



FONDAZIONE INIZIATIVE ZOOPROFILATTICHE E ZOOTECCNICHE
BRESCIA

ALLEVAMENTO ANIMALE E RIFLESSI AMBIENTALI

G. Matteo Crovetto - Anna Sandrucci

EDITO A CURA DELLA
FONDAZIONE INIZIATIVE ZOOPROFILATTICHE
E ZOOTECCNICHE - BRESCIA

78

ALLEVAMENTO ANIMALE
E RIFLESSI AMBIENTALI

Nella stessa collana sono stati pubblicati i seguenti volumi:

- 1 - 1979 Infezioni respiratorie del bovino
- 2 - 1980 L'oggi e il domani della sulfamidoterapia veterinaria
- 3 - 1980 Ormoni della riproduzione e Medicina Veterinaria
- 4 - 1980 Gli antibiotici nella pratica veterinaria
- 5 - 1981 La leucosi bovina enzootica
- 6 - 1981 La «Scuola per la Ricerca Scientifica» di Brescia
- 7 - 1982 Gli indicatori di Sanità Veterinaria nel Servizio Sanitario Nazionale
- 8 - 1982 Le elmintiasi nell'allevamento intensivo del bovino
- 9 - 1983 Zoonosi ed animali da compagnia
- 10 - 1983 Le infezioni da *Escherichia coli* degli animali
- 11 - 1983 Immunogenetica animale e immunopatologia veterinaria
- 12 - 1984 5° Congresso Nazionale Associazione Scientifica di Produzione Animale
- 13 - 1984 Il controllo delle affezioni respiratorie del cavallo
- 14 - 1984 1° Simposio Internazionale di Medicina veterinaria sul cavallo da competizione
- 15 - 1985 La malattia di Aujeszky. Attualità e prospettive di profilassi nell'allevamento suino
- 16 - 1986 Immunologia comparata della malattia neoplastica
- 17 - 1986 6° Congresso Nazionale Associazione Scientifica di Produzione Animale
- 18 - 1987 Embryo transfer oggi: problemi biologici e tecnici aperti e prospettive
- 19 - 1987 Coniglicoltura: tecniche di gestione, ecopatologia e *marketing*
- 20 - 1988 Trentennale della Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, 1956-1986
- 21 - 1989 Le infezioni erpetiche del bovino e del suino
- 22 - 1989 Nuove frontiere della diagnostica nelle scienze veterinarie
- 23 - 1989 La rabbia silvestre: risultati e prospettive della vaccinazione orale in Europa
- 24 - 1989 Chick Anemia ed infezioni enteriche virali nei volatili
- 25 - 1990 Mappaggio del genoma bovino
- 26 - 1990 Riproduzione nella specie suina
- 27 - 1990 La nube di Chernobyl sul territorio bresciano
- 28 - 1991 Le immunodeficienze da retrovirus e le encefalopatie spongiformi
- 29 - 1991 La sindrome chetotica nel bovino
- 30 - 1991 Atti del convegno annuale del gruppo di lavoro delle regioni alpine per la profilassi delle mastiti
- 31 - 1991 Allevamento delle piccole specie
- 32 - 1992 Gestione e protezione del patrimonio faunistico
- 33 - 1992 Allevamento e malattie del visone
- 34 - 1993 Atti del XIX Meeting annuale della S.I.P.A.S., e del Convegno su Malattie dismetaboliche del suino
- 35 - 1993 Stato dell'arte delle ricerche italiane nel settore delle biotecnologie applicate alle scienze veterinarie e zootecniche - Atti 1a conferenza nazionale
- 36 - 1993 Argomenti di patologia veterinaria
- 37 - 1994 Stato dell'arte delle ricerche italiane sul settore delle biotecnologie applicate alle scienze veterinarie e zootecniche
- 38 - 1995 Atti del XIX corso in patologia suina e tecnica dell'allevamento
- 39 - 1995 Quale bioetica in campo animale? Le frontiere dell'ingegneria genetica

- 40 - 1996 Principi e metodi di tossicologia in vitro
- 41 - 1996 Diagnostica istologica dei tumori degli animali
- 42 - 1998 Umanesimo ed animalismo
- 43 - 1998 Atti del Convegno scientifico sulle enteropatie del coniglio
- 44 - 1998 Lezioni di citologia diagnostica veterinaria
- 45 - 2000 Metodi di analisi microbiologica degli alimenti
- 46 - 2000 Animali, terapia dell'anima
- 47 - 2001 Quarantacinquesimo della Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, 1955- 2000
- 48 - 2001 Atti III Convegno Nazionale di Storia della Medicina Veterinaria
- 49 - 2001 Tipizzare le salmonelle
- 50 - 2002 Atti della giornata di studio in cardiologia veterinaria
- 51 - 2002 La valutazione del benessere nella specie bovina
- 52 - 2003 La ipofertilità della bovina da latte
- 53 - 2003 Il benessere dei suini e delle bovine da latte: punti critici e valutazione in allevamento
- 54 - 2003 Proceedings of the 37th international congress of the ISAE
- 55 - 2004 Riproduzione e benessere in conigliocultura: recenti acquisizioni scientifiche e trasferibilità in campo
- 56 - 2004 Guida alla diagnosi necroscopica in patologia suina
- 57 - 2004 Atti del XXVII corso in patologia suina e tecnica dell'allevamento
- 58 - 2005 Piccola storia della Medicina Veterinaria raccontata dai francobolli
- 59 - 2005 IV Congresso Italiano di Storia della Medicina Veterinaria
- 60 - 2005 Atti del XXVIII corso in patologia suina e tecnica dell'allevamento
- 61 - 2006 Atlante di patologia cardiovascolare degli animali da reddito
- 62 - 2006 50° Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, 1955- 2005
- 63 - 2006 Guida alla diagnosi necroscopica in patologia del coniglio
- 64 - 2006 Atti del XXIX corso in patologia suina e tecnica dell'allevamento
- 65 - 2006 Proceedings of the 2nd International Equitation Science Symposium
- 66 - 2007 Piccola storia della Medicina Veterinaria raccontata dai francobolli - II edizione
- 67 - 2007 Il benessere degli animali da reddito: quale e come valutarlo
- 68 - 2007 Proceedings of the 6th International Veterinary Behaviour Meeting
- 69 - 2007 Atti del XXX corso in patologia suina
- 70 - 2007 Microbi e alimenti
- 71 - 2008 V Convegno Nazionale di Storia della Medicina Veterinaria
- 72 - 2008 Proceedings of the 9th world rabbit congress
- 73 - 2008 Atti Corso Introduttivo alla Medicina non Convenzionale Veterinaria
- 74 - 2009 La biosicurezza in veterinaria
- 75 - 2009 Atlante di patologia suina I
- 76 - 2009 Escherichia Coli
- 77 - 2010 Attività di mediazione con l'asino

FONDAZIONE INIZIATIVE ZOOPROFILATTICHE E ZOOTECNICHE
- BRESCIA -

Direttore Scientifico: prof. Ezio Lodetti

**ALLEVAMENTO ANIMALE
E RIFLESSI AMBIENTALI**

a cura di G. Matteo Crovetto e Anna Sandrucci

EDITO A CURA DELLA
FONDAZIONE INIZIATIVE ZOOPROFILATTICHE
E ZOOTECNICHE - BRESCIA
Via Istria, 3/b - 25125 Brescia

ISBN 978-88-904416-2-2

© Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche - Brescia, marzo 2010

Tipografia Camuna - Brescia 2010

INDICE

S. CAPRETTI.....	IX
<i>Presentazione</i>	
Commissione di lavoro A.S.P.A. e autori	XI
P. SECCHIARI.....	XIII
<i>Premessa</i>	
G.M. CROVETTO.....	XV
<i>Prefazione</i>	
A. SANDRUCCI.....	1
Allevamenti e ambiente	
<i>Livestock production and environment</i>	
C. PENATI, A. SANDRUCCI.....	15
Zootecnia e ambiente: sintesi del quadro normativo	
<i>Livestock production and environment: legal framework</i>	
G.M. CROVETTO, S. COLOMBINI.....	27
Alimentazione ed escrezione azotata nei bovini da latte	
<i>Feeding and nitrogen excretion in dairy cattle</i>	
A. SANDRUCCI, C. PENATI.....	55
Riflessi ambientali della zootecnia bovina da latte in area alpina	
<i>Environmental issues related to dairy farming in an Alpine area</i>	
D. BIAGINI.....	65
Controllo dell'impatto ambientale degli allevamenti intensivi di bovini da carne	
<i>Control of environmental impact in intensive beef cattle production</i>	
S.P.G. RASSU, A. CANNAS, V. GIOVANETTI, G. MOLLE.....	101
Escrezione azotata nei piccoli ruminanti	
<i>Nitrogen excretion in small ruminants</i>	
L. BOCCIA, R. INFASCELLI, G. CAMPANILE.....	133
Aspetti ambientali connessi all'allevamento bufalino	
<i>Environmental issues of buffalo (Bubalus bubalis) husbandry</i>	
A. SANDRUCCI, G. GALASSI, G.M. CROVETTO.....	151
Problematiche ambientali legate all'allevamento intensivo del suino pesante	
<i>Environmental issues of intensive heavy pig production</i>	

A. PISTOIA, G. FERRUZZI.....	161
Impatto ambientale da pascolamento suino	
<i>Environmental impact of pig rooting</i>	
E. TIBALDI.....	177
Approccio zootecnico alla stima delle emissioni eutrofizzanti dell'allevamento ittico intensivo e strategie per il loro contenimento	
<i>A nutritional approach and strategies for predicting and reducing nutrient wastes from intensive fish farming</i>	
S. SCHIAVON.....	201
Escrezioni di azoto e fosforo nelle principali tipologie di allevamento intensivo in Italia: quantificazione su base aziendale	
<i>Intensive livestock in Italy: models to predict nitrogen and phosphorus excretions on farm basis</i>	
1. Allevamenti di vacche da latte.....	210
2. Allevamenti di vitelloni.....	226
3. Allevamenti di vitelli a carne bianca.....	243
4. Allevamenti di suini in accrescimento.....	254
5. Allevamenti di scrofe.....	267
6. Centri specializzati per lo svezzamento di suinetti.....	282
7. Allevamenti di ovaiole.....	293
8. Allevamenti di pollastre e avicoli da carne.....	302

PRESENTAZIONE

La Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche ha accolto con entusiasmo la richiesta dell'Associazione per la Scienza e le Produzioni Animali (ASPA) di pubblicare nella sua collana editoriale i lavori della Commissione di studio sul "Controllo dell'impatto ambientale degli allevamenti animali", al fine di mettere a disposizione dei professionisti e dei cultori della materia uno strumento in grado di dare risposte adeguate e coerenti alle questioni che interessano la sostenibilità ambientale che rappresenta tanta parte delle problematiche che riguardano le zootecniche.

dr. Stefano Capretti
Segretario Generale

COMMISSIONE DI LAVORO A.S.P.A.

G. Matteo Crovetto (<i>Presidente</i>)	Davide Biagini
Giuseppe Campanile	Guido Ferruzzi
Giovanni Molle	Alessandro Pistoia
Salvatore Pier Giacomo Rassu	Anna Sandrucci
Stefano Schiavon	Emilio Tibaldi

AUTORI

DAVIDE BIAGINI

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università degli Studi di Torino

LORENZO BOCCIA

*Dipartimento Ingegneria Agraria e Agronomia del Territorio (DIAAT),
Università degli Studi di Napoli Federico II*

GIUSEPPE CAMPANILE

*Dipartimento di Scienze Zootecniche ed Ispezione degli Alimenti (DISCIZIA),
Università degli Studi di Napoli Federico II*

ANTONELLO CANNAS

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università degli Studi di Sassari

STEFANIA COLOMBINI

*Dipartimento di Scienze Animali, Sezione di Zootecnica Agraria,
Università degli Studi di Milano*

G. MATTEO CROVETTO

*Dipartimento di Scienze Animali, Sezione di Zootecnica Agraria,
Università degli Studi di Milano*

GUIDO FERRUZZI

*Sezione di Scienze Zootecniche, Dipartimento di Agronomia e Gestione
dell'Agroecosistema, Università degli Studi di Pisa*

GIANLUCA GALASSI

*Dipartimento di Scienze Animali, Sezione di Zootecnica Agraria,
Università degli Studi di Milano*

VALERIA GIOVANETTI

Dipartimento per la Ricerca delle Produzioni Animali, AGRIS Sardegna

ROBERTA INFASCELLI

*Dipartimento Ingegneria Agraria e Agronomia del Territorio (DIAAT),
Università degli Studi di Napoli Federico II*

GIOVANNI MOLLE

Dipartimento per la Ricerca delle Produzioni Animali, AGRIS Sardegna

CHIARA PENATI

*Dipartimento di Scienze Animali, Sezione di Zootecnica Agraria,
Università degli Studi di Milano*

ALESSANDRO PISTOIA

*Sezione di Scienze Zootecniche, Dipartimento di Agronomia e Gestione
dell'Agroecosistema, Università degli Studi di Pisa*

SALVATORE PIER GIACOMO RASSU

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università degli Studi di Sassari

ANNA SANDRUCCI

*Dipartimento di Scienze Animali, Sezione di Zootecnica Agraria,
Università degli Studi di Milano*

STEFANO SCHIAVON

Dipartimento di Scienze Animali, Università degli Studi di Padova

EMILIO TIBALDI

Dipartimento di Scienze Animali, Università degli Studi di Udine

PREMESSA

Alla sostenibilità ambientale, intesa come integrità funzionale del complesso delle attività di allevamento, è stato da tempo attribuito un ruolo fondamentale nell'ambito della zootecnica, perché l'ordinata gestione degli allevamenti animali consente un'agevole rispetto delle condizioni di benessere animale e, di conseguenza, facilita la produzione di alimenti di origine animale sani e di buona qualità nutrizionale.

Questo approccio classico ha rappresentato finora la motivazione di fondo che ha consentito di collocare il controllo dell'impatto ambientale nella giusta dimensione nel complesso delle attività di allevamento animale.

Oggi si affaccia altresì una nuova urgenza, legata al rapporto tra sistemi zootecnici e cambiamenti climatici e desertificazione, imputabili, a torto o a ragione, all'allevamento di animali di interesse zootecnico.

Questa problematica rappresenta uno dei fronti sui quali maggiormente è indirizzata l'attenzione di chi critica o osteggia apertamente l'allevamento animale, attribuendo ai processi zootecnici sia intensivi sia estensivi, una parte rilevante delle problematiche ambientali che affliggono il pianeta.

Siamo perciò passati da un livello di attenzione a fenomeni riguardanti alcune situazioni regionali europee e italiane, in cui nel tempo si è creato uno squilibrio tra allevamento animale e ambiente, a una visione globale del problema, che richiede una risposta forte da parte del mondo della ricerca sia sul piano delle conoscenze teoriche sia sul piano tecnico operativo che da queste discendono.

Per questi motivi l'Associazione per la Scienza e le Produzioni Animali (ASPAs), nell'ambito delle sue attività istituzionali, ha voluto il varo della Commissione di studio sul "*Controllo dell'impatto ambientale degli allevamenti animali*", al fine di favorire la formazione di un gruppo di colleghi esperti in quella branca di studi che desse risposte adeguate e coerenti alle questioni che interessano la sostenibilità ambientale che, come sopra ricordato, rappresenta tanta parte delle problematiche che si agitano oggi riguardo la zootecnica.

Sono perciò molto grato del lavoro svolto da tutti i componenti della Commissione di studio e mi congratulo con loro per la qualità del lavoro svolto. In particolare questi sentimenti sono rivolti a G. Matteo Crovetto, Coordinatore della Commissione stessa, che ha organizzato e armonizzato la collaborazione del gruppo di lavoro, al fine di raggiungere lo scopo di raccogliere le conoscenze sulle problematiche ambientali e sulle soluzioni proponibili per realizzare una corretta sostenibilità ambientale delle produzioni animali. A questo si è aggiunta la collazione del volume che compendia i contributi di studio della Commissione, che viene pubblicato per l'attivo interessamento di G. Matteo Crovetto e per la sensibilità del dott. Ezio Lodetti, Direttore Generale della Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, cui esprimo la mia riconoscenza, unita a un cordiale ringraziamento.

In questo modo l'ASPAs può offrire una piccola "summa" sulle problematiche dell'impatto ambientale dell'allevamento animale che potranno essere di sicura utilità sia al mondo della ricerca in campo agronomico, zootecnico e veterinario, sia a quello più vasto dei settori imprenditoriali e allevatoriali italiani.

Pierlorenzo Secchiari
Presidente ASPAs

PREFAZIONE

Sollecitato da una crescente sensibilità pubblica sul tema “ambiente” e dai richiami a una sostenibilità effettiva, il settore delle produzioni animali ha visto, soprattutto nell’ultimo decennio, una crescente attenzione verso i risvolti e le ricadute ambientali che le pratiche zootecniche comportano.

È noto che la zootecnia svolge da sempre un prezioso ruolo positivo nei confronti dell’ambiente e, con l’agricoltura, costituisce spesso il baluardo contro un impoverimento e degrado dell’ambiente. Bisogna però riconoscere che pratiche di allevamento animale non gestite correttamente portano a rompere l’equilibrio “zootecnia/ambiente” con ripercussioni negative, alcune immediate, altre a più lento effetto, ma non per questo meno gravi e pericolose.

Le problematiche ambientali sono moltissime ed è pressoché impossibile trattarle esaustivamente. Tra i vari aspetti, tuttavia, l’inquinamento da azoto, nell’acqua e nell’aria, è quello che negli ultimi tempi ha ricevuto di gran lunga la maggiore attenzione, per il recepimento e la traduzione in legge nazionale della cosiddetta Direttiva Nitrati emanata dalla UE nel lontano 1991.

Dopo anni di stasi o comunque di un lavoro non coordinato fra le diverse regioni e tra gli stessi operatori agricoli in ogni regione, si è avuta un’improvvisa accelerazione per adeguarsi alle direttive dell’UE e alle sue richieste in tema di inquinamento da N proveniente dagli allevamenti animali. Tutti i settori sono stati interpellati e coinvolti in questo processo, anche quello scientifico.

Il Consiglio direttivo dell’Associazione per la Scienza e le Produzioni Animali (ASP) ha dapprima invitato i soci interessati a costituire una Commissione di studio sul “*Controllo dell’impatto ambientale degli allevamenti animali*” e successivamente, nel maggio del 2007, ha approvato tale Commissione invitandola soprattutto a concentrare l’attenzione sull’aspetto dell’escrezione azotata, per la rilevanza e l’attualità dell’argomento.

La Commissione ha fatto tesoro delle esperienze dirette che i vari membri della commissione stessa avevano già maturato sulla tematica, con indagini, studi e ricerche specifiche nelle diverse specie e condizioni di allevamento.

Si è cercato soprattutto di riassumere i nodi salienti della problematica dando al contempo spunti pratici per cercare di minimizzare l’impatto ambientale derivante dall’allevamento animale.

Bovini da latte e da carne, suini, ovini-caprini e pesci sono le specie maggiormente trattate in questo volume, anche se è stato dedicato dello spazio anche alle altre specie. Si è cercato anche di valutare sia le forme di allevamento intensivo sia quelle più estensive.

Questo testo va quindi considerato quale un contributo alla conoscenza della problematica e alle soluzioni che si possono adottare in un’ottica di sostenibilità ambientale.

Spetterà poi ai ricercatori, ai docenti e ai tecnici che a vario titolo operano nel contesto zootecnico il compito di tradurre tutto ciò in comportamenti e scelte corrette per garantire una sostenibilità non disgiunta ovviamente dalla redditività dell’attività zootecnica.

Un grazie a quanti, consiglio e presidenza dell'ASPA *in primis*, hanno creduto nel nostro lavoro e ci hanno spronato in tal senso. Come spesso succede in questi casi, il lavoro è stato anche l'occasione per un proficuo scambio di conoscenze e opinioni tra noi. Ai miei colleghi "di viaggio" quindi, e alla prof. Sandrucci in particolare per il grande aiuto che mi ha dato, il mio grazie più sincero.

