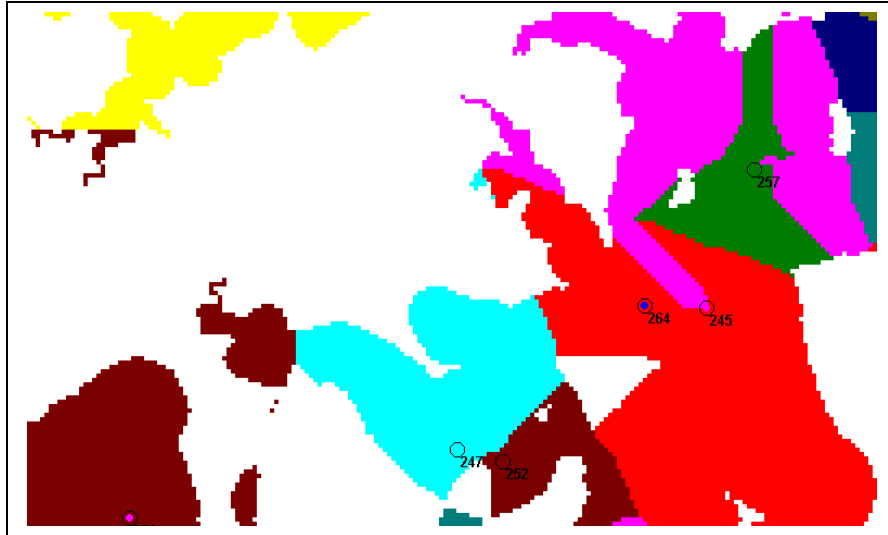


Figura 5 – poligoni di Thiessen (interrotti a 5 km) dei terreni di spandimento con sovrapposti gli allevamenti. Si nota come alcuni allevamenti hanno come terreno più vicino un terreno a loro disposizione, mentre altri hanno un terreno non a loro disposizione (ogni colore corrisponde ad un identificativo di terreno o allevamento).