G. Matteo Crovetto
Coordinatore della Commissione ASPA
"Controllo dell'impatto ambientale degli allevamenti animali"

ALLEVAMENTI E AMBIENTE

(Livestock production and environment)

ANNA SANDRUCCI

Dipartimento di Scienze Animali – Sezione di Zootecnica Agraria
Università degli Studi di Milano

RIASSUNTO

L'attività zootecnica ha un'influenza significativa sugli equilibri ambientali, sia a livello locale che a livello globale, incidendo su molti aspetti che comprendono, tra gli altri, la qualità dell'aria e il clima, la qualità delle acque, il suolo, la biodiversità e la qualità del paesaggio. Tale influenza è già attualmente piuttosto rilevante ma va ulteriormente aumentando in conseguenza della crescente domanda a livello mondiale di prodotti di origine animale. Inoltre il processo di intensificazione degli allevamenti, se può costituire un vantaggio in termini di efficienza di utilizzazione delle risorse, può aggravare l'impatto a scala locale. Il lavoro affronta in breve i principali aspetti di interazione tra l'ambiente e l'attività zootecnica.

SUMMARY

Livestock production interacts with the environment, both at local and global level, affecting many aspects among which air and water quality, climate, soil characteristics, biodiversity and landscape. These impacts are becoming increasingly important with the increase of worldwide demand for food of animal origin. Moreover, the intensification on animal husbandry is generally an advantage in terms of resource utilization efficiency, but at the same time it can enbrace the environmental impact at local level. This paper summarizes the main aspects of interactions between livestock production and the environment.

Parole chiave

allevamento, ambiente

Key words

livestock, environment

INTRODUZIONE

L'allevamento degli animali da reddito influisce in maniera significativa sugli equilibri ambientali, sia a livello locale che a livello globale incidendo su molti aspetti, che comprendono, tra gli altri, la qualità dell'aria e il clima, la qualità delle acque, il suolo, la biodiversità e la qualità del paesaggio. Tale impatto è già attualmente importante ma va ulteriormente amplificandosi in conseguenza della crescente domanda a livello mondiale di prodotti di origine animale e della sempre più accentuata tendenza verso l'industrializzazione e l'intensificazione delle produzioni zootecniche.

L'impatto della zootecnia sull'ambiente si concretizza in effetti diretti e in effetti indiretti, questi ultimi ricollegabili principalmente alla produzione e al trasporto di mezzi tecnici destinati all'allevamento, soprattutto alimenti per il bestiame. Tra gli effetti ambientali diretti della zootecnia si possono annoverare, ad esempio, gli effetti del pascolamento sulle condizioni delle superfici pascolive, gli effetti dello spargimento dei reflui sui suoli e sulle acque, il consumo idrico, l'emissione di metano e altri gas in atmosfera.

Le interazioni tra zootecnia e ambiente non sono sempre solo negative ma in alcuni casi anche positive: si pensi ad esempio al vantaggio dato dall'impiego delle deiezioni animali come fertilizzanti organici o al contributo, in termini di energia motrice, dato dal lavoro animale, in sostituzione delle macchine, ancora molto importante in molte aree del mondo

Il tipo di interazione e la sua importanza variano molto in funzione del sistema di allevamento (estensivo, intensivo, basato o meno sul pascolamento), delle tecniche applicate e della specie animale allevata (monogastrici o poligastrici, animali terrestri o acquatici). Lo studio dell'impatto della zootecnia sull'ambiente è reso più complesso dalla estrema diversificazione dei sistemi di allevamento che è possibile riscontrare a livello mondiale: da sistemi di sussistenza non o poco orientati al mercato, caratterizzati da scarsi input, e altrettanto ridotti output, a modelli estremamente intensivi caratterizzati da elevati input di materie prime ma anche spesso da elevate efficienze di trasformazione dei nutrienti in prodotti animali.

PRINCIPALI ASPETTI DI INTERAZIONE TRA L'AMBIENTE E L'ATTIVITÀ ZOOTECNICA

Aria e clima

La zootecnia contribuisce a modificare la composizione dei gas in atmosfera attraverso una vasta gamma di emissioni gassose tra cui, principalmente, metano, anidride carbonica, protossido d'azoto e ammoniaca.

Alcuni di questi gas, come è noto, hanno effetti importanti sul clima terrestre in quanto, trattenendo le radiazioni emesse dalla terra, contribuiscono all'effetto serra, ossia al riscaldamento della superficie terrestre e della bassa atmosfera. I principali gas emessi dagli allevamenti che contribuiscono all'effetto serra sono: il biossido di carbonio (CO₂), il metano (CH₄) e il protossido di azoto (N₂O).

Nell'ultimo secolo l'azione dell'uomo ha provocato un importante aumento delle concentrazioni di gas serra, che hanno portato ad un'accentuazione dell'effetto serra naturale con la conseguenza dell'aumento della temperatura terrestre (IPCC, 2007). Il contributo al riscaldamento globale (*global warming*) di ciascun gas è funzione delle proprietà delle sue molecole nell'interazione con la radiazione, oltre che della quantità assoluta presente in atmosfera. Per comparare l'effetto dei diversi gas serra nei confronti del fenomeno del riscaldamento globale, questi vengono espressi in termini di equivalenti di CO₂ utilizzando degli opportuni coefficienti di potenziale di riscaldamento (GWP=Global Warming Potential) che, secondo l'ultimo aggiornamento fornito dall'IPCC (2007), per un orizzonte temporale di 100 anni, sono 25 e 298 per CH₄ e N₂O, rispettivamente. Il riscaldamento della superficie terrestre costituisce un grave problema per l'ambiente in quanto associato a fenomeni come lo scioglimento dei ghiacci, l'aumento del livello dei mari, l'alterazione delle riserve idriche, la desertificazione, l'alterazione degli ecosistemi, l'estinzione di specie animali e vegetali, l'aumento della frequenza e della gravità di eventi meteorologici estremi (piogge torrenziali, cicloni, ecc.). Tali fenomeni potrebbero avere in futuro un impatto importante sulle attività economiche, sull'agricoltura, sulla sicurezza alimentare e sulla salute della popolazione umana.

L'agricoltura, e in particolare la zootecnia, contribuiscono in maniera significativa ad accrescere i problemi dei gas a effetto serra. Si calcola che, a livello mondiale, l'agricoltura contribuisca per circa un quinto alla produzione di gas serra di origine antropica (Kebreab *et al.*, 2006). La zootecnia a sua volta giocherebbe un ruolo particolarmente importante, rappresentando la principale fonte di gas serra di origine agricola; si stima infatti che le attività zootecniche contribuiscano da sole a produrre il 18% circa dei gas serra di origine antropica,

espressi in equivalenti CO₂ (Steinfeld *et al.*, 2006). Tra i diversi sistemi di allevamento quelli di tipo estensivo tendono ad avere un impatto maggiore di quelli intensivi sulle emissioni di gas serra, producendo circa il 70% dei gas serra di origine zootecnica, sempre espressi in equivalenti CO₂ (Steinfeld *et al.*, 2006).

Anidride carbonica

L'anidride carbonica è il principale gas serra in ragione della sua elevata concentrazione nell'aria più che del suo potenziale nei confronti del riscaldamento globale.

L'agricoltura e la zootecnia hanno un ruolo marginale nella produzione di CO₂ rispetto agli altri settori produttivi: la maggior parte della CO₂ riversata annualmente nell'atmosfera proviene infatti dall'utilizzo di combustibili fossili. Si calcola che in totale la zootecnia contribuisca per il 9% circa alle emissioni di CO₂ di origine antropica (Steinfeld *et al.*, 2006).

Le emissioni di anidride carbonica derivano in parte direttamente dai processi respiratori, come prodotto delle attività metaboliche degli animali allevati. Tuttavia questo ammontare dovrebbe essere totalmente compensato dalla CO₂ sequestrata dalle piante coltivate ai fini dell'alimentazione animale. Questo meccanismo di compensazione spiega come mai la respirazione del bestiame non sia stata considerata nel protocollo di Kyoto come una delle fonti di CO₂.

La produzione di CO₂ deriva anche dall'impiego diretto di energia fossile e non per le attività e i processi meccanizzati svolti nell'ambito dell'allevamento (ventilazione, riscaldamento, mungitura, distribuzione degli alimenti, ecc.).

Tuttavia vi sono anche importanti vie indirette attraverso cui la zootecnia contribuisce alle emissioni di anidride carbonica rappresentate, ad esempio, dall'uso di energia fossile ai fini della produzione industriale e del trasporto di mezzi tecnici destinati all'allevamento, come alimenti per il bestiame, additivi, integratori, medicinali e attrezzature per la zootecnia. Soprattutto l'impiego di alimenti concentrati per il bestiame acquistati sul mercato costituisce una importante fonte di CO₂ ed è una caratteristica tipica della zootecnia intensiva. Un'altra via indiretta attraverso la quale la zootecnia contribuisce alla produzione di CO₂ è rappresentata dalla produzione industriale di erbicidi, antiparassitari e fertilizzanti, soprattutto azotati, per la coltivazione di foraggi e alimenti per il bestiame. Si pensi che più della metà del mais prodotto a livello mondiale è impiegato per l'alimentazione del bestiame e che il mais rappresenta una delle colture più avidi di azoto. A questo ammontare va aggiunta la CO₂ liberata per impiego di combustibili fossili ed energia elettrica per le operazioni colturali, sempre ai fini della produzione di alimenti per il bestiame. Oltre il 50% del consumo energetico, sotto forma di energia elettrica e di combustibili, delle aziende bovine da latte è connesso proprio alla produzione e conservazione di prodotti vegetali per l'alimentazione del bestiame (semina, raccolta, irrigazione, essiccazione, insilamento, ecc.) (Kraatz *et al.*, 2006).

Il trasporto degli animali da macello e dei prodotti zootecnici dalle aree di produzione alle aree di lavorazione, la lavorazione degli stessi, l'ulteriore trasporto fino alla distribuzione e lo stoccaggio hanno costi energetici importanti coperti da combustibili fossili o energia elettrica. In particolare il trasporto, il trattamento e la lavorazione del latte costituiscono importanti fonti di CO₂. E' evidente che l'entità della perdita di CO₂ connessa con la lavorazione e il trasporto dei prodotti animali dipende molto dal tipo di economia (mercato o sussistenza) e dal tipo di destinazione commerciale (mercato locale o internazionale) che caratterizza le produzioni zootecniche di una determinata area geografica.

Nei paesi in via di sviluppo, caratterizzati da una zootecnia di tipo estensivo, la principale fonte di CO₂ è spesso rappresentata dalla deforestazione effettuata con lo scopo di trasformare aree arbustive o arborate in pascoli o in arativi per la produzione di alimenti per il bestiame. La modificazione della destinazione dei suoli comporta sempre un impatto sui flussi di

carbonio. Infatti un'area boscata contiene più carbonio di un pascolo o di una coltura, perciò quando il bosco viene tagliato, o peggio ancora bruciato, vengono liberate in atmosfera grandi quantità di anidride carbonica. Il fenomeno, come è noto, ha dimensioni assai importanti in America Latina (Steinfeld *et al.*, 2006).

La mineralizzazione del carbonio presente nel terreno, come conseguenza di attività agricole di tipo intensivo, porta ad una progressiva riduzione della riserva di carbonio del suolo e alla emissione di ingenti quantità di CO₂ in atmosfera. Non solo la conversione di terreni non agricoli in terreni agricoli ma anche la conversione da colture estensive, come il prato permanente, a colture intensive porta ad un aumento delle emissioni di CO₂ dal suolo. Anche la desertificazione, che è spesso la conseguenza di pratiche irrazionali di pascolamento del bestiame, conduce ad una ossidazione del carbonio dei suoli con emissione di CO₂. Infine l'aumento della temperatura terrestre indotto dall'effetto serra, di cui la zootecnia è corre-sponsabile, contribuisce anch'esso, ma in maniera difficilmente quantificabile, ad accelerare la decomposizione del carbonio dei suoli e a favorire la perdita di CO₂ dagli stessi.

Metano

In termini d'importanza il metano è il secondo gas responsabile dell'effetto serra dopo la CO₂ e sarebbe anche corresponsabile della riduzione dello strato di ozono. Le concentrazioni atmosferiche di metano sono ben inferiori a quelle di anidride carbonica ma il suo potenziale nei confronti del riscaldamento globale è notevolmente superiore (IPCC, 2007).

Il metano è emesso in molti processi naturali e di origine antropica; si calcola che circa la metà del metano emesso nell'atmosfera sia prodotto dalle attività umane (IPCC, 2001). Tra le principali fonti di metano si riconoscono: fermentazioni enteriche degli animali, soprattutto ruminanti, risaie, paludi, discariche, oceani, combustione di biomasse. Si stima che il 50% circa delle emissioni di CH₄ di origine antropica provenga dal settore agricolo (Kebreab *et al.*, 2006). In particolare le emissioni di metano che originano dagli allevamenti (attraverso le fermentazioni ruminanti e intestinali degli animali e le fermentazioni a carico di letame e liquami) costituiscono la seconda fonte di metano a livello globale, dopo le fermentazioni che avvengono nelle risaie. In totale si calcola che la zootecnia contribuisca alla produzione del 35-40% circa del metano di origine antropica. L'80% di queste emissioni sarebbe legata a sistemi di allevamento di tipo estensivo (Steinfeld *et al.*, 2006). Per il Canada si è calcolato che circa il 90% delle emissioni enteriche di CH₄ sarebbe prodotta dai ruminanti (Matin *et al.*, 2004).

La produzione di CH₄ a livello enterico deriva principalmente dalle fermentazioni microbiche dei carboidrati presenti nelle razioni degli animali (cellulosa, emicellulose, pectine e amido). Tali processi avvengono nel rumine dei ruminanti e nel cieco nei monogastrici, oltre che nelle deiezioni stoccate (Hansen *et al.*, 2002). Le fermentazioni ruminanti, soprattutto quelle a carico delle componenti fibrose degli alimenti, comportano la produzione di metano come sottoprodotto; è noto, a questo proposito, come i bovini perdano circa il 6% dell'energia ingerita proprio sotto forma di metano (Johnson e Johnson, 1995). I substrati per la metanogenesi a livello ruminale sono l'idrogeno e la CO₂. La quantità di CH₄ prodotta dagli animali è influenzata da molti fattori: oltre alla specie animale, all'indirizzo e al livello produttivo, sono importanti la composizione della razione, il tipo di carboidrati presenti, il livello di ingestione, il grado di saturazione dei lipidi presenti nella razione, alcuni fattori ambientali come la temperatura (McAllister *et al.*, 1996) e fattori genetici come l'efficienza di conversione degli alimenti (Nkrumah *et al.*, 2006). In ogni caso gli allevamenti di tipo intensivo che adottano razioni ricche di concentrati con ridotta percentuale di foraggi (i quali per la ricchezza in fibra sono associati a maggiori perdite di metano) e con elevati turnover ruminanti e intestinali (con ridotta digestione della fibra) assicurano perdite di metano inferiori rispetto ai sistemi più estensivi, basati sul pascolo e su largo ricorso a foraggi (Boadi *et al.*, 2004).

Anche la decomposizione della sostanza organica presente nei reflui zootecnici produce metano. Sempre in Canada si è calcolato che l'emissione di gas serra (soprattutto metano e protossido d'azoto) da parte dei reflui zootecnici è ammontata nel 2001 al 17% delle emissioni di gas serra dell'intero settore agricolo (Olsen *et al.*, 2003). La produzione di metano è più importante quando i reflui sono in forma liquida; infatti è stata evidenziata una correlazione negativa tra la sostanza secca del refluo e la produzione di metano (Massé *et al.*, 2003). La quantità di metano sviluppata dai reflui zootecnici dipende anche dalla razione somministrata agli animali, dalle temperature ambientali, dall'umidità e dal tempo di stoccaggio. Le emissioni di metano provenienti dalla fermentazione delle deiezioni animali deriverebbero per il 43% circa da reflui bovini, per il 48% da reflui suini e per il 9% circa da polli, bufali e piccoli ruminanti (Steinfeld *et al.*, 2006).

Protossido d'azoto

Il protossido di azoto (N_2O) è un gas responsabile sia dell'effetto serra che dell'assottigliamento dello strato di ozono stratosferico, che protegge la biosfera dagli effetti dannosi dei raggi ultravioletti. È presente in piccole quantità nell'atmosfera ed è, in ordine di importanza, il terzo gas serra, dopo anidride carbonica e metano. Il protossido di azoto è emesso in seguito a molte attività umane: agricoltura, zootecnia, combustione di biomasse, attività industriali. Tuttavia il contributo dell'attività zootecnica è rilevante: si calcola che circa il 65% del protossido di azoto antropogenico derivi dalla zootecnia. In particolare i sistemi zootecnici estensivi emetterebbero il 63% circa dell' N_2O derivante dagli allevamenti (Steinfeld *et al.*, 2006).

Per quanto riguarda la zootecnia, la produzione di N_2O è legata in particolare alla conservazione, manipolazione e distribuzione dei reflui zootecnici e dipende dalla modalità e durata di tali operazioni ma anche dalla sostanza secca del refluo e dalla temperatura ambientale.

Affinché si verifichi emissione di N_2O è necessario che il refluo sia sottoposto inizialmente a condizioni di aerobiosi, in maniera tale da convertire l'ammoniaca (a sua volta derivata dall'urea escreta dagli animali) in nitriti e nitrati attraverso il processo di nitrificazione, e successivamente a condizioni di anaerobiosi, per favorire il processo di denitrificazione, ossia di conversione dei nitriti e dei nitrati in N_2 , processo che ha come prodotti intermedi N_2O e NO , che si accumulano quando la riduzione è incompleta.

Processo di nitrificazione:



Processo di denitrificazione:



Nel computo della quantità di protossido d'azoto emesse per attività legate all'allevamento vanno considerate anche le emissioni di N_2O connesse con la concimazione chimica dei terreni destinati alla produzione di alimenti per il bestiame; l'entità di tali emissioni dipende essenzialmente dalle caratteristiche dei fertilizzanti di sintesi oltre che dalla modalità e dall'epoca di distribuzione degli stessi.

Ammoniaca

L'emissione di ammoniaca nell'aria è responsabile del fenomeno delle piogge acide o deposizioni acide. Con il termine deposizioni acide si intende il processo attraverso il quale sostanze gassose di prevalente origine antropica, principalmente ammoniaca, ossidi di azoto (NO_x) e biossido di zolfo (SO_2), emesse in atmosfera, una volta subita la trasformazione in acidi, si depositano al suolo alterando le caratteristiche chimiche degli ecosistemi e compromettendo la funzionalità di acque, foreste e suoli. Gli ossidi di azoto e il biossido di zolfo in

presenza di umidità e di sostanze ossidanti sono convertiti infatti in acido nitrico e acido solforico. Le deposizioni acide possono avvenire attraverso le piogge o la neve ma anche come deposizioni secche. Gli effetti delle piogge acide sulla vegetazione, che risultano combinati ai danni provocati dall'ozono, consistono in un generale indebolimento delle piante, nella modificazione della chioma e nel ridotto sviluppo dell'apparato radicale. Le piogge acide colpiscono anche le acque dolci superficiali determinando un'alterazione chimica dei laghi e dei fiumi che provoca gravi danni agli ecosistemi acquatici. Inoltre tali sostanze acide sono nocive per il sistema respiratorio e attaccano molti materiali. Va considerato che questi inquinanti possono essere trasportati dai venti anche a centinaia di chilometri di distanza dal punto di rilascio. Il fenomeno è responsabile anche dell'eutrofizzazione degli ecosistemi come conseguenza dell'apporto di azoto determinato dalla deposizione atmosferica su suoli e acque.

La maggior parte delle emissioni di SO_2 e di NO_x sono prodotte dall'uso di combustibili e dai trasporti mentre le emissioni di NH_3 provengono soprattutto dall'agricoltura e in particolare dallo stoccaggio e dallo spargimento di reflui zootecnici e di fertilizzanti azotati: secondo l'European Environmental Agency (EEA, 2005), addirittura il 93% delle emissioni totali di ammoniaca in Europa deriverebbero dall'agricoltura. La zootecnia sarebbe responsabile di quasi i due terzi (64%) delle emissioni ammoniacali di origine antropica (Steinfeld *et al.*, 2006).

Il sistema di stabulazione, le modalità di stoccaggio e di spargimento, la forma fisica del refluo, le condizioni della superficie agricola e la temperatura hanno importanza notevole nel determinare l'entità della volatilizzazione di azoto sotto forma di ammoniaca. La maggior parte delle perdite ammoniacali si verifica nelle prime fasi di gestione del refluo e dipende dalla rapida degradazione ad ammoniaca dell'urea presente nelle urine. L'idrolisi dell'urea è catalizzata dall'enzima ureasi che è prodotto dai microrganismi presenti in abbondanza nelle feci. In questo senso anche l'alimentazione del bestiame, potendo modificare l'efficienza di utilizzazione dell'azoto e la ripartizione dell'azoto escreto con le feci (meno volatile) e con le urine, può influire sulle emissioni ammoniacali.

Oltre alle emissioni dai reflui zootecnici vanno attribuite alla zootecnia anche le emissioni di ammoniaca dai fertilizzanti chimici impiegati per le colture destinate alla produzione di alimenti per il bestiame.

L'impatto della zootecnia sulla qualità dell'aria non è connesso solo all'alterazione della composizione di gas presenti nell'atmosfera, con le già citate conseguenze in termini di riscaldamento globale e di piogge acide, ma include anche l'emanazione di cattivi odori (in parte dovuti proprio all'ammoniaca), problema particolarmente rilevante nelle aree in cui vi è notevole vicinanza tra allevamenti animali e insediamenti umani. Gli odori generati dagli allevamenti derivano dagli alimenti per il bestiame, dagli animali stessi, oltre che dalle urine e dalle feci. La produzione di odori dipende da diversi fattori tra cui la specie animale, la composizione della razione e le condizioni ambientali (temperatura, umidità, venti, ecc.) I composti maggiormente coinvolti nella produzione di odori negli allevamenti sono: composti dello zolfo, fenoli, acidi grassi volatili, ammoniaca e ammine volatili (Le *et al.*, 2005).

Suolo

Affrontando il tema dell'impatto dell'attività zootecnica sui suoli va sottolineato che l'area totale occupata dai pascoli e dalle colture destinate alla produzione di alimenti per il bestiame equivale al 70% circa della superficie agricola mondiale e al 30% dell'intera superficie terrestre non coperta da ghiacci (Steinfeld *et al.*, 2006).

L'effetto delle attività zootecniche sui suoli coinvolge cambiamenti strutturali, chimici ed ecologici. I processi di degrado del suolo quali la desertificazione, l'erosione, la diminuzione di sostanza organica presente nel suolo, la compattazione e la salinizzazione possono far sì che il suolo perda la capacità di adempiere alle sue principali funzioni.

Tali processi di degrado possono essere innescati da errate pratiche agricole per la produzione di alimenti per il bestiame (concimazione non equilibrata, eccessiva estrazione di acque sotterranee a fini di irrigazione, monocoltura) oppure dall'adozione di sistemi di pascolamento non razionale o, infine, dalla deforestazione. In molte aree, come ad esempio nel sud America, l'allevamento è una delle principali cause di deforestazione. Al fenomeno della deforestazione per l'utilizzo zootecnico consegue frequentemente, soprattutto nelle zone aride, un degrado più o meno spinto dei suoli in seguito a sovrapascolamento o pascolamento non razionale con conseguenti fenomeni di compattazione, sentieramenti ed erosione determinati dall'attività animale. Si calcola che circa il 20% della superficie mondiale a pascoli sia degradata, soprattutto nelle zone aride (Steinfeld *et al.*, 2006).

Per quanto riguarda l'erosione dei suoli la zootecnia contribuisce a questo fenomeno in maniera diretta, per effetto del calpestio e del pascolamento, e in maniera indiretta, per effetto della coltivazione di alimenti del bestiame, soprattutto quando questa è condotta in maniera intensiva e secondo pratiche non attente alla prevenzione dell'erosione. Si calcola che negli Stati Uniti l'allevamento contribuisca per più del 50% ai processi di erosione dei suoli. Gli effetti dell'erosione dei suoli si ripercuotono anche a livello delle acque con presenza di sedimenti nelle acque superficiali. Le conseguenze dell'inquinamento delle acque da sedimenti sono: ostruzione delle vie d'acqua, distruzione degli ecosistemi acquatici, dissesti idrogeologici, eutrofizzazione.

L'intensificazione dell'attività zootecnica si associa in genere all'intensificazione dell'attività agricola connessa con la produzione di alimenti per il bestiame; ciò si traduce in un aumento dell'impiego di fertilizzanti e di reflui zootecnici per la fertilizzazione che può andare oltre i fabbisogni delle piante coltivate e oltre la capacità del suolo di trattenere i nutrienti. Se questi nutrienti sono relativamente immobili e poco solubili in acqua (come i fosfati insolubili) essi si accumulano nel terreno modificandone la struttura e le caratteristiche. Per contro quando risultano mobili (come l'azoto, il potassio e alcune forme di fosforo) vanno ad impattare principalmente sulle acque superficiali o di falda.

Non va dimenticato inoltre che l'agricoltura intensiva, che si accompagna alla zootecnia intensiva, si basa su un importante impiego di fitofarmaci con i conseguenti rischi di accumulo nel terreno e di inquinamento delle acque. Il ricorso agli antiparassitari comporta alcuni rischi poiché quasi tutti possiedono proprietà specifiche che possono renderli pericolosi per la salute e l'ambiente.

Inoltre i sistemi intensivi di allevamento fanno generalmente largo uso di integratori, additivi alimentari e medicinali veterinari (Halling-Sorensen *et al.*, 1998) il cui impatto sull'ambiente non è ancora ben chiarito e valutato in tutti i suoi risvolti. L'impiego per la fertilizzazione di deiezioni animali ricche di metalli pesanti (Cu, Zn, Cd), derivanti da integratori impiegati nell'alimentazione degli animali (come ad esempio nell'allevamento suinicolo), può determinare accumulo nel terreno di tali elementi con effetti tossici sulle piante coltivate ed eventualmente sull'uomo, se le piante vengono consumate. I medicinali veterinari che persistono nelle feci possono inoltre alterare la fauna terricola e indurre modificazioni della flora microbica (Halley *et al.*, 1993).

Risorse idriche

Il rapporto tra zootecnia e acque riguarda sia l'aspetto quantitativo, connesso con l'impiego di risorse idriche per l'allevamento, che quello qualitativo legato al rischio di inquinamento delle acque indotto dai reflui zootecnici e da fertilizzanti e pesticidi di sintesi impiegati nell'agricoltura e nella zootecnia intensive.

L'aumento del *pool* di nutrienti a livello del suolo, determinato dall'incremento dei carichi animali e dei relativi reflui e dal largo ricorso a fertilizzanti di sintesi e ad alimenti per il

bestiame prodotti al di fuori delle aziende zootecniche, determina un aumento del rischio di perdita di nutrienti nelle acque superficiali e di falda per i fenomeni di lisciviazione e scorrimento (Hooda *et al.*, 2000). I nutrienti più a rischio sono i composti dell'azoto e del fosforo, entrambi coinvolti nel processo di eutrofizzazione delle acque dolci e marine (Levine e Schindler, 1989).

La perdita di nutrienti per lisciviazione o scorrimento non è funzione solo della quantità di reflui prodotti e distribuiti per unità di superficie agricola ma anche della loro forma (letame o liquame), delle condizioni pedoclimatiche, delle modalità e tempistica della distribuzione; tutti questi fattori infatti influenzano la capacità di assorbimento dei nutrienti da parte della copertura vegetale e la capacità di trattenimento da parte del suolo. Anche le caratteristiche del terreno influenzano in maniera importante il fenomeno della lisciviazione: si calcola che, dell'azoto complessivo apportato con la fertilizzazione al terreno, dal 10 al 40% si ritrovi nelle acque sotterranee nel caso di terreni argillosi e addirittura dal 25 all'80% nel caso di terreni sabbiosi (Carpenter *et al.*, 1998).

Nelle deiezioni animali l'azoto si trova sia in forma organica che inorganica (soprattutto ammoniacale). L'azoto organico si muove poco nel terreno mentre le forme inorganiche, soprattutto lo ione ammonio e i nitrati, sono soggetti il primo a volatilizzazione e i secondi a lisciviazione, per effetto dell'acqua, al di sotto del livello delle radici con rischio di percolazione nelle acque di falda. La presenza di nitrati nell'acqua potabile può essere causa di problemi per la salute umana tra i quali la metaemoglobinemia infantile (*blue baby syndrome*), che sarebbe dovuta alla reazione dell'emoglobina con i nitrati, a loro volta derivati dai nitrati ingeriti, a formare metaemoglobina, una forma di emoglobina incapace di trasportare ossigeno (Avery, 1999).

La lisciviazione del fosforo è raramente considerata una via importante di contaminazione delle acque da parte di fosforo agricolo in considerazione della forte ritenzione del fosforo da parte dei suoli. Il trasporto del fosforo avviene prevalentemente per erosione e per scorrimento, sia sotto forma solubile che soprattutto particolata (Sharpley e Menzel, 1987). Il fosforo, a differenza dell'azoto, non pone problemi di tossicità verso l'uomo quando presente nell'acqua ma contribuisce fortemente al fenomeno di eutrofizzazione delle acque ambientali.

Si calcola che negli Stati Uniti circa un terzo delle quantità di azoto e di fosforo riversate nelle acque derivi dagli allevamenti (Steinfeld *et al.*, 2006). Il maggiore contributo al rilascio di azoto nell'ambiente da parte degli allevamenti deriverebbe dall'allevamento bovino (58% del totale).

Oltre che dalla lisciviazione e scorrimento di composti dell'azoto e del fosforo, l'inquinamento dell'acqua di falda può derivare, come già visto a proposito dell'inquinamento dei suoli, anche dall'accumulo nel terreno e successiva infiltrazione di fitofarmaci impiegati per le colture destinate all'alimentazione del bestiame, di medicinali veterinari (Halling-Sorensen *et al.*, 1998), di ormoni, di metalli pesanti ed eventualmente di microrganismi patogeni (Vinten *et al.*, 2009).

Il rischio di inquinamento delle acque connesso con le attività zootecniche va anche ricollegato ai possibili inquinamenti derivanti dalle acque reflue dei processi di lavorazione dei prodotti zootecnici (macelli, lavorazioni lattiero-casearie, concerie).

Inoltre la produzione di alimenti per il bestiame impiega, soprattutto nelle aree a zootecnia intensiva, oltre agli eventuali concimi organici, anche grandi quantità di fertilizzanti di sintesi che apportano nutrienti spesso in eccesso e in forma inorganica, particolarmente mobile nel terreno.

A questo proposito va sottolineato che l'impiego di reflui zootecnici per la fertilizzazione dei terreni non deve essere considerato solo dal punto di vista del rischio di inquinamento dei suoli e delle acque ma deve anche essere visto come elemento positivo dal punto di vista ambientale, se applicato in maniera appropriata e evitando eccessi. Infatti l'impiego di concimi

organici di origine zootecnica consente di ridurre l'impiego di fertilizzanti di sintesi che hanno elevati costi energetici di produzione e di trasporto e danno luogo ad importanti emissioni di CO₂. Inoltre i nutrienti (soprattutto azoto e fosforo) presenti nei reflui zootecnici sono in buona parte sotto forma organica e questo li rende meno mobili nel terreno rispetto alle forme inorganiche e ne consente una disponibilità graduale per le necessità delle colture, a patto che si evitino le condizioni di eccessiva mineralizzazione, come si può verificare in mancanza di copertura vegetale o con colture poco avidi di azoto. Infine i concimi organici hanno il vantaggio di contribuire positivamente al mantenimento di un adeguata percentuale di sostanza organica nei suoli agrari e di migliorarne alcune caratteristiche importanti come la tessitura, la capacità di ritenzione idrica e la porosità (Haynes *et al.*, 1998). Il contributo del letame e del liquame sul totale dei fertilizzanti impiegati è in declino: attualmente si calcola che i reflui zootecnici apportino circa il 30% dell'azoto e circa il 50% del fosforo forniti annualmente mediante le concimazioni (Sheldrick *et al.*, 2003).

Per quanto riguarda le acque oltre ad un problema qualitativo esiste anche un problema quantitativo legato al fatto che la zootecnia attinge in misura significativa alle risorse idriche. Nel mondo si calcola che l'allevamento del bestiame assorba più dell'8% dei consumi idrici umani, soprattutto per le necessità di irrigazione delle colture destinate all'alimentazione del bestiame (Steinfeld *et al.*, 2006). In Europa l'uso a fini agricoli dell'acqua costituisce in media il 30% circa dell'utilizzo complessivo, con variazioni in funzione della latitudine.

La quantità di acqua adoperata a fini di irrigazione dipende da fattori quali il clima, il tipo di coltura, le caratteristiche del suolo, la qualità dell'acqua, le pratiche di coltivazione ed i metodi di irrigazione. Sia come aggiunta artificiale alla disponibilità naturale, sia come compensazione alla variabilità stagionale delle piogge, l'irrigazione consente il miglioramento della produttività delle colture e la diminuzione dei rischi associati a periodi di siccità, rendendo possibile la coltivazione di colture più redditizie. Tuttavia, l'irrigazione è anche fonte di numerose preoccupazioni di carattere ambientale, quali l'eccessiva estrazione di acqua dalle falde acquifere sotterranee, il fenomeno dell'erosione provocato dall'irrigazione, la salinizzazione del suolo, l'alterazione di habitat preesistenti, oltre alle conseguenze secondarie dell'intensificazione della produzione agricola consentita dall'irrigazione.

Oltre all'acqua impiegata per l'irrigazione delle colture destinate all'alimentazione del bestiame, è necessario tenere in considerazione l'acqua destinata a soddisfare i fabbisogni idrici degli animali e l'acqua utilizzata nelle operazioni di allevamento, in particolare per la pulizia. Accanto a questi consumi possono essere imputati alla zootecnia anche i consumi idrici connessi con la lavorazione delle materie prime di origine zootecnica (macelli, industrie lattiero-casearie, lavorazione delle pelli).

Biodiversità

Negli ultimi decenni, il tasso di diminuzione e persino di scomparsa di specie e relativi habitat, ecosistemi e patrimoni genetici, in altri termini della biodiversità, è aumentato in tutto il mondo per effetto principalmente dell'attività umana. Qualunque sia il metodo di valutazione della biodiversità adottato, i tassi attuali di variazione e di riduzione della biodiversità superano di diversi ordini di grandezza quelli del passato e non mostrano segni di rallentamento (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). I fattori che influenzano negativamente la biodiversità sono principalmente i cambiamenti d'uso dei suoli, i cambiamenti climatici, l'introduzione di specie invasive e l'inquinamento. Il mantenimento della biodiversità rappresenta un elemento essenziale per la vita e il benessere dell'uomo e anche per la sostenibilità a lungo termine dell'agricoltura e della zootecnia.

La variazione della biodiversità può essere valutata sia sulle specie selvatiche che su quelle domestiche e inoltre può riguardare sia le specie animali che quelle vegetali.

La riduzione della biodiversità animale conseguente all'allevamento è ascrivibile in primo luogo alla competizione per le superfici tra animali domestici e fauna selvatica e al cambiamento di destinazione dei suoli che comporta la distruzione, la frammentazione e il degrado degli habitat di alcune specie. Circa il 26% della superficie terrestre è utilizzata per il pascolo degli animali domestici e circa il 21% della superficie arativa è utilizzata per la coltivazione di prodotti da destinare all'alimentazione del bestiame (FAO, 2007). Oltre a ciò la deforestazione e la desertificazione, legate spesso anch'esse all'allevamento animale, hanno contribuito a ridurre gli spazi e le risorse per la sopravvivenza della fauna selvatica.

Sempre nell'ambito della riduzione della biodiversità animale vanno inoltre considerate le perdite di risorse genetiche dovute alla scomparsa di razze di animali da reddito, fenomeno che ha caratterizzato soprattutto l'ultimo secolo e che ha visto la progressiva riduzione delle razze autoctone a favore di quelle cosmopolite. Le razze di animali da reddito sono infatti da considerarsi una componente importante della biodiversità perché i geni e le combinazioni di geni che le caratterizzano potrebbero costituire una risorsa utile per l'agricoltura del futuro (Hall e Bradley, 1995). Secondo l'ultimo aggiornamento del *World Watch List For Domestic Animal Diversity* delle 6379 razze di animali domestici conosciute al mondo, quelle di cui è nota la dimensione della popolazione sono 4183; di queste 1335, pari al 32%, sono classificate come ad alto rischio di estinzione (Sherf, 2000).

La riduzione della biodiversità vegetale è una delle conseguenze dell'adozione di sistemi culturali di tipo intensivo, anche per la produzione di alimenti per il bestiame, caratterizzati da rotazioni culturali poco variate o addirittura da monoculture (ad esempio il mais destinato alla produzione di granella, pastone o insilato di pianta intera). La mancanza di rotazioni variate e complesse impone generalmente l'uso importante di fitofarmaci per la lotta a parassiti e malerbe che, oltre a costituire un problema in sé dal punto di vista dell'inquinamento ambientale, hanno anche un effetto di riduzione della biodiversità animale (insetti e fauna selvatica) e vegetale (piante coltivate e flora selvatica). Per contro la presenza in rotazione di colture pluriennali (prati) favorisce la presenza di molte specie vegetali diverse. Anche il ricorso a forti concimazioni, soprattutto azotate, costituisce un fattore di riduzione della biodiversità in quanto favorisce le specie vegetali più avidi di azoto a scapito delle altre.

Il pascolamento degli animali determina importanti variazioni nella struttura della vegetazione e nella composizione e varietà di specie vegetali del pascolo attraverso la selezione alimentare delle essenze, il calpestio e il rilascio di deiezioni. Attraverso queste azioni gli animali modificano gli habitat e anche le popolazioni di invertebrati e altri organismi. Cambiamenti nell'intensità di pascolamento o nelle specie animali coinvolte possono avere perciò importanti ripercussioni sulla biodiversità. Va tuttavia sottolineato che il pascolamento del bestiame, se ben condotto, può essere considerato un fattore di conservazione della biodiversità (Gianelle *et al.*, 2005; Tallwin *et al.*, 2005), in particolare quando vi sia una gestione razionale dei carichi animali e delle turnazioni e una scelta opportuna delle specie di animali da avviare al pascolo (Rook *et al.*, 2004).

Anche il cambiamento climatico fenomeno al quale la zootecnia fornisce un importante contributo ha un ruolo importante nel modificare gli ecosistemi e nel provocare l'estinzione di alcune specie.

Paesaggio

L'agricoltura, e con essa la zootecnia, hanno un ruolo chiave nel modellare il paesaggio (Vanslebrouck, 2006). La relazione tra zootecnia e qualità del paesaggio può configurarsi positivamente, come può avvenire nel caso di sistemi di allevamento al pascolo condotti razionalmente dove il mantenimento della cotica erbosa in buone condizioni di pulizia, unito alla presenza degli animali al pascolo contribuiscono all'amenità del paesaggio. Per contro la

zootecnia di tipo intensivo basata sulla coltivazione intensiva di alimenti per il bestiame può portare ad una riduzione del valore estetico del paesaggio per l'effetto di estrema semplificazione e monotonia del paesaggio (campi di mais a perdita d'occhio). Inoltre le strutture per l'allevamento, la conservazione del foraggio e lo stoccaggio dei reflui possono avere in alcuni casi effetti deturpanti sul paesaggio.

La progressiva intensificazione e concentrazione che caratterizzano da anni la realtà zootecnica di molte regioni tendono a causare la chiusura delle aziende meno competitive e di quelle poste in aree marginali e l'abbandono delle attività tradizionali che, per varie ragioni, risultano meno attrattive o poco redditizie. Questa modificazione degli interventi umani ha non di rado importanti conseguenze sul paesaggio; è il caso ad esempio dell'abbandono degli alpeggi alpini che conduce in breve tempo all'invasione dei pascoli da parte di specie arbustive ed arboree con riduzione della qualità estetica e della fruibilità anche turistica del paesaggio.

CONCLUSIONI

L'allevamento animale è un'attività che ha importanti ricadute sugli equilibri ambientali sia a livello globale che a livello locale. Il processo di intensificazione dei sistemi zootecnici, in atto in tutto il mondo occidentale e non solo, può consentire da un lato di conseguire una migliore efficienza di utilizzazione delle risorse e minori emissioni di inquinanti per unità di prodotto finale, ma dall'altro rischia di aggravare l'impatto della zootecnia sull'ambiente soprattutto a livello locale con effetti negativi in particolare sulla qualità delle acque di superficie e di falda.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Avery A., 1999. Infantile Methemoglobinemia: Reexamining the Role of Drinking Water Nitrate. *Environmental Health Perspectives*, 107:583-586.
- 2) Boadi D.A., Benchaar C., Chiquette J., Massé D., 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: update review. *Can. J. Anim. Sci.* 84: 319-336.
- 3) Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8: 559-568.
- 4) EEA – European Environmental Agency, 2005. Indicator: Emission trends of ammonia NH₃ http://themes.eea.europa.eu/Specific_media/air/indicators/AP3a%2C2005.12/ap3a_emiss_NH3_1990_2005_final.pdf
- 5) FAO, 2007. Statistical yearbook 2005/06. Table A4. Land use. http://www.fao.org/statistics/yearbook/vol_1_1/site_en.asp?page=resources
- 6) Gianelle D., Guastella F., Vescovo L., 2005. Cattle management for biodiversity conservation in an alpine pasture. In: Lillak, R., Viiralt, R., Linke, A., Geherman, V. (Ed.). Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proc. 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005
- 7) Hall S.J.G., Bradley D.G., 1995. Conserving livestock breed biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 267-270
- 8) Halley B.A., VandenHeuvel W.J.A., Wislocki P.G., Herd R., Wardhaugh K., 1993. Environmental effects of the usage of avermectins in livestock. *Veterinary Parasitology*, 48: 109-125.