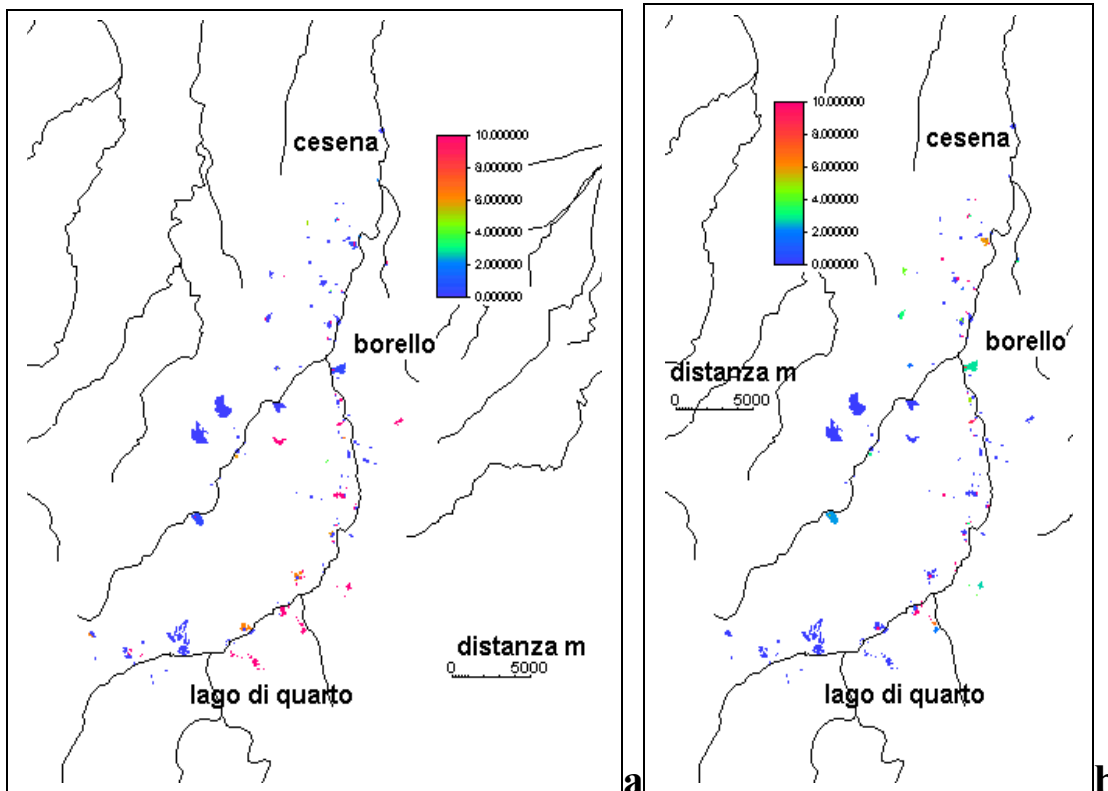


Figura 6 – mappa degli spandimenti nominali di letame (a) e liquame (b) (valori in decine di mc/ha). In figura è riportato il caso di soglia di distanza pari a 5 km.

Usando questi due indicatori come input alle equazioni (7) e (8), si può ricavare una mappatura delle aree prioritarie come fonti di inquinamento rispettivamente per erosione dei sedimenti arricchiti di azoto organico (dalla mappa delle dosi di letame) e de per lisciviazione dell'azoto minerale in fase acqua (dalla mappa delle dosi di letame). Oltre alle dosi di azoto stimato nelle due forme, che consentono di mappare un indicatore di concentrazione iniziale C_0 , si è proceduto a costruire indicatori appropriati per l'erosione e la pioggia. Nel primo caso, in base alla relazione (6), è possibile costruire la mappa dell'indicatore T di capacità di trasporto, nell'ipotesi che la variabile Q sia proporzionale all'area drenata da monte, in ciascun punto. Questo equivale a supporre che il coefficiente di deflusso sia lo stesso in ogni sottoarea del bacino, ed ovviamente è una prima e

grossolana ipotesi di lavoro. In fasi successive, si possono introdurre coefficienti di deflusso diversificati sull'area. Dettagli sulla costruzione dell'indicatore Q e sulla sua approssimazione con l'area drenata si possono reperire in Burrough e McDonnel, 1998. A partire dal modello digitale del terreno (da cui si calcolano i parametri A, area drenata, e S, pendenza, con procedure standard; si veda p.es. Gorte, 1995) e dai dati sulla copertura del suolo (da cui il parametro C), si ricava così la variabile T. Il parametro C, che rappresenta in prima approssimazione il complemento a 1 del grado di copertura del suolo, è stato valutato a partire dall'indice di vegetazione NDVI (p.es. ILWIS, 1997) calcolato su immagini TM Landsat disponibili della zona, risalenti al 1992 e fornite dalla Regione Emilia Romagna. Come ben noto, l'NDVI è un indice di riflettività che rappresenta la densità della vegetazione, e l'indice NDVI normalizzato fra 0 e 1 può essere assunto come indicatore della percentuale di copertura del suolo dovuta alla vegetazione. Si è posto così $C=1-NDVI$, il che implica che per $C=1$ l'effetto di erosione è completamente annullato dalla copertura vegetale. In successivi approfondimenti, potranno essere introdotti nel calcolo tutti i criteri che determinano il fattore C proposto da Morgan, Morgan e Finney (e coincidente con il C-factor della USLE: Wischmeier e Smith, 1978). Inoltre, potranno essere sviluppate le considerazioni di maggiore dettaglio suggerite da USDA (1997) in particolare per quanto attiene alla variabilità stagionale del fattore in relazione alla variazione delle colture. Noto l'indicatore T, si può porre $E=T/T_{max}$, essendo T_{max} il valore massimo di T sull'area, e questa posizione non produce deformazioni nella mappa finale del fattore di pattern Π' che rappresenta il termine erosivo normalizzato secondo le eq.ni (8).