- 9) Halling-Sorensen B., Nors Nielsen S., Lanzky P.F., Ingerslev F., Holten Liitzhof H.C., Jorgensen S.E., 1998. Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment. A Review. *Chemosphere*, 36: 357-393.
- 10) Hansen M.N., Sommer S.G., Henriksen K., 2002. Methane emissions from livestock manure - effects of storage conditions and climate. Proc. Congress Greenhouse gas inventories for agriculture in the nordic countries, Helsingør Denmark, 24-25 Januar 2002, pp. 45-53.
- 11) Haynes R.J., Naidu R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51: 123-137
- 12) Hooda P.S., Edwards A.C., Anderson H.A, Miller A., 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment*, 250: 143-167.
- 13) IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of working group I to the third assessment report.* Cambridge UK, 881 pp.
- 14) IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis.* Cambridge University Press. <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html>
- 15) Johnson K.A., Johnson D.E., 1995. Methane emissions from cattle. *J Anim Sci*, 73:2483-2492.
- 16) Kebreab E., Clark K., Wagner-Riddle C., France J., 2006. Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science*, 86: 135-158.
- 17) Kraatz S., Berg W., Küstermann B., Hülsbergen K.J., 2006. Energy and carbon balancing in livestock keeping. Proc. World Congress: Agricultural engineering for a better world, Bonn, 03-07/09/2006, pp. 417-418
- 18) Le P.D., Aarnink A.J.A., Ogink N.W.M., Becker P.M., Verstegen M.W.A., 2005. Odour from animal production facilities: its relationship to diet. *Nutrition Research Reviews*, 18: 3-30.
- 19) Levine S., Schindler D.W., 1989. Phosphorus, nitrogen, and carbon dynamics of experimental lake during recovery of eutrophication. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 2-10.
- 20) Massé D.I., Croteau F., Patni N.K., Masse L., 2003. Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C. *Can. Biosyst. Engin.* 45: 6.1-6.6.
- 21) Matin A., Collas P., Blain D., Ha C., Liang C., MacDonald L., McKibbin S., Palmer C., Rhodes K., 2004. Canada's greenhouse gas inventory 1990-2002. Environment Canada. Greenhouse Gas Division, Ottawa. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/En49-5-5-10-2-2002E.pdf>
- 22) McAllister T.A., Okine E.K., Mathison G.W., Cheng K.J., 1996. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Can. J. Anim. Sci.*, 76:231-243.
- 23) Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis.* World Resources Institute, Washington, DC. <http://millenniumassessment.org/en/index.aspx>
- 24) Nkrumah J.D., Okine E.K., Mathison G.W., Schmid K., Li C., Basarab J. A., Price M.A., Wang Z., Moore S.S., 2006. Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle *J. Anim. Sci.*, 84:145-153
- 25) Olsen K., Wellisch M., Boileau P., Blain D., Ha C., Henderson L., Liang C., McCarthy J., McKibbin S., 2003. Canada's greenhouse gas inventory 1990 - 2001. Environment Canada. Greenhouse Gas Division, Ottawa. http://www.ec.gc.ca/pdb/ghg/inventory_report/1990_01_report/1990_01_report_e.pdf

- 26) Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisdeVries M.F., Parente G., Mills J., 2004. Matching type of grazing animal to desired biodiversity outcomes – a review. *Biological Conservation*, 119: 137-150.
- 27) Sharpley A.N., Menzel R.G., 1987. The Impact of Soil and Fertilizer Phosphorus on the Environment. *Advances in Agronomy*, 41: 297-324.
- 28) Sheldrick W., Syers J.K., Lingard J., 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66: 119-131.
- 29) Scherf B., 2000. World Watch List for Domestic Animal Diversity (3rd Edition), FAO, Rome. <http://www.fao.org/docrep/009/x8750e/x8750e00.HTM>
- 30) Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C., 2006. Livestock's long shadow. Environmental issues and options. FAO. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/A0701E00.pdf>
- 31) Tallowin J.R.B., Rook A.J., Rutter S.M., 2005. Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. *Animal Science*, 81: 193-198.
- 32) Vanslebrouck I., Van Huylbroeck G., 2006. Landscape amenities from agriculture: Economic Assessment of Agricultural Landscapes. Springer, Netherlands
- 33) Vinten A.J.A., Potts J., Avery L., Strachan N.J.C., 2009. Microbial pollution of water by livestock: approaches to risk assessment and mitigation. *Animal*, 3: 744-752.

**ZOOTECNIA E AMBIENTE:
SINTESI DEL QUADRO NORMATIVO**
(Livestock production and environment: legal framework)

CHIARA PENATI, ANNA SANDRUCCI

Dipartimento di Scienze Animali – Sezione di Zootecnica Agraria
Università degli Studi di Milano

RIASSUNTO

Il quadro normativo comunitario e nazionale volto al controllo delle emissioni inquinanti degli allevamenti riguarda per il momento principalmente la problematica relativa alla prevenzione dell'inquinamento delle acque da azoto. La normativa attuale si presenta assai complessa e articolata sia per la presenza di leggi comunitarie, nazionali e regionali, che per l'accavallarsi di modifiche e integrazioni che si sono succedute nel tempo a livello nazionale e regionale. Il presente lavoro accenna agli orientamenti attuali della Politica Agricola Europea sulle tematiche ambientali e cerca di riassumere i contenuti dei principali interventi legislativi a livello europeo, nazionale e regionale, con particolare riferimento alla Regione Lombardia, in materia di prevenzione dell'inquinamento da nitrati di origine agricola e zootecnica.

SUMMARY

European and national environmental policies regarding animal production address mainly the prevention of water pollution from nitrate. The current legal framework is very complex, including European, national and regional laws and a number of amendments. This paper examines the current environmental guidelines of Common Agriculture Policy and summarizes the main existing regulations at European, national and regional level related to the prevention of nitrate pollution from agriculture and livestock.

Parole chiave

allevamenti, ambiente, normativa

Key words

livestock, environment, policy, legal framework

INTRODUZIONE

L'attuale quadro normativo della politica agricola dell'Unione Europea si propone di favorire un corretto equilibrio tra una produzione agricola competitiva e il rispetto della natura e dell'ambiente (Commissione Europea - Direzione Generale dell'Agricoltura, 2003).

La sostenibilità ambientale delle attività agricole non figurava tra gli scopi della Politica Agricola Comune (PAC) al momento della sua creazione ma gli obiettivi ambientali sono stati gradatamente introdotti a partire dagli anni '80 attraverso una serie di modifiche successive.

In particolare la riforma Mc Sharry del 1992 ha segnato una svolta nella politica agricola dell'UE per molti aspetti ma anche in termini di integrazione della problematica ambientale. Infatti oltre alla riduzione dei prezzi garantiti e alla introduzione degli aiuti diretti agli agricoltori, vennero adottate le misure agroambientali (Regolamento CEE n. 2078/92) con incentivi per l'adozione di tecniche agricole a basso impatto ambientale al fine di incoraggiare lo

sviluppo di un'agricoltura più rispettosa dell'ambiente.

Con il pacchetto di riforme di Agenda 2000, all'agricoltura europea venne chiaramente riconosciuto, oltre alla funzione produttiva, un importante ruolo nella conservazione del territorio e nella protezione dell'ambiente. La PAC venne riorganizzata in due settori di attività, la politica di mercato (primo pilastro) e lo sviluppo sostenibile delle zone rurali (secondo pilastro). Il Regolamento CE n. 1259/1999, applicato a tutti gli aiuti diretti previsti dalla PAC, stabilì che nell'applicazione delle misure del primo pilastro si tenesse conto degli obiettivi ambientali, mentre il Regolamento CE n. 1257/1999, consolidò le misure agroambientali esistenti integrandole con altre. I concetti basilari dell'approccio di Agenda 2000 furono: la condizionalità, il sostegno diretto ai redditi, la buona pratica agricola e la modulazione.

La più recente riforma della PAC, la riforma Fischler del 2003, ha introdotto il concetto di disaccoppiamento totale dei sostegni in base al quale i vari premi alla produzione e i sostegni al reddito vengono sostituiti da un premio unico aziendale annuo totalmente disaccoppiato, ossia indipendente dalle produzioni, ma subordinato al rispetto delle norme e degli obiettivi in termini di ambiente, sicurezza alimentare, salute e benessere degli animali a livello delle aziende agricole (condizionalità). Con la riforma del 2003, condizionalità e modulazione sono divenuti principi obbligatori.

LE NORMATIVE ATTUALI

Per quanto riguarda specificatamente il rapporto tra zootecnia e ambiente va sottolineato che la gran parte delle normative attualmente in vigore a livello comunitario, nazionale e regionale riguarda la prevenzione dell'inquinamento delle acque da nitrati e il destino dei reflui zootecnici.

La normativa sui nitrati

Il primo pacchetto normativo italiano riguardante la tutela delle acque risale alla fine degli anni '70 con la cosiddetta legge Merli (Legge 319/1976) e la successiva deliberazione CITAI del 1977, che raccoglievano una serie di norme sugli scarichi; in particolare per l'impiego agronomico di reflui zootecnici viene stabilito un limite di 4 t di peso vivo allevabile per ettaro e vengono fissate alcune norme per lo spargimento (pendenza, distanza minima dai centri abitati).

Quindici anni dopo viene emanata la Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, per la Protezione delle acque da nitrati di origine agricola, meglio nota come "Direttiva Nitrati". Tale direttiva si propone due obiettivi principali: diminuire l'inquinamento delle acque causato dai nitrati provenienti da fonti agricole e prevenire ulteriore inquinamento. La direttiva è gestita dagli stati membri e comporta i seguenti interventi: controllo della qualità delle acque dolci superficiali e sotterranee; designazione delle zone vulnerabili ai nitrati sulla base del contenuto di nitrati nelle acque dolci superficiali e sotterranee (zone con valori superiori a 50 mg/l); definizione dei Codici di Buona Pratica Agricola e delle misure da attuare in specifici Programmi di Azione destinati alle zone vulnerabili ai nitrati. In tali zone il carico animale non può eccedere quello in grado di apportare 170 kg di azoto per ettaro per anno; la designazione di criteri di calcolo dell'escrezione azotata (e quindi del peso vivo corrispondente ad un carico di 170 kg di azoto) è delegata ai singoli Stati.

I Codici di Buona Pratica Agricola devono includere norme relative a diverse attività agricole e di gestione dei reflui zootecnici che hanno rilevanza in termini ambientali: utilizzo di fertilizzanti nelle zone site in prossimità di corsi d'acqua e su terreni in pendio, metodi di stoccaggio del letame, metodi di spargimento dei reflui, periodi di applicazione dei fertilizzanti,

rotazione delle colture e altre misure di gestione dei terreni. I Programmi di Azione devono prevedere misure obbligatorie per le aree vulnerabili relative a periodi di divieto dell'applicazione di determinati tipi di fertilizzanti, capacità delle strutture di stoccaggio per effluenti, limitazioni all'applicazione di fertilizzanti (su terreni in pendenza; su terreni saturi d'acqua, inondata, gelati o coperti di neve; nelle vicinanze di corsi d'acqua), nonché altre misure definite nei Codici di Buona Pratica Agricola.

Il Codice di Buona Pratica Agricola (CBPA) viene pubblicato con il DM 19/4/1999; con il CBPA vengono formulate una serie di indicazioni atte a ridurre l'impatto ambientale dell'attività agricola attraverso una più attenta gestione del bilancio dell'azoto. Nel Codice si trovano indicazioni sull'impiego di diverse pratiche alle quali ci si deve attenere per produrre in maniera attenta e sostenibile in funzione delle caratteristiche del suolo, del clima, delle colture praticate, dei sistemi d'irrigazione e delle modalità di allevamento. L'adozione delle norme del Codice è vincolante per le aziende che si trovano in zona vulnerabile, consigliata per tutte le altre.

Nel 1999 lo stato italiano integra il recepimento della Direttiva Nitrati con il Decreto Legislativo 152/99 nel quale, per il comparto agricolo, vengono evidenziati due punti fondamentali. Innanzitutto viene emessa una prima lista nazionale di zone vulnerabili e viene indicata la necessità da parte delle Regioni di definire, in accordo con le Autorità di Bacino, le ulteriori zone vulnerabili tramite l'accertamento dell'inquinamento delle acque, il monitoraggio dei corpi idrici superficiali e sotterranei, lo studio delle caratteristiche dei suoli e della loro intrinseca capacità di protezione degli acquiferi e l'analisi delle zone a elevato carico zootecnico.

Inoltre viene confermato il limite per lo spargimento di effluenti nelle zone vulnerabili (170 kg N/ha all'anno, 210 kg per i primi due anni del programma di azione) e nella tabella 6 dell'allegato 5 vengono fissati i valori di peso vivo corrispondenti ad una escrezione annua di 340 kg di azoto: 4 t per i bovini, 3 t per i suini, 3,4 t per gli ovicaprini, 2,1 t per gli avicoli, 2,4 t per i cunicoli e 4 t per gli equini. Nelle zone vulnerabili ai nitrati, per i bovini, questo significa un peso vivo allevabile per ettaro di 2 t (corrispondente a 3,3 vacche adulte). Per quanto riguarda i tempi per la distribuzione dei liquami, nelle zone vulnerabili è accettabile che questa avvenga anche in autunno dopo la raccolta della coltura principale, se allo spandimento segue una coltura autunno-vernina. La distribuzione del letame sui prati, invece, può avvenire anche in inverno. La capacità minima delle strutture di stoccaggio nelle zone vulnerabili è di 140-150 giorni per i liquami (180 in Nord Italia) e 90-120 giorni per il letame.

Il Decreto Legislativo 152/99, all'articolo 38, rimanda a una concertazione interministeriale, d'intesa con la Conferenza Stato-Regioni, la predisposizione di criteri e norme tecniche generali attraverso le quali ogni regione avrebbe disposto la disciplina dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento.

Va sottolineato che con la riforma PAC del 2003 (Regolamento CE 1782/2003), il rispetto delle norme obbligatorie che scaturiscono dall'applicazione della direttiva sui nitrati viene fatto rientrare nel quadro delle misure relative alla condizionalità.

Nel 2006 viene avviata da parte della Commissione Europea una procedura d'infrazione nei confronti dell'Italia. L'Unione europea contesta all'Italia di non aver raggiunto in modo soddisfacente gli obiettivi della direttiva 91/676, emessa sedici anni prima; in particolare la Commissione rileva che la maggior parte delle regioni italiane non ha provveduto ad individuare le zone vulnerabili, o le ha individuate di estensione troppo ridotta, e non ha preparato adeguati programmi d'azione.

Il Decreto Legislativo 152 del 3 aprile 2006 (Norme in materia ambientale), pur abrogando il decreto legislativo 152/1999, riproduce in termini invariati quanto già previsto da quest'ultimo sia in linea generale per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici e delle acque reflue delle aziende agricole e agroalimentari, sia nello specifico per le zone vulnerabili da nitrati di origine agricola (articoli 92 e 112).

Sempre nell'anno 2006 viene approvato il Decreto Ministeriale del 7/4/2006 avente per oggetto la definizione dei criteri e delle norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento di cui agli articoli 19 e 38 del decreto legislativo n. 152/1999. Il Decreto Ministeriale del 7/4/2006 conferma i limiti di azoto per le zone vulnerabili e non in 170 e 340 kg di N/ha all'anno, rispettivamente, ma introduce modifiche sostanziali rispetto al decreto legislativo 152/99 per quanto riguarda i valori di escrezione azotata per tonnellata di peso vivo delle diverse categorie animali che vengono sensibilmente ritoccati verso l'alto: 138 kg per vacche da latte, 120 kg per capi da rimonta, 84 kg per bovini da ingrasso, 110 kg per suini da ingrasso, 101 kg per scrofe, 230 kg per ovaiole e 250 kg per broilers (tabella 1). Quindi per quanto riguarda le vacche da latte risultano allevabili 1,2 t di peso vivo per ettaro nelle zone vulnerabili e 2,4 t nelle zone non vulnerabili (corrispondenti, rispettivamente, a 2 e 4 vacche adulte).

Tabella 1 - Determinazione del carico di azoto secondo il Decreto Ministeriale 7/4/06. Azoto prodotto da animali di interesse zootecnico: valori al campo per anno al netto delle perdite per emissioni di ammoniaca

Categoria animale e tipologia di stabulazione	Azoto al campo (al netto delle perdite)	
	kg/capo per anno*	kg/t p.v. per anno**
Suini: scrofe con suinetti fino a 30 kg p.v.	26,4	101
Suini: accrescimento/ingrasso	9,8	110
Vacche da latte (p.v.=600 kg/capo)	83	138
Rimonta vacche latte (p.v.=300 kg/capo)	36	120
Bovini all'ingrasso (p.v.=400 kg/capo)	33,6	84
Vitelli a carne bianca (p.v.=130 kg/capo)	8,6	67
Ovaiole (p.v.=2 kg/capo)	0,46	230
Pollastre (p.v.=0,7 kg/capo)	0,23	328
Broilers (p.v.=1 kg/capo)	0,25	250
Tacchini		
Maschi a terra con uso di lettiera (p.v.=9 kg/capo)	1,49	165
Femmine a terra con uso di lettiera (p.v.=4,5 kg/capo)	0,76	169
Faraone (p.v.=0,8 kg/capo)	0,19	240
Cunicoli		
Fattrici in gabbia con asportazione manuale o con asportazione meccanica (raschiatore) (p.v.=3,5 kg/capo)		143
Capi all'ingrasso in gabbia con asportazione manuale o con asportazione meccanica (raschiatore) (p.v.=1,7 kg/capo)		143
Ovicaprini		99
Equini		69

* kg azoto al campo per capo per anno

** kg di azoto al campo per tonnellata di peso vivo per anno

I nuovi valori per la determinazione dell'escrezione azotata derivano da un progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" (Legge 23/12/99 n. 499) e comportano il

computo dell'azoto che perviene alla campagna in funzione del peso vivo degli animali, indipendentemente dalle efficienze di utilizzo dell'azoto da parte degli animali stessi e da parte delle colture. I valori forniti sono già al netto di una quota fissa persa per volatilizzazione dell'azoto nelle prime fasi di gestione del refluo, quota che nel caso delle bovine da latte è stimata pari al 28% dell'azoto escreto dagli animali.

In particolare la quantità di azoto al campo viene stimata a partire dall'escrezione azotata a livello animale, a sua volta calcolata tramite l'utilizzo di valori tabulati in funzione della specie, della categoria e, in qualche caso, del tipo di stabulazione. Tali valori corrispondono a quelli riscontrati con maggiore frequenza a seguito di misure dirette effettuate in numerosi allevamenti appartenenti ad una vasta gamma di casi quanto a indirizzo produttivo e a tipologia di stabulazione.

Nel Decreto Ministeriale si specifica che, nel caso in cui per un allevamento fossero ritenuti validi valori diversi da quelli fissati, è possibile adottare nuovi valori previa presentazione di una relazione tecnico-scientifica che illustri:

- materiali e metodi utilizzati per la definizione del bilancio aziendale azotato basato sulla misura dei consumi alimentari, delle ritenzioni dei prodotti e delle perdite per volatilizzazione, redatto seguendo le indicazioni contenute in relazioni scientifiche e manuali indicati dalle Regioni. In alternativa possono essere utilizzati valori analitici riscontrati negli effluenti, di cui vanno documentate le metodiche e il piano di campionamento adottati;
- risultati di studi e ricerche riportati su riviste scientifiche atti a dimostrare la buona affidabilità dei dati riscontrati nell'azienda e la buona possibilità di confronto coi risultati ottenuti in altre realtà aziendali;
- piano di monitoraggio per il controllo, nel tempo, del mantenimento dei valori dichiarati.

Sempre in base al DM 7/4/2006, la sospensione obbligatoria della distribuzione dei reflui in inverno nelle zone vulnerabili è di 90 giorni per il letame e il liquame in presenza di cereali autunno-vernini o prati e di 120 giorni per il liquame in tutti gli altri casi. Nelle zone vulnerabili la capacità di stoccaggio deve essere da 120 a 180 giorni (in funzione delle diverse colture presenti) per il liquame nel Nord Italia e da 90 a 150 giorni nel Sud Italia. Nelle zone non vulnerabili, invece, il liquame deve poter essere stoccato da 90 a 120 giorni e il letame per 90 giorni. Altre indicazioni presenti nel Decreto sono la pendenza massima dei terreni utilizzabili per lo spargimento dei liquami (10%) e la distanza dai corpi idrici e dai centri abitati. Non è obbligatoria la comunicazione del piano di utilizzo dei reflui per carichi inferiori a 3000 kg di azoto nelle zone non vulnerabili e 1.000 kg nelle zone vulnerabili.

È del giugno 2008 l'archiviazione della procedura di infrazione da parte della Comunità europea nei confronti dell'Italia.

La normativa sui nitrati in Lombardia

Dopo l'emanazione della Direttiva Nitrati alcune Regioni, in anticipo sul recepimento nazionale, hanno emanato proprie leggi (tabelle 2 e 3).

La Regione Lombardia nel dicembre 1993 promulga la Legge 37 che introduce la distinzione tra zone vulnerabili e zone non vulnerabili ai nitrati e fissa rispettivamente in 170 kg e 340 kg per ettaro le quantità massime di azoto da reflui utilizzabili annualmente. L'azoto escreto annualmente dalle diverse specie animali è stabilito in 45,5 kg per vacche adulte e capi da rimonta, 70 kg per scrofe e suini da ingrasso e 153 per ovaiole e broilers, sempre con riferimento a una tonnellata di peso vivo. Questo significa che in seguito a questa legge, in Lombardia è permesso l'allevamento 3,7 t di peso vivo per ettaro per le vacche adulte nelle zone vulnerabili e 7,4 t nelle zone non vulnerabili (corrispondenti, rispettivamente, a 6,2 e 12,4 vacche per ettaro).

Tabella 2 - Quadro di sintesi delle principali normative comunitarie, nazionali e regionali (Lombardia) in materia di inquinamento delle acque da nitrati di origine agricola

Normativa comunitaria	Normativa nazionale	Normativa regionale (Lombardia)
DIR. 91/676/CEE (Nitrati) - Protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole		
		Legge Regionale Lombardia 37/93 - Norme per il trattamento, la maturazione e l'utilizzo dei reflui zootecnici
	D.M. 19/4/1999 - Approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola D.Lgs. 152 del 11/05/99 - Recepimento della Direttiva 91/676/CEE. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento	
Decisione 2006/2013 - Attivazione procedura d'infrazione nei confronti dell'Italia	D.Lgs. 152 del 3/4/2006 - Norme in materia ambientale D.M. 209 del 7/4/2006 - Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue provenienti dagli allevamenti	Dgr 8/3297 del 11/10/2006 - Nuove aree vulnerabili Dgr 8/3439 del 7/11/2006 - Adeguamento del programma d'azione della Lombardia per le zone vulnerabili
		Dgr 8/5215 del 2/8/2007 -Integrazione con modifica del Programma d'azione per le aziende in ZVN e in ZNVN Dgr 8/5868 del 21/11/2007 -Integrazione con modifica del Programma d'azione per le aziende in ZVN
Decisione 2006/2163 del 5/6/2008 - Archiviazione della procedura di infrazione nei confronti dell'Italia		

Questo provvedimento comprende anche una prima individuazione delle zone vulnerabili ai nitrati in Lombardia, per le quali è necessaria la redazione del Piano di Utilizzazione Agronomica (PUA) dei fertilizzanti compresi gli effluenti di allevamento; si tratta di un documento da aggiornare annualmente, contenente le informazioni relative alla gestione agronomica dei fertilizzanti impiegati sui terreni in uso, tenuto conto del bilancio dell'azoto. Oltre ai limiti quantitativi, viene dettato il divieto allo spargimento dei liquami dal 1 dicembre al 28 febbraio; per rendere possibile il rispetto di questo limite temporale, vengono imposte dimensioni

minime per le strutture di stoccaggio dei reflui. Tali strutture devono poter contenere i liquami prodotti in 180 giorni (120 giorni in caso di vacche da latte e 90 giorni in zone montane per aziende che allevano meno di 30 t di peso vivo). Infine, per lo spargimento dei liquami, la pendenza massima ammissibile è del 6% (in alternativa è obbligatorio l'uso di irrigatori a pioggia lenta), la distanza minima dai centri abitati è di 100 m in caso di utilizzo di irrigatori a lunga gittata e quella dai corpi d'acqua superficiali è di 5 metri.

In seguito alla pubblicazione del DM del 7/4/06, la Regione Lombardia emana la Deliberazione di Giunta Regionale 3439/06 che recepisce, senza aggravarle, le indicazioni nazionali, e formula un Programma di Azione per le aziende ubicate in zona vulnerabile. Intanto le zone vulnerabili vengono ridefinite aggiornando la precedente individuazione in base a più allargate e approfondite analisi soprattutto delle acque superficiali e tenendo conto della capacità protettiva dei suoli e delle caratteristiche dell'acquifero sottostante, al fine di ottenere una stima della vulnerabilità integrata del territorio. A seguito di tali rilievi, la Regione Lombardia con decreto della Giunta Regionale 297/06 comprende in zona vulnerabile il 56,4% dell'area di pianura pari al 34,1% dell'intero territorio lombardo. Le aree vulnerabili della Lombardia vanno a costituire, secondo questa nuova individuazione, il 20,9% delle aree vulnerabili nazionali. In adempimento alla "Direttiva Nitrati" le aziende zootecniche e non, localizzate sia in zona vulnerabile che non vulnerabile, sono tenute alla presentazione al sindaco del paese in cui insiste il centro aziendale del Programma Operativo Aziendale (POA). Il POA è la comunicazione, valida per cinque anni, contenente le informazioni dell'azienda relative alla utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e dei fertilizzanti azotati, che consente di dimostrare la corretta utilizzazione dei fertilizzanti in base ai fabbisogni colturali e nel rispetto delle normative vigenti.

La Regione Lombardia ha successivamente emanato il dGR n. 8/5215 con il quale i limiti di 170 kg N/ha per le zone vulnerabili e di 340 kg N/ha per le zone non vulnerabili divengono comprensivi anche delle deiezioni prodotte e lasciate sul terreno durante il pascolamento e dell'eventuale digestato da effluenti (per il digestato e i fertilizzanti organici di origine non zootecnica il limite viene innalzato a 340 kg di N per ettaro anche nelle zone vulnerabili). Infine con il dGR 8/5868 del 21/11/2007, che integra e modifica il Programma d'Azione, si specifica che il limite viene portato a 340 kg N/ha nelle zone vulnerabili solo per il digestato di origine vegetale e non per quello derivante dai reflui zootecnici per il quale rimane il limite di 170 kg N/ha all'anno.

Gli interventi normativi regionali delineano quindi nel dettaglio la disciplina all'utilizzazione agronomica sull'intero territorio (zone vulnerabili e zone non vulnerabili) di tutte le sostanze fertilizzanti ed ammendanti contenenti azoto. Per quanto riguarda tempistiche e modalità di stoccaggio e spargimento per le zone vulnerabili è prevista la sospensione della distribuzione del liquame dal 1 novembre al 28 febbraio mentre per il letame la sospensione obbligatoria è dal 1 dicembre al 28 febbraio. Lo stoccaggio deve essere di almeno 90 giorni per materiali palabili su platea impermeabilizzata con idoneo muro di contenimento su tre lati, di almeno 120 giorni per le aziende con piani colturali che prevedono presenza di prati, pascoli, o erbai e cereali autunno-vernini, di bovini da latte, bufalini, equini e ovcaprin, e di almeno 180 giorni per tutti gli altri allevamenti. Inoltre per nuovi allevamenti e limitatamente agli ampliamenti degli esistenti, non sono ammessi stoccaggi in fosse sottostanti i fessurati e i grigliati fatta esclusione delle aziende in zone di montagna.

Al fine di contribuire a una migliore valorizzazione agronomica anche a livello comprensoriale dei nutrienti presenti negli effluenti di allevamento, la Regione Lombardia nell'ambito del Programma d'Azione, prevede inoltre la possibilità, per le aziende, di stipulare i cosiddetti "contratti volontari di valorizzazione degli effluenti". In base a questa norma le aziende zootecniche possono cedere i propri effluenti di allevamento alle aziende non zootecniche che inseriscono nei loro piani di concimazione l'utilizzo di effluenti di allevamento.

Tabella 3 - Quadro di sintesi delle principali norme contenute in alcune leggi comunitarie, nazionali e regionali (Lombardia) in materia di prevenzione dell'inquinamento delle acque dai nitrati di origine agricola

	Direttiva CE 676/1991	Legge regionale Lombardia 37/93	Decreto Legislativo 152/99	Decreto Ministeriale 7/4/2006	Dgr Lombardia 8/5868
Dosi massime annue di N da effluenti zootecnici ZVN (kg/ha)	170	170 (210 nei primi 4 anni)	170 (210 nei primi 2 anni)	210 compresi concimi azotati e ammendanti	170 comprese deiezioni pascolo e digestato da effluenti (digestato vegetale 340)
Dosi massime annue di N da effluenti zootecnici ZNVN (kg/ha)		340	340	340	340 comprese deiezioni pascolo
Azoto escreto (kg/t PV) dalle principali specie	Demandato agli Stati membri	Vacche adulte e rimonta: 45,5 Suini ingrasso e scrofe: 70 Ovaiole e broilers: 153	Bovini: 85 Suini: 113 Avicoli: 162	Vacche latte: 138 Rimonta: 120 Bovini ingrasso: 84 Suini ingrasso: 110 Scrofe: 101 Ovaiole: 230 Broilers: 250	Vacche latte: 138 Rimonta: 120 Bovini ingrasso: 84 Suini ingrasso: 110 Scrofe: 101 Ovaiole: 230 Broilers: 250

ZVN = zone vulnerabili

ZNVN = zone non vulnerabili

Problematiche poste dall'attuale normativa sui nitrati

Al momento attuale la possibilità per le singole aziende di poter dimostrare un'escrezione diversa da quella tabulata sembra più ipotetica che reale mentre sarebbe opportuno incentivare questa possibilità perché è l'unica via attraverso la quale può essere possibile ottenere nel tempo un miglioramento dell'efficienza di utilizzazione dell'azoto a livello aziendale incentivando l'applicazione di tecniche di allevamento a basso impatto con ridotta emissione di nutrienti. Attualmente infatti l'appiattimento conseguente all'uso di dati tabulati uguali per tutti non consente di premiare le realtà più efficienti dal punto di vista della gestione dell'azoto. A questo proposito la regione Veneto ha messo a punto un protocollo (Allegato D del dGR del Veneto n. 2439 del 07/08/2007) che prevede la possibilità per l'allevatore di procedere ad una valutazione giustificata delle escrezioni di azoto della propria azienda qualora non ritenesse idonei i valori standard di escrezione. Il documento stabilisce i dati necessari, le procedure di rilievo nonché le funzioni di calcolo da applicare per l'effettuazione dei bilanci aziendali e costituisce quindi il riferimento per la stesura della prevista relazione tecnica di accompagnamento alla comunicazione di utilizzazione dei reflui zootecnici. Le procedure di calcolo sono basate sulla metodologia proposta in sede comunitaria dall'ERM (ERM/AB-DLO, 1999; ERM, 2001) e consentono una stima "semplificata" dei bilanci aziendali dell'azoto.

Per quanto riguarda la possibilità di ottenere deroghe al limite dei 170 kg N/ha in maniera analoga a quanto ottenuto già da altri stati o regioni comunitarie. Alcuni Stati europei hanno già ottenuto, per alcune situazioni particolari, il superamento del limite: Danimarca, Paesi

Bassi, Austria, Germania, Irlanda, Vallonia, Fiandre (Commissione delle Comunità Europee, 2007). Va sottolineato che le deroghe in questione riguardano solo alcune specie animali (in genere gli erbivori) e alcuni specifici ordinamenti colturali e inoltre hanno validità quadriennale, fino alla scadenza del Programma d'Azione. Lo stesso articolato della "Direttiva Nitrati" e il recepimento italiano con il Decreto Legislativo 152/99 riportano la possibilità di riconsiderare il limite di 170 kg N/ha, alla luce di condizioni climatiche, colturali, gestionali tipiche di ogni Stato membro. In particolare per alcune regioni italiane si potrebbero dimostrare asportazioni di azoto da parte delle colture significativamente superiori a quelle standard, in considerazione delle condizioni climatiche, del tipo di colture e della gestione che, tra l'altro, non di rado prevede il doppio raccolto.

CONCLUSIONI

I limiti imposti attualmente dalla Direttiva nitrati e dalle norme nazionali e regionali che l'hanno recepita costituiscono un importante fattore di penalizzazione nei confronti della zootecnia intensiva soprattutto nel nord Italia, dove si concentrano le aree vulnerabili. L'applicazione della normativa avrà forti conseguenze sul comparto zootecnico e probabilmente comporterà a breve termine, nelle aree a maggiore concentrazione di animali, la chiusura degli allevamenti di minore efficienza o di minore dimensione (de Roest *et al.*, 2008).

La sopravvivenza nel lungo periodo della zootecnia italiana può essere assicurata principalmente migliorando la compatibilità ambientale degli allevamenti attraverso l'adozione di strategie di allevamento caratterizzate da basso impatto e da alta efficienza di utilizzazione dei nutrienti anche perché la questione nitrati costituisce solo una prima tappa a cui seguiranno sicuramente altre restrizioni come, ad esempio, vincoli sulle escrezioni fosforiche e sulle emissioni gassose.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Allegato D del dGR Regione Veneto n. 2439 del 07/08/2007. Bilanci aziendali dell'azoto e del fosforo negli allevamenti. Protocolli di rilievo, procedure di calcolo, valori di escrezione attesi ed esempi applicativi <http://www.regione.veneto.it/NR/rdonlyres/1423D7A2-7B83-4429-B0C4-BE1CD7FFE3F2/0/AllegatoDBilancioazotato.pdf>
- 2) Commissione Europea - Direzione generale dell'Agricoltura, 2003. L'agricoltura e l'ambiente. http://ec.europa.eu/agriculture/publi/fact/envir/2003_it.pdf
- 3) Commissione delle Comunità Europee, 2007. Relazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo sull'applicazione della direttiva 91/676/CEE del Consiglio relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole nel periodo 2000-2003. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2007:0120:FIN:IT:PDF>
- 4) de Roest K., Montanari C., Corradini E., 2008. Il costo della direttiva nitrati colpisce di più le aziende piccole. L'informatore Agrario 1: 26-29.
- 5) Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152, Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole", a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n. 258. Gazzetta Ufficiale n. 246 del 20 ottobre 2000 - Supplemento Ordinario n. 172. <http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe/testi/99152dl.htm>

- 6) Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006, Supplemento Ordinario n. 96. <http://www.normativasanitaria.it/jsp/dettaglio.jsp?id=29586>
- 7) Deliberazione Comitato Interministeriale per la Tutela delle Acque (CITAI) del 04/02/1977. Norme tecniche per la regolamentazione dello smaltimento dei liquami su suolo e nel sottosuolo. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 30, 4 febbraio 1977.
- 8) Deliberazione Giunta Regionale Lombardia 11 ottobre 2006 - n. 8/3297 - Nuove aree vulnerabili ai sensi del d.lgs. 152/2006: criteri di designazione e individuazione. Bollettino Ufficiale Regione Lombardia, n. 45, 6 novembre 2006. <http://www.infopoint.it/pdf/2006/01450.pdf#Page4>
- 9) Deliberazione Giunta Regionale Lombardia 7 novembre 2006 - n. 8/3439 - Adeguamento del Programma d'azione della Regione Lombardia di cui alla d.G.R. n. 17149/96 per la tutela e risanamento delle acque dall'inquinamento causato da nitrati di origine agricola per le aziende localizzate in zona vulnerabile, ai sensi del d.lgs. n. 152 del 3 aprile 2006, art. 92 e del d.m. n. 209 del 7 aprile 2006. Bollettino Ufficiale Regione Lombardia, n. 46, 16 novembre 2006, 3° supplemento straordinario. <http://www.infopoint.it/pdf/2006/03463.pdf#Page2>
- 10) Deliberazione di Giunta Regionale Lombardia 2 agosto 2007 - n. 8/5215 -Integrazione con modifica al programma d'azione per la tutela e risanamento delle acque dall'inquinamento causato da nitrati di origine agricola per le aziende localizzate in zona vulnerabile e adeguamento dei relativi criteri e norme tecniche generali di cui alla d.g.r. n. 6/17149/1996: pubblicato nel Bollettino Ufficiale Regione Lombardia, n. 34, 4° supp. straordinario del 24 /08/2007. <http://www.infopoint.it/pdf/2007/03344.pdf#Page3>
- 11) Deliberazione di Giunta Regionale Lombardia 21 novembre 2007 - n. 8/5868 - Integrazione con modifica del Programma d'azione per la tutela e risanamento delle acque dall'inquinamento causato da nitrati di origine agricola per le aziende localizzate in zona vulnerabile, ai sensi del d.lgs. n. 152 del 3 aprile 2006, art. 92 e del d.m. n. 209 del 7 aprile 2006 e adeguamento dei relativi criteri e norme tecniche generali. Bollettino Ufficiale Regione Lombardia, n. 49, 2° supplemento straordinario, 6 dicembre 2007. http://www.regione.lombardia.it/shared/ccurl/580/695/AL_20090412_3833_dgr_08-5868_del_21-11-2007_AGR_MS.pdf
- 12) Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, relativa alla protezione delle acque dell'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Gazzetta ufficiale n. L 375 del 31/12/1991 pag. 0001 - 0008. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:IT:HTML>
- 13) Decreto Ministeriale del 07/04/2006 prot. n. 209. Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento di cui all'art. 38 del Decreto legislativo 11/05/1999 n° 152. http://www.sito.regione.campania.it/agricoltura/reflui/pdf/20060407_DI_SR_effluentiallevamento.pdf
- 14) Decreto Ministeriale del 19 aprile 1999 recante Approvazione del codice di buona pratica agricola. G.U. n°102 S.O. n°86 del 4 maggio 1999. http://www.regione.piemonte.it/repository/agri/leggi/legge_85.pdf
- 15) ERM, 2001. Livestock manures - Nitrogen equivalents. European Commission DG Environment Brussels, Belgium
- 16) ERM/AB-DLO, 1999. Establishment of criteria for the assessment of the nitrogen content of animal manures, European Commission, Final report November 1999, Brussels, Belgium.
- 17) Legge 23 Dicembre 1999, n. 499. Razionalizzazione degli interventi nei settori agricolo, agroalimentare, agroindustriale e forestale. Gazzetta Ufficiale n. 305 del 30 dicembre 1999. <http://www.ismea.it/flex/AppData/Redational/Normative/20001110000100004.pdf>

- 18) Legge n. 319 del 10/05/1976. Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento (Legge Merli). Gazzetta Ufficiale, 29 maggio, n. 141.
- 19) Legge Regionale Lombardia 15 dicembre 1993, n. 37 - Norme per il trattamento, la maturazione e l'utilizzo dei reflui zootecnici Bollettino n. 51 1° SO pag. 2. <http://www.infopoint.it/pdf/1993/02511.pdf#Page2>
- 20) Regolamento (CE) n. 2078/92 del Consiglio, relativo a metodi di produzione agricola compatibili con le esigenze di protezione dell'ambiente e con la cura dello spazio naturale. Gazzetta ufficiale n. L 215 del 30/07/1992 pag. 0085 - 0090. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992R2078:IT:HTML>
- 21) Regolamento (CE) n. 1257/1999 del Consiglio sul sostegno allo sviluppo rurale da parte del Fondo europeo agricolo di orientamento e di garanzia (FEAOG) e che modifica ed abroga taluni regolamenti. Gazzetta ufficiale n. L 160 del 26/06/1999 pag. 0080-0102. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999R1257:IT:HTML>
- 22) Regolamento (CE) n. 1259/1999 del Consiglio che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune. Gazzetta ufficiale n. L 160 del 26/06/1999 pag. 0113 – 0118. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999R1259:IT:HTML>
- 23) Regolamento (CE) n. 1782/2003 del Consiglio, che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune e istituisce taluni regimi di sostegno a favore degli agricoltori e che modifica i regolamenti (CEE) n. 2019/93, (CE) n. 1452/2001, (CE) n. 1453/2001, (CE) n. 1454/2001, (CE) n. 1868/94, (CE) n. 1251/1999, (CE) n. 1254/1999, (CE) n. 1673/2000, (CEE) n. 2358/71 e (CE) n. 2529/2001 Gazzetta ufficiale n. L 270 del 21/10/2003 pag. 0001 – 0069. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32003R1782:IT:HTML>

ALIMENTAZIONE ED ESCREZIONE AZOTATA NEI BOVINI DA LATTE

(Feeding and nitrogen excretion in dairy cattle)

G. MATTEO CROVETTO, STEFANIA COLOMBINI

Dipartimento di Scienze Animali - Sezione di Zootecnica Agraria
Università degli Studi di Milano

RIASSUNTO

Le ricadute ambientali dell'allevamento animale e in particolare l'escrezione azotata sono oggi temi di grande rilevanza. Viene riassunto il metabolismo azotato nei ruminanti e l'efficienza di utilizzazione dell'azoto. Si riportano poi i risultati di una prova sull'escrezione azotata nella bovina da latte, in cui si compara una dieta a livello proteico ed energetico costante ad altre diversificate per livello produttivo, per valutare la diversa efficienza di utilizzo dell'azoto da parte delle bovine. Infine si presentano i risultati di un'indagine effettuata su 20 aziende di vacche da latte della Lombardia, volta a verificare l'escrezione azotata effettiva delle aziende, i parametri che più la condizionano e le conseguenti possibilità di ridurla il più possibile: tra questi il carico di bestiame ad ettaro è senz'altro il fattore più importante, ma parametri come il tenore proteico e il rapporto 'amido/proteine' della razione, giocano a loro volta un ruolo importante. Confermando quanto riportato in letteratura, la percentuale di azoto escreto diminuisce all'aumentare del livello produttivo della bovina. Anche dal punto di vista dell'impatto ambientale quindi, oltre che sotto il profilo economico, a parità di produzione aziendale conviene allevare animali ad elevata produzione ed efficienza. Formulando diete a basso tenore proteico e ad elevato contenuto in amido si stimolerebbe lo sviluppo della popolazione microbica ruminale che potrebbe fornire l'eccellente proteina microbica alla bovina in quantità sufficiente a garantire elevate performance produttive riducendo al contempo l'escrezione azotata.