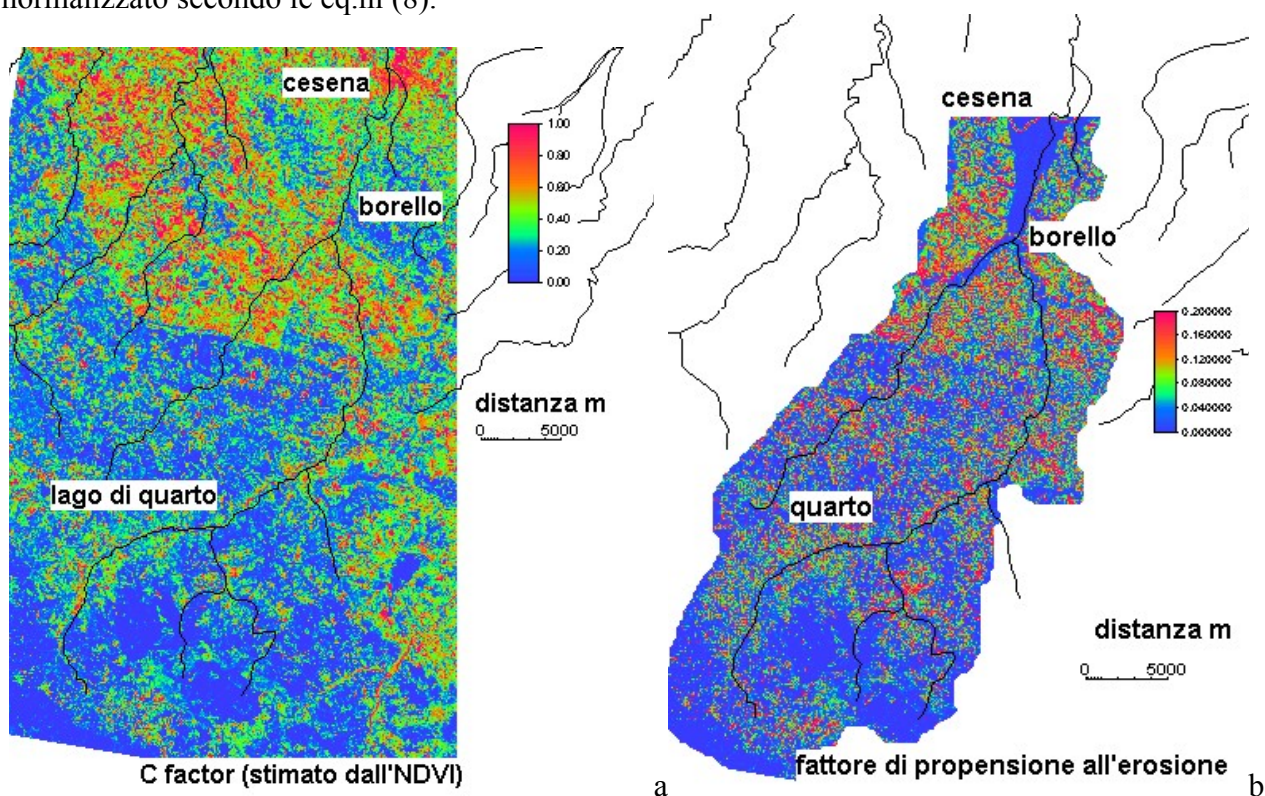


Figura 7 – fattori relativi all'erosione (normalizzati): a- fattore di copertura ottenuto dall'indice NDVI; b- mappa del fattore T secondo l'eq. (9)

La pioggia annua, nella formulazione qui adottata, richiede invece di essere stimata esplicitamente in modo quantitativo, a causa della non linearità delle relazioni in cui è introdotta e quindi per la necessità di normalizzare valori assoluti nelle eq.ni (8). Ai fini di ottenere una mappa della pioggia si sono sfruttate le relazioni empiriche di regressione della pioggia totale annua sui fattori distanza dalla costa e quota topografica, ricavati per l'area in esame in precedenti studi (Pistocchi e Neri,

2000) ai quali si rimanda per ogni ulteriore dettaglio. Sono così state calcolate le mappe mostrate in Figura 7(b) e Figura 8.

Nella presente applicazione metodologica, in assenza di rilievi sperimentali, si sono usati i valori di letteratura per i parametri del modello CREAMS, e in particolare $B=-0.2$, $k_1=k_2=0.03$, e inoltre si è fissato il coefficiente di infiltrazione al valore di tentativo di 0.5 (che bene approssima i coefficienti di deflusso medi annui registrati dal Servizio Idrografico e Mareografico Italiano negli Annali Idrologici per il bacino del Savio). Introducendo questi valori e le mappe dei parametri E e P nelle eq.ni (8) è stato possibile calcolare la mappa delle perdite di azoto nelle due forme (per erosione/trasporto con il sedimento e per lisciviazione). In pratica, ogni terreno di spandimento ottiene un punteggio convenzionale che è proporzionale, secondo il modello, alla perdita attesa di nutriente. Il valore del punteggio, però, è di per sé insignificante. Se si effettua invece un ranking delle aree secondo il punteggio decrescente, e le si divide in classi di ugual area (nel caso di studio si sono usate 20 classi ognuna coprente un 5% dell'area in ordine di pericolosità decrescente), si ottiene una mappa delle aree richiedenti attenzione prioritaria in quanto fonti di inquinamento. Questo risultato, per le due modalità di trasporto del nutriente, è mostrato in Figura 9.