SUMMARY

The environmental implications of animal production and particularly nitrogen excretion are nowadays topics of major concern. A summary is made of nitrogen metabolism and the efficiency of N utilization in ruminants. The results of a field trial on N excretion in lactating cows are also reported; in this experiment a diet with a constant energy and protein content is compared to three diets with energy and protein contents adjusted to milk yield, to evaluate the different efficiency of dietary N utilization by the cow. At last the results of an investigation on 20 dairy farms of Lombardy are discussed. Aim of the study was to quantify the actual N excretion at farm level, the most important related parameters and the possible ways to reduce it. Among these, the animal load per hectare is by far the most determinant factor, but parameters as the dietary protein content and the dietary "starch/protein" ratio, play also an important role in terms of N excretion. Consistently with literature, the proportion of N excreted decreases with increasing milk yields. Diets with a low protein and a high starch content should boost rumen microbial growth and consequently the supply of an excellent protein for the cow, with a positive response in terms of production and nitrogen excretion.

Parole chiave

bovini da latte, nutrizione, azoto

Key words

dairy cattle, nutrition, nitrogen

INTRODUZIONE

Per molti anni la zootecnia ha avuto come unico obiettivo l'aumento quantitativo delle produzioni di latte, carne, uova e pesce (*food security*): erano gli anni del dopoguerra nei quali, anche nei Paesi a economia avanzata, vi era carenza di cibo. Successivamente l'attenzione si spostò sugli aspetti "qualitativi" delle produzioni animali e la stessa selezione dei bovini da latte venne impostata secondo parametri quali i kg di proteina. Tali aspetti qualitativi dei prodotti zootecnici sono poi stati affinati mirando a parametri quali acidi grassi essenziali e benefici per la salute (Omega 3, CLA), aminoacidi e vitamine essenziali, prodotti nutraceutici di varia natura e proprietà.

Più recentemente si sono imposte all'attenzione dell'opinione pubblica e, di riflesso, del settore zootecnico, altre due tematiche estremamente importanti: la sicurezza alimentare (vedi antibiotici, tossine, composti cancerogeni) (*food safety*) e i riflessi delle produzioni animali sull'ambiente. La cosiddetta 'sostenibilità ambientale' intesa come la capacità di produrre senza compromettere irrimediabilmente, seppur nel lungo periodo, le risorse ambientali, si è ormai imposta a livello dell'opinione pubblica che giustamente chiede più attenzione e tutela per beni primari insostituibili quali aria, acqua, suolo, biodiversità, habitat. Parallelamente, negli ultimi decenni, nelle aziende agricole si è manifestata una generale crescita dei consumi di fertilizzanti azotati e mangimi in relazione alla superficie aziendale e al numero di capi allevati. Ciò è imputabile principalmente agli elevati costi di altri fattori della produzione, terreni e lavoro in particolare, che hanno reso sempre più intensive le produzioni agricole stesse. In tal modo è aumentata la dipendenza delle aziende agricole da apporti esterni, e con essa il carico di nutrienti, e di azoto in particolare, sui terreni coltivati (Mantovi, 2007).

Negli ultimi anni sono pertanto stati pubblicati moltissimi lavori scientifici inerenti le produzioni animali e l'ambiente. In particolare, è stato affrontato l'aspetto dell'escrezione azotata in quanto, come è noto, l'azoto escreto è in parte volatilizzato ad ammoniaca (a partire dall'urea, venendo le urine a contatto con le feci, contenenti l'enzima ureasi), ma in massima parte penetra nel terreno, con i reflui, dove la componente organica viene mineralizzata dai microrganismi del suolo a nitrati. Questi ultimi sono poi dilavati nell'acqua di falda e, per via idrica, trasportati fino al mare dando luogo a fenomeni di eutrofizzazione e di contaminazione in genere delle acque con perdita di biodiversità e di valore biologico (fig. 1).

L'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare negli animali è piuttosto limitata. Infatti, l'utilizzazione metabolica degli aminoacidi assorbiti a livello intestinale e poi utilizzati per la sintesi proteica nei diversi tessuti (muscolare, mammario, ecc.) è bassa, non potendo tra l'altro gli aminoacidi in eccesso venire immagazzinati come riserva proteica (alla stregua dei lipidi quale riserva energetica) se non in minima parte, ma dovendo per lo più essere catabolizzati per eliminare composti tossici quali amine, con dispendio di energia sottratta così ai processi anabolici della produzione di carne e di latte.

Negli animali da carne si oscilla mediamente tra il 45% circa dei broiler al 30% dei suini al 10% dei bovini. Nella produzione di latte l'efficienza di utilizzo dell'azoto oscilla tra il 20 e il 35% ed è legata principalmente al livello produttivo dell'animale. Infatti, come ampiamente dimostrato da molti studi (tra gli altri: ERM, 1999; European Commission, 2003; Flachowsky e Lebzien, 2005), per kg di latte prodotto l'azoto è escreto in quantità maggiore da animali a livello produttivo medio basso. Mediamente quindi un aumento della produzione latte e della "*dairy efficiency*" (kg latte/kg SS ingerita) comporta un aumento dell'efficienza di utilizzazione dell'azoto ingerito che può arrivare fino a 15 punti percentuali.

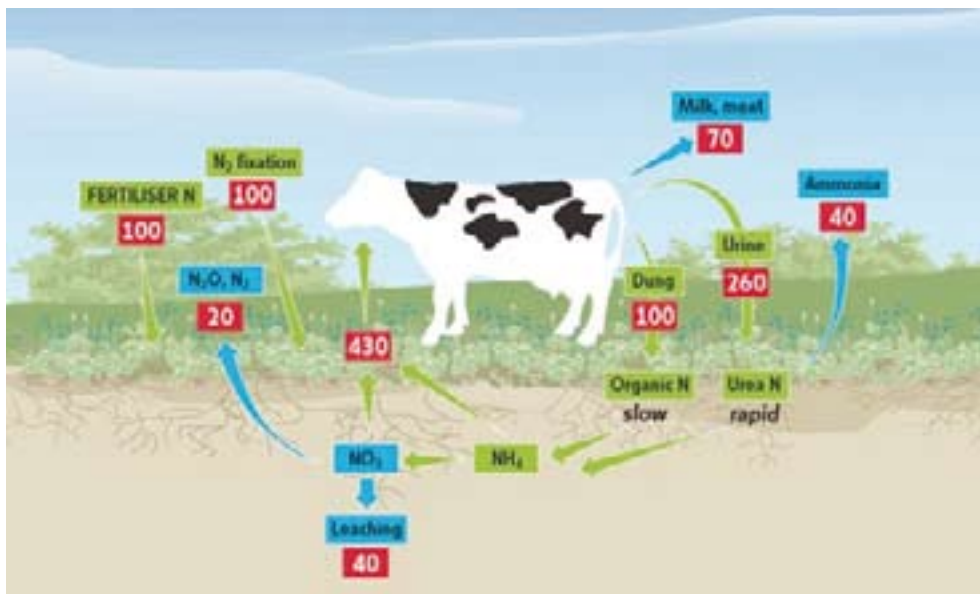


Figura 1 - Dinamiche di utilizzazione dell'azoto nell'ecosistema vacca-pianta-suolo in una realtà di pascolo (tratto da <http://www.ballance.co.nz>)

Semplificando all'estremo possiamo quindi dire che ha meno "impatto" ambientale una bovina da 10.000 kg di latte all'anno che non due da 5.000 kg ciascuna. Ovviamente, come vedremo nell'indagine da noi effettuata, bisogna considerare il contesto: è evidente infatti che non sono comparabili sistemi produttivi di tipo estensivo e ubicati in aree marginali, con sistemi intensivi di pianura caratterizzati da alti rapporti tra capi allevati e superficie agraria utilizzata. Nei primi la zootecnia ha quasi sempre un effetto positivo sull'ambiente, arricchendo di sostanza organica (SO) terreni generalmente poco fertili; nei secondi, invece, l'elevato carico di bestiame può determinare una concentrazione azotata eccessiva nel suolo.

Sottolineiamo tuttavia che anche in Pianura Padana il contenuto in SO del suolo va pericolosamente diminuendo e allontanandosi sempre più dalla soglia del 3% considerata quella minima per garantire un'adeguata fertilità del terreno. In tal senso l'intera problematica "nitrati" andrebbe quindi valutata considerando la situazione nel suo insieme e non limitandosi alla "risoluzione del problema" nelle sole aziende zootecniche: i reflui di tali aziende potrebbero infatti costituire una preziosa ed economica fonte di SO per i terreni delle aziende agricole non zootecniche.

IL METABOLISMO PROTEICO NEI RUMINANTI

In estrema sintesi, ricordiamo che i ruminanti sono in grado di utilizzare, grazie alla popolazione microbica ruminale (batteri e protozoi), anche azoto non proteico quale l'azoto ammoniacale contenuto nei foraggi insilati (5-15% dell'N totale). Alcune specie batteriche, come le cellulolitiche, prediligono addirittura tale forma di azoto, il che si abbina positivamente all'elevato tasso di proteolisi cui è soggetta la proteina alimentare a livello ruminale: in pratica il gruppo amminico NH₂ degli aminoacidi viene staccato dalla molecola aminoacidica e idrogenato a formare ammoniaca (NH₃) e ione ammonio (NH₄⁺). Tale azoto ammoniacale è poi

utilizzato, grazie all'energia ricavata dalla fermentazione dei carboidrati fibrosi (emicellulose e cellulosa non lignificati) e non fibrosi (zuccheri, amido, pectine e betaglucani), per la sintesi della proteina microbica. Ogni specie batterica e protozoaria si sviluppa e moltiplica dunque sintetizzando proteina in base al proprio DNA. Ecco dunque il 'miracolo' del ruminante: da azoto non proteico come l'urea o addirittura non organico, come l'ammoniaca, si forma una proteina di altissimo valore biologico, estremamente digeribile a livello duodenale e ricchissima di aminoacidi essenziali, praticamente nello stesso rapporto tra loro di quelli che costituiranno la proteina sintetizzata a livello mammario: una proteina 'ideale' dunque, alla stregua di quella che si utilizza come riferimento nella formulazione delle diete per i monogastrici.

Anche dal punto di vista quantitativo la proteina microbica che si forma nel ruminante è notevole: oltre il 50% della sostanza secca microbica è costituita da proteina, il che corrisponde a circa 2,5-3 kg di proteina microbica presente nel ruminante della bovina da latte ad alta produzione. Considerando l'alto *turn-over* ruminale di questi animali, è evidente il cospicuo apporto proteico che la popolazione microbica ruminale dà alla bovina da latte (Clark *et al.*, 1992).

Di fatto, oltre il 60% delle proteine digerite e conseguentemente degli aminoacidi assorbiti nell'intestino della bovina sono di origine microbica (Proteina Digeribile nell'Intestino di origine Microbica, PDIM). Anche da tale punto di vista quindi, oltre che da quello energetico, conviene concentrare la propria attenzione sul buon funzionamento del ruminante, piuttosto che su tecniche che aumentino il cosiddetto 'by-pass' di alimenti e nutrienti rendendoli maggiormente disponibili a livello post-ruminale.

Appare quindi fondamentale poter valutare la sintesi della proteina microbica ruminale. Ciò può essere fatto mediante equazioni proposte da modelli statunitensi (CNCPS: Russel *et al.*, 1992; NRC 2001) o direttamente mediante prove con azoto marcato (l'isotopo ^{15}N , comunemente denominato 'N15') che prevedono però l'utilizzo di animali fistolati in ruminante ed eventualmente in duodeno (Reynal *et al.*, 2005; Brito *et al.*, 2007; Ipharraguerre *et al.*, 2007) con evidente impegno sia economico sia sperimentale. Un terzo sistema per la stima della produzione di proteina microbica ruminale consiste nel determinare la concentrazione, nelle urine, di adenina e guanina, due basi azotate di origine microbica (Zinn e Owens, 1986; Broderick e Merchen, 1992). Il metodo originario di questa analisi è basato sulla spettrofotometria, mentre più recentemente l'introduzione della tecnica analitica mediante HPLC ha consentito di migliorarne l'accuratezza della stima (Balcells *et al.*, 1992).

L'intensa proteolisi ruminale determina, dopo i pasti, un aumento della concentrazione di ammoniaca che, diffondendo attraverso la parete del ruminante, passa in parte nel circolo sanguigno e raggiunge il fegato dove viene detossificata a urea. Quest'ultima a sua volta viene portata con il sangue ai diversi organi e tessuti: la quota maggiore è quindi escreta a livello renale con le urine, ma una piccola parte si ritrova anche nel latte e nella saliva e attraverso quest'ultima una modesta quota di azoto torna nel ruminante. L'azoto urinario rappresenta quindi la forma principale di eliminazione dell'azoto in eccesso rispetto ai fabbisogni. A differenza dei monogastrici tuttavia (es. suini), nei ruminanti esiste un sostanziale equilibrio tra la quota di azoto eliminata con le feci e quella escreta con le urine. Negli animali in asciutta o a bassa produzione la quota di N escreta con le feci è addirittura maggiore. Ciò è da ricondursi all'elevatissima popolazione microbica dell'apparato digerente (che confluisce in parte nelle feci stesse) e al fatto che una quota non trascurabile della proteina alimentare è legata alla fibra e come tale non è digeribile (Acid Detergent Intake Nitrogen, ADIN).

Il tenore di urea, o di azoto ureico, nel latte è direttamente correlato a quello nel sangue e rappresenta un ottimo indicatore del metabolismo proteico dell'animale: valori di 20-25 mg urea (pari a circa 9-12 mg N ureico)/100 ml di latte sono da considerarsi ottimali, mentre valori di 30-35 mg urea/100 ml di latte rivelano una situazione di eccesso di azoto alimentare e un conseguente accentuato catabolismo proteico. Il tenore di urea del latte è inoltre direttamente correlato al tenore proteico della dieta (Broderick e Clayton, 1997; Nousiainen *et al.*, 2004),

all'energia della dieta e al rapporto proteina/energia della razione (Oltner e Wiktorsson, 1983; Hof *et al.*, 1997). Negli ultimi anni sia a livello internazionale sia a livello nazionale il tenore di urea del latte viene quindi sempre più utilizzato come criterio per valutare l'efficienza di utilizzazione dell'azoto della dieta.

Inoltre, recentemente, sono stati realizzati studi di analisi statistica multivariata al fine di sviluppare equazioni per la previsione dell'escrezione azotata urinaria e l'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare, in relazione al tenore di urea del latte. Le equazioni ottenute, riportate in tabella 1, potrebbero quindi essere utilizzate ai fini pratici per stimare l'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare e per prevedere l'escrezione di azoto urinario nella bovina da latte. Si sottolinea il fatto che gli statunitensi utilizzano in genere il dato di azoto ureico del latte (MUN) mentre in Italia si fa maggiormente riferimento all'urea del latte. Poiché quest'ultima contiene azoto in misura del 46%, per passare dal MUN all'urea del latte bisogna moltiplicare il dato espresso in MUN per 2,2.

Tabella 1 - Equazioni di stima per la previsione del tenore proteico della dieta, dell'escrezione azotata urinaria e dell'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare in relazione al tenore di urea del latte (tratta da Broderick e Huhtanen, 2007)

Variabile	Equazione	R ²	Riferimento Bibliografico
PG, % s.s.	0,27*MUN + 13,7	0,84	Broderick e Clayton (1997)
PG, % s.s.	0,45*MUN + 10	0,78	Nousiainen <i>et al.</i> , (2004)
Azoto urinario, g/d	14,1*MUN + 26	0,92	Nousiainen <i>et al.</i> , (2004)
Azoto urinario, g/d	12,4*MUNO + 20,8*PG -178	0,97	Huhtanen <i>et al.</i> , (2007)
Azoto urinario, g/d	0,0283*MUN*PV		Wattiaux e Karg (2004)
N latte/ N ingerito (N efficiency, %)	-0,73*MUN + 38		Nousiainen <i>et al.</i> , (2004)

PG= proteina grezza; MUN= 'milk urea nitrogen', azoto ureico del latte (mg azoto ureico/dL); MUNO= 'milk urea nitrogen output', azoto ureico escreto giornalmente (g/d); PV = peso vivo (kg)

Uno studio di Burgos *et al.* (2007) ha correlato invece il tenore di urea del latte e quello delle urine (urine urea nitrogen, UUN) ottenendo le seguenti equazioni, per bovine:

- a metà lattazione: $UUN \text{ (g/d)} = -37,33 + 16,01 * MUN \text{ (mg/dL)}$; ($R^2 = 0,99$)
- a inizio e fine lattaz.: $UUN \text{ (g/d)} = -49,95 + 18,67 * MUN \text{ (mg/dL)} - 0,17 * MUN^2$; ($R^2 = 0,97$).

Le equazioni proposte possono quindi essere utilizzate per prevedere indirettamente l'emissione ammoniacale dalle deiezioni zootecniche (Cassell *et al.*, 2005). Come noto, infatti, l'urea contenuta nelle urine viene idrolizzata ad ammoniaca dall'enzima ureasi e quest'ultima viene volatilizzata in atmosfera a vari livelli: corsia di alimentazione e paddock, vasche di raccolta dei reflui e superficie del suolo (Monteny e Erisman, 1998). Una volta emessa, l' NH_3 viene facilmente convertita a ione ammonio (NH_4^+) per reazione con acidi presenti nell'atmosfera. Come aerosol, l' NH_4^+ contribuisce direttamente alla formazione di particelle con diametro di 2,5 micron o meno ($PM_{2,5}$) e alla acidificazione ed eutrofizzazione degli ecosistemi (NRC, 2003). Il $PM_{2,5}$ è anche associato all'aumento di casi di patologie cardiorespiratorie (Samet e Krewski, 2007).

Come è noto, nei ruminanti il metabolismo proteico non è scindibile da quello energetico e soprattutto a livello ruminale i due fattori, azoto ed energia fermentescibile, vanno considerati assieme. In particolare molti studi sono stati effettuati per verificare l'importanza della sincronia tra la fermentescibilità dei carboidrati e la degradabilità della proteina alimentare nel rumine (tra gli altri: Ipharraguerre e Clark, 2005; Cabrita *et al.*, 2007; Broderick *et al.*,

2008b). Non sempre i risultati sono stati univoci e concordanti, ma nella maggior parte dei casi si è avuta la conferma dell'importanza di assicurare alla popolazione microbica del ruminante una contemporanea ed equilibrata disponibilità di energia e di azoto.

Molti studi hanno dimostrato che, a parità di altri fattori, l'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare nella sintesi della proteina del latte diminuisce all'aumentare del tenore proteico della dieta (Børsting *et al.*, 2003; Crovetto *et al.*, 2009).

Altri studi hanno dimostrato come la riduzione del tenore proteico della dieta di bovine in lattazione, somministrando un'adeguata quota di proteina by-pass, abbia consentito di ridurre l'escrezione di azoto urinario senza effetti negativi sulla produzione e sul tenore proteico del latte (Kröber *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2001; Noftsker e St-Pierre, 2003). In figura 2 sono invece riportati i risultati di uno studio di Kalscheur *et al.* (2006) che ha valutato la relazione tra tenore proteico della dieta, proteina degradabile ruminale ed efficienza di utilizzazione dell'azoto. È evidente come l'efficienza di utilizzazione dell'azoto diminuisca con l'aumentare del tenore proteico della dieta e, a parità di proteina ingerita, l'efficienza sia risultata mediamente inferiore per le diete con una maggiore percentuale di proteina degradabile ruminale. La determinazione della proteina degradabile ruminale e della sua efficienza di utilizzazione e trasformazione in proteina microbica dall'elevato valore biologico, risulta essere quindi un fattore 'chiave' da considerare nel razionamento della bovina da latte per diminuire sia l'escrezione azotata sia il costo della razione (Hristov *et al.*, 2004).

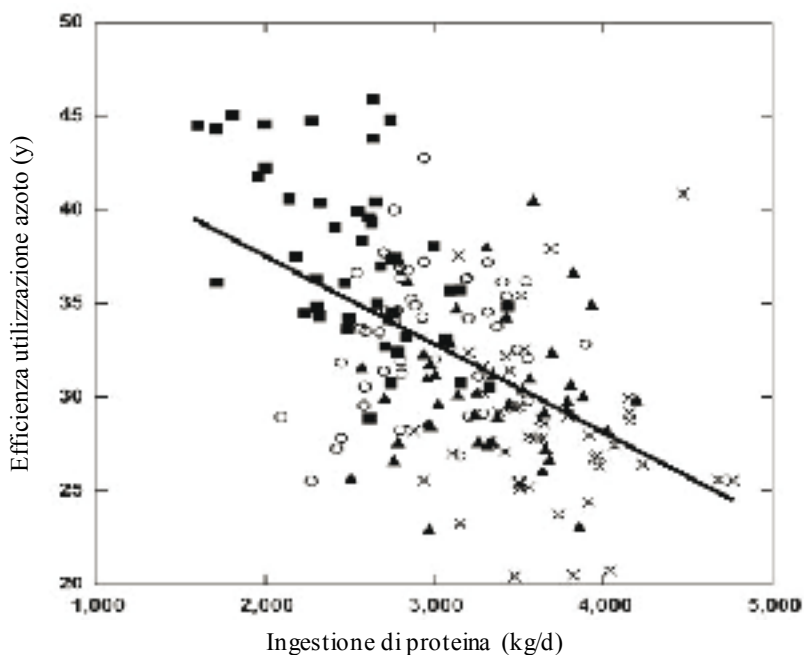


Figura 2 - Efficienza di utilizzazione dell'azoto di diete con una diversa percentuale di proteina (PG % s.s.) e di proteina degradabile ruminale (RDP) (% s.s.)

12,3 (PG) - 6,8 (RDP) (■); 13,9 (PG) - 8,2 (RDP) (○); 15,5 (PG) - 9,6 (RDP) (▲); 17,1 (PG) - 11,0 (RDP) (×) (Kalscheur *et al.*, 2006)

Un recentissimo studio (Arriaga *et al.*, 2009) condotto in 76 aziende zootecniche spagnole ha evidenziato un valore medio piuttosto basso (25,8%) di efficienza di utilizzazione dell'azoto.

In tabella 2 si riportano invece i dati di uno studio condotto dal CRPA (Mantovi, 2007) relativi al bilancio azotato complessivo di una stalla da latte della pianura padana da cui emerge l'elevata quota di azoto escreto per bovina e la bassa efficienza di utilizzazione dell'azoto su scala aziendale. Mediamente, a fronte di un input aziendale annuo di azoto di 17.616 kg solo 3.305 kg vengono trasferiti infatti nel latte e nel colostro.

De Roest e Speroni (2005) riportano una quantità di azoto escreto per vacca negli allevamenti da latte industriali di 122 kg/anno e in quelli da Parmigiano Reggiano di 124 kg/anno, senza evidenziare differenze dovute al tipo di dieta somministrato (esempio: inclusione di insilati nelle aziende che non producono latte per la trasformazione in Parmigiano Reggiano). Al contrario l'azoto escreto dai capi di rimonta negli allevamenti da latte per Parmigiano-Reggiano è risultato sostanzialmente più elevato rispetto all'azoto escreto dagli animali da rimonta negli allevamenti da latte industriale. Tali differenze vanno attribuite esclusivamente alla maggiore ingestione di alimenti e di proteine da parte dei capi da rimonta negli allevamenti da latte per Parmigiano-Reggiano (De Roest e Speroni, 2005).

Xiccato *et al.* (2005) in un'indagine condotta in Veneto in 104 aziende da latte hanno riportato valori medi di ingestione azotata di 162 kg/vacca/anno a fronte di un valore medio di azoto escreto pari a 116 kg per vacca e per anno. Tale indagine evidenzia un'efficienza di utilizzazione dell'azoto ingerito ai fini della produzione lattea del 28% circa e conferma la correlazione significativa tra tenore proteico della dieta e azoto annualmente escreto dalle bovine.

Tabella 2 - Bilancio azotato (kg N/anno) di un'azienda di bovini da latte della pianura padana (tratto da Mantovi, 2007)

Anno	2005	2006
Ingressi		
Mangimi	6759	7197
Fieno prevalenza graminacee	5975	6289
Fieno erba medica	5009	4003
Totale	17743	17489
Uscite		
Latte e colostro	3201	3410
Animali venduti o morti	256	366
Feti e incremento peso primipare	115	117
Totale	3572	3893
Indici di efficienza		
Ingressi-uscite	14171	13596
Uscite/ingressi	0,20	0,22
Azoto escreto per capo da latte	131	119
Azoto escreto per capo in rimonta	41	33

Lo stesso fenomeno, del resto, è stato ampiamente dimostrato per la produzione della carne in diverse specie animali, tra cui il suino. Per i monogastrici ciò si è tradotto nella formulazione di diete specifiche per le diverse fasi di accrescimento dell'animale, a tenore proteico limitato e integrate con aminoacidi di produzione industriale per garantire comunque il soddisfacimento dei fabbisogni dell'animale e la somministrazione di una proteina "ideale" in termini di composizione aminoacidica e di rapporto tra i principali aminoacidi essenziali.

Nei ruminanti, la presenza del rumine e la sintesi della proteina microbica che ne consegue e che, come visto, costituisce la frazione principale della proteina digeribile nell'intestino tenue, rende inutile il ricorso alla proteina ideale anche se il principio di somministrare diete a contenuto proteico ridotto resta valido per minimizzare l'escrezione azotata. In passato diverse ricerche hanno suggerito l'utilità di integrare la dieta della lattifera con metionina rumino-protetta, essendo questo aminoacido di norma il primo limitante nelle diete formulate per la bovina da latte ad alta produzione. Un recente studio (Broderick *et al.*, 2008a) effettuato su bovine in lattazione alimentate con diete con un diverso tenore proteico (17,3 vs 16,1 s.s.) e con una diversa integrazione di metionina rumino-protetta per ciascun livello proteico (0 vs 10 g/d) non ha evidenziato alcun effetto della metionina su produzione, qualità del latte e bilancio dell'azoto. Come atteso, il tenore proteico della dieta ha avuto invece effetti significativi sulla produzione di latte e sul tenore di urea del latte (maggiore per la dieta con il più alto livello proteico) mentre l'efficienza di utilizzazione dell'azoto è risultata migliore per la dieta a basso tenore proteico (34,5 vs 32,2%).

In ogni caso il contesto economico odierno in cui versa la zootecnia in generale e quella da latte in particolare obbliga a contenere il più possibile il costo alimentare che, come noto, incide per oltre il 50% sui costi totali di produzione del latte. Anziché, e prima di pensare a prodotti 'by-pass', vi è piuttosto l'esigenza di assicurare un ottimale funzionamento del 'motore' rumine affinché questo fornisca alla bovina la maggior quota di energia e di aminoacidi di cui essa abbisogna. In particolare, per soddisfare gli alti fabbisogni nutritivi della bovina e contenere il più possibile l'escrezione azotata, si dovrà puntare a formulare diete a tenore proteico ridotto (senza però che l'N diventi fattore limitante la crescita microbica e la produzione latte), ma ricche in energia fermentescibile per massimizzare lo sviluppo microbico nel rumine e di conseguenza l'apporto di proteina microbica in duodeno.

PROVA SPERIMENTALE: TENORE PROTEICO DELLA DIETA ED ESCREZIONE AZOTATA NELLA BOVINA DA LATTE

Per valutare la convenienza tecnica, in termini di performance produttive e di escrezione azotata, di adeguare la dieta della lattifera, e in particolare il suo tenore proteico, al livello produttivo dell'animale, rispetto a un'unica razione somministrata indipendentemente dal livello produttivo, è stata effettuata una prova presso l'azienda agricola Le Cerchie di ERSAF (Struttura vigilanza e qualità dell'agroalimentare e supporto alla filiera lattiero-casearia) a Mantova (Crovetto *et al.*, 2009). La prova è stata svolta in collaborazione tra la stessa ERSAF e la sezione di Zootecnica Agraria del Dipartimento di Scienze Animali dell'Università degli Studi di Milano.

Materiali e metodi

Per la prova si sono impiegate 42 bovine di razza Frisone Italiana suddivise in due gruppi di 21 capi ciascuno, omogenei per stadio di lattazione, numero dei parti e produzione di latte. I due gruppi corrispondevano ai trattamenti C (tenore proteico costante) e T (tenore proteico adeguato al livello produttivo). Ognuno dei due gruppi di animali è stato inoltre suddiviso in tre sottogruppi: ad alta (A), media (M) e bassa (B) produzione di latte. Le bovine fuori prova, ossia quelle che nel corso della prova hanno partorito o che sono entrate nella fase di asciutta, sono state munte a parte ed il loro latte è stato venduto direttamente e non ha influenzato quindi il latte di massa dei due gruppi in prova. Le bovine erano stabulate alla posta, con abbeveratoi a tazza.

Lo schema sperimentale applicato è stato quello a *cross-over*, con inversione dei trattamenti alimentari tra i due gruppi a metà prova. In questo modo, dopo una fase di adattamento al-

la dieta, ogni bovina ha ricevuto entrambi i trattamenti alimentari ed è stato quindi possibile valutarne gli effetti a prescindere dalle potenzialità genetiche degli animali. In pratica si sono distribuite una razione unifeed unica al gruppo di controllo (C) calcolata sulla base della produzione media di latte del gruppo stesso e tre razioni unifeed formulate in funzione della produzione media del sottogruppo per gli animali del gruppo “trattato” (T); a metà prova il trattamento alimentare è stato invertito tra i due gruppi di animali.

Per rendere applicabile lo schema sperimentale anche nella pratica zootecnica, le razioni dei tre sottogruppi sono state tutte formulate sulla base dei fabbisogni del sottogruppo B che ha ingerito, ovviamente, solo l’unifeed così predisposto, mentre le bovine dei sottogruppi M e A, oltre all’unifeed del sottogruppo B, hanno ricevuto in mangiatoia, previa accurata miscelazione manuale, dosi di un mangime opportunamente preparato per soddisfare i fabbisogni in energia, proteine, minerali e vitamine. L’alimentazione è stata a volontà per tutti gli animali che avevano a disposizione acqua da bere *ad libitum*.

La tempistica della prova, condotta nel 2006, ha previsto un periodo di adattamento di 2 settimane e una settimana di rilevamento e registrazione dati; si è poi proceduto con l’inversione dei trattamenti alimentari tra i due gruppi, con altre 2 settimane di adattamento e una settimana di controlli. Giornalmente si è registrata l’ingestione alimentare di ogni sottogruppo di animali e la produzione individuale di latte di cui si sono determinati i contenuti in grasso, proteine e lattosio. Sul latte di massa di ogni gruppo si sono poi determinate le cellule somatiche e l’urea.

Tabella 3 - Analisi degli alimenti impiegati nella prova

		Silomais	Medica fieno	Loiessa fieno	Mais farina	Orzo farina	Soia far. es.	Soia fiocchi	Integr. vit/min
SS	% s.t.q.	33,0	85,7	88,6	88,0	89,9	90,0	90,0	96,0
Cen	% s.s.	5,1	11,8	6,7	1,6	3,0	7,3	6,0	83,5
PG	% s.s.	8,1	18,3	5,8	9,0	12,7	49,0	43,0	1,3
Pr sol.	% PG	61,7	43,2	36,6	19,0	30,5	15,0	8,0	0,0
EE	% s.s.	3,2	2,5	3,0	4,2	2,2	2,8	18,8	1,2
NDF	% s.s.	39,4	49,6	65,0	9,0	18,0	15,0	10,0	5,0
ADF	% s.s.	24,3	41,3	43,3	4,0	7,2	10,0	6,0	0,0
ADL	% s.s.	3,5	9,9	4,9	0,2	2,0	0,5	0,1	0,0
Zucch.	% s.s.	0,2	5,7	6,2	1,5	3,5	11,5	14,8	1,0
Amido	% s.s.	33,9	1,0	3,1	74,8	54,4	3,8	4,0	2,5
Ca	% s.s.	0,31	1,32	0,66	0,04	0,05	0,40	0,27	14,00
P	% s.s.	0,27	0,28	0,29	0,30	0,46	0,71	0,65	4,10

In ciascuna delle due settimane di rilievi e per 4 giorni consecutivi, circa 500 kg di latte del gruppo di controllo e 500 kg del gruppo trattato sono stati giornalmente trasportati presso il caseificio sperimentale di ERSAF e caseificati a grana con una produzione complessiva di 16 forme stagionate.

Per evidenziare eventuali differenze in termini di resa casearia tra i due gruppi, il grasso in caldaia è stato mantenuto costante così da poter attribuire le eventuali differenze di peso, della cagliata prima e della forma di grana stagionato poi, all’eventuale maggiore concentrazione di caseina e di acqua che la caseina stessa è in grado di legare.

Le bovine controllate e campionate individualmente per la produzione di latte sia alla mattina che alla sera per cinque giorni consecutivi sono state alimentate con razioni a base di

silomais, fieno di medica, fieno di loiessa, mais, orzo, soia f.e., soia fiocchi, sali minerali e vitamine. L'analisi degli alimenti impiegati nella prova è riportata in tabella 3 mentre la composizione e l'analisi delle razioni somministrate sono riportate in tabella 4.

Tabella 4 - Composizione e analisi delle razioni impiegate nella prova.

	C	TB	TM	TA
Silomais	18,00	18,00	18,00	18,00
Medica, fieno	5,50	5,50	5,50	5,50
Loiessa, fieno	2,60	2,60	2,60	2,60
Mais, farina	4,25	2,93	3,84	5,09
Orzo, farina	1,42	0,98	1,28	1,70
Soia, far. estr.	2,80	1,40	2,60	3,40
Soia fiocchi	-	-	-	1,30
Integrat. vit/min	0,43	0,30	0,39	0,52
PG (% s.s.)	15,4	13,6	15,2	17,2
Pr sol. (% PG)	31,6	36,4	32,2	31,3
EE (% s.s.)	3,0	3,0	3,0	3,8
NDF (% s.s.)	34,3	37,7	34,9	31,5
ADF (% s.s.)	23,4	26,1	24,0	21,3
ADL (% s.s.)	4,0	4,6	4,1	3,6
Ac. org. (% s.s.)	2,9	3,3	2,9	2,5
Zucch. (% s.s.)	3,9	3,6	3,9	4,6
Amido (% s.s.)	27,3	25,6	26,7	27,4
Cen (% s.s.)	7,8	7,9	7,8	7,8
Ca (% s.s.)	0,79	0,79	0,79	0,77
P (% s.s.)	0,42	0,38	0,41	0,45
UFL/kg SS	0,93	0,90	0,92	0,98

(C=Controllo; T=Trattato; B=bassa produzione; M=media produzione; A=alta produzione)

I dati individuali sono stati elaborati statisticamente con procedura GLM (SAS, 2000) applicando il seguente modello:

$$Y_{ijklm} = \mu + T_i + A_j (G_k) + P_l + (TxG)_{ik} + e_{ijklm}$$

dove:

T_i = 1-2 (trattamento: controllo e trattato)

A_j = 1-14 (animale entro gruppo)

G_k = 1-3 (gruppo: basso, medio e alto)

P_l = 1-2 (periodo: 1 e 2)

e_{ijklm} = errore

Risultati e discussione

Analisi di alimenti e diete

Tra i foraggi impiegati è risultato qualitativamente buono il silomais (pH 3,6 e, sulla sostanza secca: acido lattico 9,8%; acetico 1,6%; acido butirrico assente; NDF 39,4%; amido 33,9%), meno i fieni di medica (PG 18,3%; NDF 49,6%; ADL 9,9%, s.s.) e quello di loiessa (PG 5,8%; NDF 65,0%; ADL 4,9%, s.s.) (tabella 3).

L'analisi comparata delle quattro diete impiegate nella prova (tabella 4) evidenzia un livello proteico pari al 15,4% s.s. per la razione di controllo, con il 31,6% di proteine solubili e un contenuto, sul secco, di NDF e di amido del 34,3 e 27,3%, rispettivamente. Le tre razioni "trattate" (TB=basso, TM=medio e TA=alto livello produttivo) sono risultate avere rispettivamente il 13,6; 15,2; 17,2% di PG s.s. con il 36,4; 32,2; 31,3% di proteina solubile, il 37,7; 34,9; 31,5% di NDF s.s. e il 25,6; 26,7; 27,4% di amido s.s. La razione TA è risultata avere anche il maggior valore nutritivo (0,98 UFL/kg SS), grazie anche al maggior tenore lipidico apportato dai fiocchi di soia.

Ingestione alimentare e produzione latte

La tabella 5 riporta i dati medi produttivi dei controlli individuali e l'ingestione media di ogni gruppo. Quest'ultima è stata molto alta per tutte le bovine, oscillando tra i 21,7 e i 24,9 kg SS/capo giorno, senza differenze tra i gruppi a pari livello produttivo.

Tabella 5 - Ingestioni alimentari e produzioni individuali di latte

Livello produttivo	Basso		Medio		Alto	
	Controllo	Trattato	Controllo	Trattato	Controllo	Trattato
Acronimo	CB	TB	CM	TM	CA	TA
SS ingerita (kg/d)	22,9	21,7	23,4	23,2	23,9	24,9
Latte (kg/d)	19,9	19,2	26	25,9	38,9	41,0*
Latte 4% (kg/d)	22,8	22,1	28,5	28,5	39,6	40,6*
Grasso (%)	4,8	4,84	4,5	4,51	4,01	3,83*
Proteine (%)	3,99	3,95	3,75	3,71*	3,11	3,13
Lattosio (%)	4,71	4,7	4,73	4,72	4,8	4,84*
Cell. Som. (/1000)	237	228	289	296	225	228
Grasso (g/d)	972	945	1186	1189	1569	1580
Proteine (g/d)	812	777*	995	982	1239	1316
Lattosio (g/d)	2901	2800	3654	3633	5019	5259*

* P<0,05

(C=Controllo; T=Trattato; B=bassa produzione; M=media produzione; A=alta produzione)

A livello globale non è risultata significativa nessuna differenza tra le bovine controllo e quelle trattate, in funzione della dieta. Considerando però i dati scorporati per livello produttivo (tabella 5), nel confronto tra la dieta di controllo (CA) e quella trattata (TA) si evince che le produzioni di latte (38,9 vs 41,0 kg/d per CA e TA; P<0.05), di latte corretto al 4% di grasso (39,6 vs 40,6 kg/d; P<0.05) e di lattosio (5019 vs 5259 kg/d; P<0.05) sono state significativamente maggiori, nelle bovine ad alta produzione, quando alimentate con la dieta T che, rispetto alla dieta C di controllo, forniva più proteine (quantitativamente e qualitativamente) e più energia (0,93 vs 0,98 UFL/kg SS). Il tenore proteico della dieta TA era di 17,2 (% s.s.) e leggermente superiore al valore di 16,7 (% s.s.) ritenuto ottimale (Olmos Colmenero e Broderick, 2006).