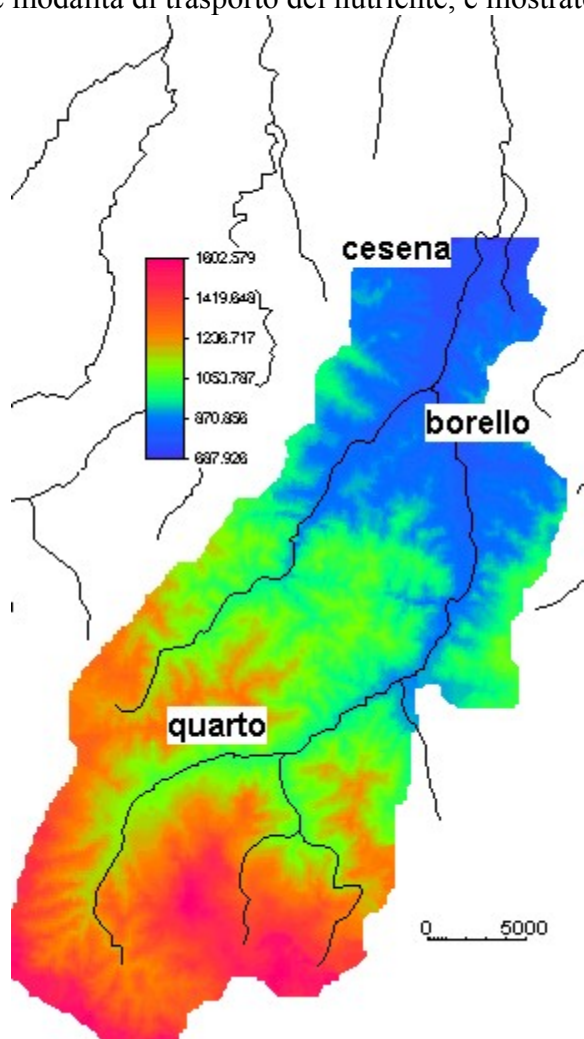


Figura 8 – mappa della piovosità, ottenuta per regressione multipla dei dati rispetto a distanza dalla costa e quota topografica.

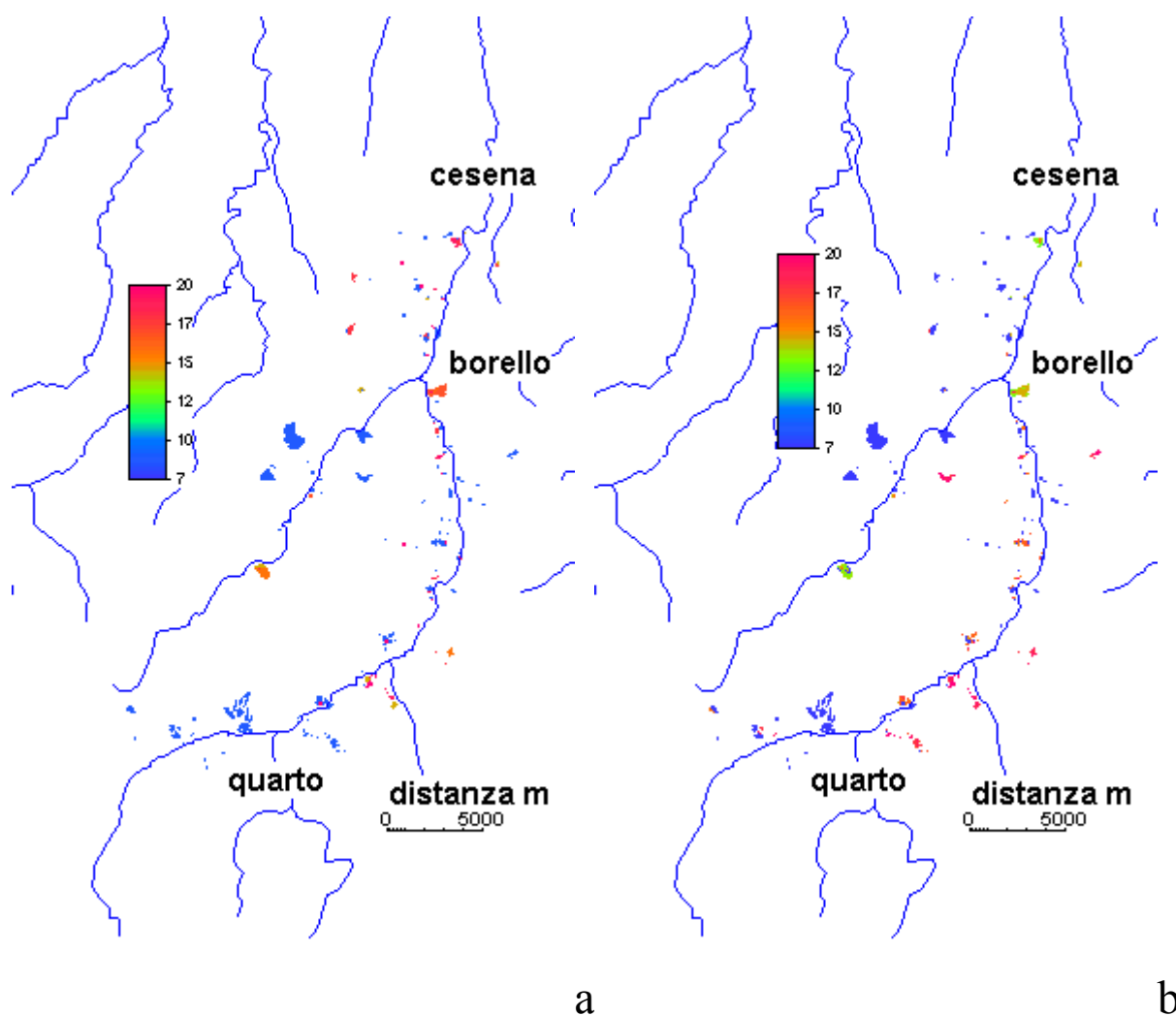


Figura 9 – mappa dei siti prioritari per inquinamento da reflui zootecnici: a – azoto da liquami; b – azoto da letami

Conclusioni e linee future di ricerca

Nel presente lavoro si è mostrato come sia possibile capitalizzare sulla descrizione concettuale dei fenomeni e sulla valutazione degli aspetti comparativi o di pattern spaziale per produrre una mappa di pericolosità relativa delle diverse fonti di inquinamento diffuso. Se il modello qui proposto sia efficace nel cogliere gli aspetti essenziali del fenomeno, e se sia possibile effettivamente utilizzarlo per migliorare la pianificazione del risanamento dei corpi idrici, sarà oggetto di approfondimenti futuri. In questa sede, ci si limita ad osservare che la descrizione comparativa, e il pieno sfruttamento degli strumenti GIS per la descrizione dei fenomeni in forma distribuita, consentono di mettere a punto sistemi di supporto alle decisioni che paiono di un certo interesse per lo sviluppo di piani di bacino e di strategie di controllo e monitoraggio degli spandimenti di reflui zootecnici. Ulteriori approfondimenti richiedono alcuni aspetti trattati in via speditiva e con ipotesi semplicistiche nel presente lavoro, fra cui sottolineiamo:

- la rilevanza – qui trascurata- dei singoli eventi di piena in luogo delle medie annuali per quanto riguarda i fenomeni di lisciviazione e di erosione;
- l'approssimativa ripartizione dei flussi di nutriente fra trasporto con il sedimento e lisciviazione in fase liquida, qui effettuata distinguendo semplicemente liquami e letami
- i criteri esplorativi per l'attribuzione delle dosi ai terreni; questi criteri dovrebbero essere sostituiti da una più oggettiva mappatura delle concentrazioni osservate sui terreni di

spandimento, con la quale effettuare poi la valutazione qui proposta, con le opportune modifiche.

In definitiva, le tecniche di analisi qui discusse devono essere oggi classificate come tecniche esplorative, il cui utile impiego, grazie alla facilità di implementazione e alla bassa richiesta di dati in ingresso, è limitato alle fasi di mappatura e valutazione delle priorità ad un livello regionale di pianificazione, e non permette di escludere il ricorso a modelli e metodi più complessi e sofisticati in approfondimenti successivi locali.

Bibliografia

1. AgNPS: Agricultural Non Point Pollution Model, User's Guide, v.4.2, North Central Soil Conservation Research Lab., Morris, Minnesota, 1994
2. ARNOLD, J.G., WILLIAMS, R., SRINIVASAN, R., KING, K.W., SWAT, The soil and water assessment tool, Manual; URL: <http://www.brc.tamus.edu/swat>
3. BASLEY, D.B., HUGGINS, L.F., MONKE, E.J., *ANSWERS, a model for watershed planning*, Transactions of ASAE, pp. 938-944, 1980
4. Chung, C.F., Fabbri, A.G., *Probabilistic prediction models for landslide hazard mapping*, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 65, No. 12, 1999
5. Cortellini, L., La distribuzione dei reflui zootecnici, in Tabaglio e Spallacci, cit., 1993
6. DE JONG, S., RIEZEBOS, H.Th., *SEMMED: a distributed approach to soil erosion modelling*, in *Remote Sensing '96-Spiteri (ed.)*- Balkema, Rotterdam, 1996.
7. DESMET, P. J. J., AND G. GOVERS, GIS-based simulation of erosion and deposition patterns in an agricultural landscape: a comparison of model results with soil map information, *Catena*, 25, 389-40, 1995.
8. Julien, P.Y., Simons, D.B., Sediment transport capacity of overland flow, *Trans. ASAE*, 28, 755-762, 1985
9. **Marletto, V., Zinoni, F., CRITERIA: bilancio idrico e GIS per la prevenzione dell'impatto ambientale di origine agricola, Quaderno Panda-Miraaf, I sistemi informativi territoriali per la gestione dell'agro-ambiente, a cura di C.Gipponi, 1996**
10. Menzel, R.G., Enrichment ratios for water quality modeling, in USDA, cit. vol. III, 1980
11. Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L.R., Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS, *Int. J. GIS*, vol. 10, n. 5, 629-641, 1996
12. MORGAN R.P.C., MORGAN D.D.V., FINNEY, H.J., A predictive model for the assessment of soil erosion risk, *J. Agric. Eng. Res.* 30, pp. 245-253
13. Pistocchi, A., Bettini, S., Misericocchi, R., Modellazione previsionale *GIS-based* dell'inquinamento di origine diffusa da fonti agricole. Un caso di studio. *Ingegneria Ambientale*, n.2 – febbraio 2000
14. Pistocchi, A., Neri, D., *Mappatura della propensione all'insacco di incendi boschivi mediante favourability functions: un caso di studio*, *Genio Rurale-Estimo e Territorio*, n. 6, 2000 (b)
15. REG. EMILIA-ROMAGNA-PROV. FORLÌ-CESENA, Carichi teorici e reali di fosforo e azoto su tre corsi d'acqua dell'Emilia-Romagna, Bologna, 1994, 1996.
16. REGIONE EMILIA ROMAGNA, Servizio Cartografico, Ufficio Pedologico, La carta dei suoli dell'Emilia Romagna alla scala 1:250.000; Legenda e Note Illustrative. Bologna, 1994.
17. Sequi, P. (cur.) Guida alla lettura ed interpretazione del codice di buona pratica agricola per la protezione delle acque dai nitrati, Edagricole, Bologna, 1999
18. **SMITH, R.F., GOODRICH, D.C., WOOLHISER, D.A., UNKRICH, C.L., KINEROS, a kinematic runoff and erosion model, in Computer models of Watershed hydrology-Singh (ed.), Water Resources Publications, Highland Ranchs, Colorado**

19. Tabaglio, V. , Spallacci, P., I principi agronomici della concimazione con reflui zootecnici, in CRPA, Manuale per la gestione e l'utilizzazione agronomica dei reflui zootecnici, Regione Emilia Romagna, Assessorato all'Agricoltura, 1993
20. Timmons, D.R., Holt, R.F., Soluble N and P concentrations in surface runoff water, in USDA, cit. vol. III, 1980
21. USDA- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised Universal Soil Loss Equation, USDA Agriculture Handbook no. 703, 1997
22. USDA, CREAMS Manual, 3 voll., Conservation Research Report N. 26, may 1980
23. **Wischmeier, W.H., Smith, D.D., Predicting rainfall erosion losses, USDA Agricultural Research Service Handbook n. 537, 1978**