Per contro nelle bovine a bassa produzione, la stessa dieta di controllo (CB), rispetto alla dieta trattata (TB), ha fatto produrre più proteina (812 vs 777 g/d per CB e TB; $P < 0,05$). Evidentemente le bovine alimentate con la dieta TB sono state penalizzate dal minor apporto proteico (15,4 vs 13,6 PG % s.s.) ed energetico (0,93 vs 0,90 UFL/kg SS) di tale dieta rispetto a quella di controllo. Da sottolineare gli ottimi tenori in grasso e proteine del latte: il primo è risultato quasi sempre superiore al 4% mentre il secondo denuncia un calo solo ai livelli produttivi elevati.

Nessuna differenza significativa, infine, tra i due trattamenti alimentari all'interno del medesimo livello produttivo, per quanto riguarda le cellule somatiche del latte (esprese come *linear score*), sempre inferiori alle 300.000/ml.

Azoto caseinico e ureico

I valori riscontrati di urea nel latte (tabella 6) sono risultati sostanzialmente in linea (leggermente superiori) a quelli previsti dal modello di razionamento del sistema CPM Dairy. Ciò è una conferma della validità di tale modello quale strumento di previsione delle risposte delle bovine a determinate razioni. In particolare la correlazione tra i valori reali e i valori previsti con il CPM è stata molto elevata ($r = 0,95$).

Il tenore di urea nel latte, come prevedibile, è andato aumentando (24 vs 36 mg/dL) passando dalla dieta ipoproteica a quella con maggior contenuto in azoto, mentre le due razioni intermedie (C e TM) si sono attestate su valori compresi tra i 28 e i 32 mg/dL. Il tenore in urea del latte è quindi correlato positivamente al tenore proteico della dieta. La concentrazione di urea nel latte della dieta TA è stata però molto elevata evidenziando quindi un non ottimale utilizzo dell'azoto a livello ruminale. La concentrazione di urea nel latte è infatti strettamente dipendente ($r = 0,86$) dalla concentrazione di azoto, principalmente ammoniacale, nel rumine (Hof *et al.*, 1997).

Tabella 6 - Confronto tra i tenori in urea (mg/dL) del latte di massa delle bovine in prova previsti con il modello di razionamento del sistema CPM Dairy e quelli effettivamente determinati.

Livello produttivo	Basso		Medio		Alto	
	Controllo	Trattato	Controllo	Trattato	Controllo	Trattato
<i>Acronimo</i>	CB	TB	CM	TM	CA	TA
Urea prevista	28	20	28	28	28	35
Urea effettiva	28	24	30	32	30	36

(C=Controllo; T=Trattato; B=bassa produzione; M=media produzione; A=alta produzione)

Il tenore di urea nel latte, come prevedibile, è andato aumentando (24 vs 36 mg/dL) passando dalla dieta ipoproteica a quella con maggior contenuto in azoto, mentre le due razioni intermedie (C e TM) si sono attestate su valori compresi tra i 28 e i 32 mg/dL. Il tenore in urea del latte è quindi correlato positivamente al tenore proteico della dieta. La concentrazione di urea nel latte della dieta TA è stata però molto elevata evidenziando quindi un non ottimale utilizzo dell'azoto a livello ruminale. La concentrazione di urea nel latte è infatti strettamente dipendente ($r = 0,86$) dalla concentrazione di azoto, principalmente ammoniacale, nel rumine (Hof *et al.*, 1997).

Nessuna differenza significativa tra le diete in termini di azoto caseinico (nel range 76,5-77,8% dell'N totale).

Bilancio dell'azoto

Il bilancio dell'azoto, calcolato con il modello CPM Dairy, sulla base della SS effettivamente ingerita, del latte realmente prodotto e del suo tenore proteico (tabella 7), conferma quanto riportato in letteratura (tra gli altri Flachowsky *et al.*, 2006) e cioè che l'efficienza di fissazione dell'N nel latte aumenta, e parallelamente la percentuale di azoto escreto diminuisce, all'aumentare del livello produttivo della bovina. Anche dal punto di vista dell'impatto ambientale quindi, oltre che sotto il profilo economico, a parità di produzione aziendale conviene allevare animali ad elevata produzione ed efficienza.

Tabella 7 - Bilancio dell'azoto delle bovine in prova.

Livello produttivo	Basso		Medio		Alto	
	Controllo	Trattato	Controllo	Trattato	Controllo	Trattato
Acronimo	CB	TB	CM	TM	CA	TA
N Ingerito (g/d)	565	473	578	566	588	686
N Latte (g/d)	124	119	153	151	190	201
N Feci (g/d)	232	226	237	236	242	246
N Urine (g/d)	207	127	186	178	156	237
N Escreto tot. (g/d)	439	353	423	414	397	483
N Ingerito (% Ing)	100	100	100	100	100	100
N Latte (% Ing)	22	25	27	27	32	29
N Feci (% Ing)	41	48	41	42	41	36
N Urine (% Ing)	37	27	32	31	27	35
N Escreto tot. (% Ing)	78	75	73	73	68	71

(C=Controllo; T=Trattato; B=bassa produzione; M=media produzione; A=alta produzione)

L'aver somministrato però la stessa dieta alle bovine controllo indipendentemente dal livello produttivo, ha comportato una maggiore quota (78 vs 75% dell'N ingerito) e quantità assoluta (439 vs 353 g/d) di azoto escreto rispetto alla dieta TB (a minor tenore proteico) e per contro una minore percentuale (68 vs 71% dell'N ingerito) e quantità assoluta (397 vs 483 g/d) di azoto escreto rispetto alla dieta TA (a maggior tenore proteico). Analoga invece (73% dell'N ingerito), com'era da attendersi, l'escrezione azotata per i due gruppi intermedi CM e TM. Interessante notare che, pur elidendosi le differenze a livello globale, la razione C a tenore proteico fisso determina una maggiore oscillazione nelle quote di azoto escreto all'aumentare del livello produttivo (78; 73; 68% dell'N ingerito) rispetto alle razioni T che adeguano il livello proteico al livello produttivo (75; 73; 71% dell'N ingerito). In pratica una razione costante e indipendente dal livello produttivo (la classica razione "unifeed a gruppo unico" per le vacche in lattazione) aumenta l'escrezione azotata nelle vacche a minor produzione e la contiene in quelle ad alta produzione, peraltro penalizzate a livello produttivo.

Il vantaggio di un contenimento del tenore proteico della dieta e della conseguente escrezione azotata che si ottiene alle basse produzioni è controbilanciato dalla maggior escrezione del gruppo ad alta produzione alimentato con la dieta ad elevato tenore proteico.

Tabella 8 - Composizione e analisi di razioni formulate a basso tenore proteico ed elevato tenore in amido per minimizzare l'escrezione azotata.

kg latte/d	26	41
Silomais	19,30	17,00
Medica, fieno	5,90	5,20
Loiessa, fieno	2,80	2,50
Mais, farina	4,18	5,04
Mais, fiocchi	-	2,50
Orzo, farina	1,39	1,68
Soia, far. estr.	2,00	2,32
Soia, fiocchi	0,80	1,80
Bietola, polpe ess.	0,80	1,00
Integrat. vit/min	0,42	0,50
SS ingerita (kg/d)	23,3	24,6
PG (% s.s.)	13,6	14,7
Pr sol. (% PG)	32,9	30,7
NDF (% s.s.)	34,0	30,6
ADF (% s.s.)	23,1	20,4
ADL (% s.s.)	3,9	3,4
Amido (% s.s.)	30,0	32,3
Amido/PG	2,2	2,2
UFL/kg SS	0,94	0,99
Urea nel latte (mg/dL)	20	24
N nel latte (% N ing.)	30	35
N escreto (% N ing.)	70	65
N escreto (g/d)	355	374

Rese casearie

I due trattamenti (C = tenore proteico costante; T = tenore proteico adeguato al livello produttivo) sono risultati praticamente uguali per tutti i parametri considerati.

Lo stesso vale per la resa casearia a grana: dopo salatura la resa in formaggio grana è risultata dell'8,34%, con un tenore di grasso in caldaia del 3,57%, per entrambi i trattamenti alimentari.

Conclusioni della prova sperimentale

L'elevata ingestione alimentare fatta registrare dalle bovine in rapporto al livello produttivo ha contribuito a soddisfare i fabbisogni proteici degli animali a prescindere dal tenore proteico delle diete. Ciò ha verosimilmente mascherato l'effetto atteso di una riduzione dell'escrezione azotata conseguente all'adeguamento del tenore proteico della dieta al livello produttivo delle bovine.

La prova svolta ha confermato i dati di efficienza di utilizzazione dell'N alimentare di altre sperimentazioni e ha permesso di formulare la seguente ipotesi, da verificare in futuro nella pratica: formulando diete a basso tenore proteico e ad elevato contenuto in amido si stimolo

lerebbe lo sviluppo della popolazione microbica ruminale che potrebbe fornire l'eccellente proteina microbica alla bovina in quantità sufficiente a garantire elevate performance produttive riducendo al contempo l'escrezione azotata. La tabella 8 illustra un esempio di tali razioni formulate con CPM Dairy: una per 26 e una per 41 litri di latte al giorno. La prima dieta contiene il 13,6% di PG e il 30% di amido sul secco e comporterebbe un'escrezione azotata pari al 70% dell'N ingerito (pari a 354 g/d). La seconda è caratterizzata dal 14,7% di PG e al 32,3% di amido s.s. e darebbe un'escrezione di N pari al 65% dell'N ingerito (pari a 374 g/d). Il rapporto NFC/PG dovrebbe essere circa pari a 3, quello Amido/PG pari a 2,2.

INDAGINE: STIMA DELL'ESCREZIONE AZOTATA IN 20 AZIENDE LOMBARDE DI BOVINE DA LATTE

L'indagine, realizzata tra marzo 2005 e febbraio 2006, è stata effettuata in collaborazione tra ERSAF Mantova, il Servizio di Assistenza Tecnica agli Allevatori (SATA) dell'ARAL e la Sezione di Zootecnica Agraria del Dipartimento di Scienze Animali dell'Università degli Studi di Milano.

Scopo dell'indagine è stato quello di verificare, in aziende da latte tipiche della pianura lombarda, la quantità di azoto ingerito e le quote di azoto secreto con il latte ed escreto con le deiezioni, per evidenziare eventuali fattori che possano migliorare l'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare diminuendone così l'escrezione. Questo alla luce soprattutto del recente Decreto Ministeriale del 7 aprile 2006 che, recependo (ai sensi dell'art. 38 del D.Lgs. 152/1999) la "Direttiva Nitrati" europea, emanata nel lontano 1991, sancisce le norme per l'utilizzazione dei reflui di allevamento a scopi agronomici, fissando la quantità massima annua di azoto utilizzabile ai fini di concimazione in 340 kg/ha nelle zone non vulnerabili e in 170 kg/ha in quelle vulnerabili.

È quindi importante che tutti, allevatori e tecnici in primis, conoscano la situazione che la zootecnica da latte intensiva sta fronteggiando in tema di impatto ambientale e di escrezione azotata in particolare e che si individuino possibili soluzioni tecnico/gestionali per ottemperare alle disposizioni comunitarie.

Si sono monitorate 20 aziende, 5 per ciascuna delle province di Brescia, Cremona, Milano e Mantova, con controlli mensili della produzione quanti/qualitativa di latte, dell'ingestione alimentare delle bovine in lattazione e della composizione chimica della loro razione per il calcolo dell'azoto ingerito, di quello secreto con il latte e di quello escreto con le deiezioni. In totale si sono quindi ottenuti circa 200 dati per ognuno dei parametri considerati.

Nonostante l'impegno del personale preposto ai controlli aziendali, non è stato di fatto possibile un monitoraggio sufficientemente accurato e attendibile dell'ingestione e della composizione/analisi delle diete delle bovine in asciutta e del bestiame da rimonta in tutte le stalle. Si è deciso quindi di limitare l'elaborazione dei dati alle sole bovine in lattazione per le quali si avevano riscontri sicuri in tutte le aziende monitorate.

I dati elaborati "per provincia" non sono riportati in quanto di scarsa utilità poiché l'esiguo numero di aziende per provincia non garantiva certo una "rappresentatività" delle stesse nei confronti della provincia di appartenenza. Le aziende monitorate invece rappresentano bene, nel loro complesso, la realtà della zootecnica intensiva da latte in pianura padana e la variabilità tra loro, indipendentemente dalla collocazione territoriale, ha consentito un'elaborazione dei dati e una discussione sui risultati ottenuti, di un certo significato.

Tabella 9 - Caratteristiche aziendali e della razione, produzione latte e bilancio azotato delle venti aziende monitorate (media \pm d.s.)

Addetti	(n)	3,3 \pm 1,7
Dipendenti	(n)	1 \pm 1,1
Vacche in lattazione	(n)	101 \pm 67
Vacche totali	(n/ha)	2,2 \pm 1
Superficie per unità lavorativa	(ha/UL)	17,6 \pm 7,2
Superficie aziendale	(ha)	64,1 \pm 56,8
Superficie a mais granella	(% ha tot)	12 \pm 14
Superficie a silomais	(% ha tot)	39 \pm 23
Superficie a erba medica	(% ha tot)	19 \pm 21
Sostanza secca ingerita (SSI)	(kg/d)	22,1 \pm 1,7
SS unifeed	(%)	56,4 \pm 6,7
Ceneri	(% s.s.)	7,0 \pm 0,7
PG	(% s.s.)	15,7 \pm 1,3
N solubile	(% N tot)	31 \pm 6
NDF	(% s.s.)	33,9 \pm 3,2
Amido	(% s.s.)	28 \pm 2,9
NFC	(% s.s.)	38,9 \pm 3,1
Amido/PG		1,79 \pm 0,23
Amido/NDF		0,84 \pm 0,12
Amido/N solubile		5,89 \pm 1,25
NFC/PG		2,49 \pm 0,28
NFC/NDF		1,17 \pm 0,17
NFC/N solubile		8,19 \pm 1,72
Produzione di latte	(kg/d)	30 \pm 3,2
Produzione di latte al 4% di grasso	(kg/d)	28,3 \pm 2,9
Produzione di latte totale	(kg/anno)	9597 \pm 1034
Grasso	(%)	3,64 \pm 0,26
Proteine	(%)	3,33 \pm 0,14
Cellule somatiche	(Log10/ml)	2,39 \pm 0,23
Carica batterica	(Log10/ml)	1,89 \pm 0,53
N nel latte	(% N ingerito)	28,4 \pm 3,5
Dairy efficiency	(latte/SSI)	1,36 \pm 0,14
N ingerito	(g/d)	560 \pm 63
N secreto con il latte	(g/d)	156 \pm 16
N escreto	(g/d)	399 \pm 59
N escreto totale	(kg/anno)	137 \pm 19
N "al campo"	(kg/ha/anno)	299 \pm 137

La tabella 9 riporta le medie generali e le relative deviazioni standard dei principali parametri analizzati. Mediamente le 20 aziende hanno una superficie di 64 ha, con 3,3 addetti, 101 vacche in lattazione e 2,2 vacche totali/ha; gli elevati valori di deviazione standard rivelano, come era da attendersi, una notevole variabilità delle aziende al riguardo, con valori minimi e massimi che rispettivamente per la SAU sono pari a 15 e 250, per il numero di bovine in lattazione a 34 e 353 e per il numero di bovine ad ettaro a 0,5 e 5,1.

Sempre mediamente (ma le alte deviazioni standard rivelano notevoli differenze tra le aziende) il 12% della SAU è destinato a mais da granella (0-49%), il 39% a mais da trinciato o silomais (0-86%) e il 19% a erba medica (0-62%). Da evidenziare che le aziende del bresciano e, in misura leggermente minore, quelle del cremonese, hanno alte quote di superficie destinata a mais da trinciato, mentre quelle del mantovano hanno le percentuali più alte di SAU a medica, impiegata come fieno e non come insilato (quindi con meno azoto solubile rispetto al fienosilo di medica).

Per contro, le aziende si sono dimostrate abbastanza omogenee per il livello produttivo (25,7÷34,8 kg latte/d) e per le caratteristiche nutritive medie delle razioni. La produzione media giornaliera di latte è stata di 30,0 kg, quella di latte corretto al 4% di grasso di 28,3 kg, con il 3,64% di grasso, il 3,33% di proteine e con un contenuto in cellule somatiche pari a 2,39 log₁₀/mL e in carica batterica pari a 1,89 log₁₀/mL.

L'ingestione media di sostanza secca (SS) è stata elevata (22,1 kg/d) e piuttosto costante nelle aziende. In proposito vale la pena sottolineare, anche se non fa parte dello scopo di tale indagine, che anche altre prove (vedi quella riportata nel capitolo precedente) hanno confermato che la formula:

$$SS \text{ ingerita (kg/d)} = \text{Peso vivo (kg)} \times 0,0185 + \text{Latte 4\% (kg)} \times 0,305$$

dove Latte 4% (kg) = Latte (kg) x (0,4 + 0,15 x % grasso nel latte)

tutt'ora impiegata da molti alimentaristi per impostare il razionamento, sottostima la reale ingestione di SS del 7-8% circa.

Il tenore proteico delle razioni delle lattifere si è attestato in media sul 15,7% s.s., con un intervallo però piuttosto ampio (12,3-18,7%) in tutto il campione considerato (n=199). Anche l'azoto solubile (Nsol), che è stato in media circa 1/3 dell'N totale ingerito (31%), ha fatto registrare un range ampio di valori: 24-37% dell'N totale per la maggior parte dei campioni. Per contro, valori piuttosto simili tra le aziende e tra i diversi controlli temporali hanno fatto registrare l'NDF (33,9% s.s. in media), i carboidrati non fibrosi (NFC) con il 38,9% s.s. e l'amido con il 28,0% s.s.. Interessante notare, riguardo all'amido, che il suo tenore non scende quasi mai sotto il 25% della SS della razione (valore considerato alcuni anni fa come limite superiore da non oltrepassare per non rischiare acidosi e altre dismetabolie) e che la maggior parte delle diete fanno registrare un valore del 28% s.s.

La prima impressione che si ricava da tali dati è che le razioni delle bovine in lattazione analizzate siano mediamente ben formulate, con un limitato (ma sufficiente ai fini dietetico/ruminativi) contenuto in fibra tale da consentire un'elevata ingestione di SS, un apporto proteico contenuto, ma con sufficiente azoto solubile da garantire un adeguato utilizzo dell'energia prontamente fermentescibile assicurata dagli NFC e, più in particolare, dall'amido.

A tal proposito vale la pena considerare i rapporti tra alcuni principi alimentari e nutritivi delle diete formulate. Quello tra amido e proteine grezze (PG) è in media pari a 1,8 il che rappresenta già un valore elevato se si considera che fino a 10 anni fa, per razioni da 30 kg di latte al giorno, generalmente si formulavano diete al 25% di amido e al 17% di PG, s.s. (Am/PG=1,5). Il rapporto sale a 2,5 considerando il rapporto NFC/PG. Altro rapporto interessante quello tra l'amido e l'NDF: 0,84. Anche qui, una razione tipica di 10 anni fa per 30 kg di latte al giorno presentava il 35-36% di NDF s.s., con un rapporto Am/NDF pari a 0,70. Diverse

razioni tra quelle analizzate nella presente indagine si stanno avvicinando a un rapporto Am/NDF=1. Il rapporto NFC/NDF si è attestato su 1,17.

Infine, proprio per valutare la sincronia ruminale tra energia fermentescibile e azoto degradabile, consideriamo il rapporto tra amido e azoto solubile: Am/Nsol=5,9 o tra NFC/Nsol=8,2. Per essere più corretti bisognerebbe tenere conto, oltre che dell'azoto solubile che viene degradato in tempi brevissimi (e quindi rapportabile più agli zuccheri che all'amido), anche dell'azoto rapidamente degradabile nel tempo, ma non riteniamo il caso di spingerci così in dettaglio, almeno a questo livello.

L'efficienza di produzione latte espressa come "dairy efficiency" pari ai kg di latte prodotti/kg SS ingerita, risulta in media di 1,36, valore riportato anche in altri lavori per livelli produttivi analoghi (Britt *et al.*, 2003; Hutjens, 2005). Lo stesso dicasi per la quota di azoto alimentare "fissato" nel latte (28,4% in media, con la maggior parte dei valori oscillanti tra il 24 e il 34%). Quest'ultimo indice, che esprime l'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare ai fini della produzione latte, è correlato negativamente (anche se con un coefficiente di determinazione R^2 abbastanza basso) al tenore proteico della dieta (figura 3) e in modo positivo invece, come era prevedibile, alla *dairy efficiency* (figura 4).

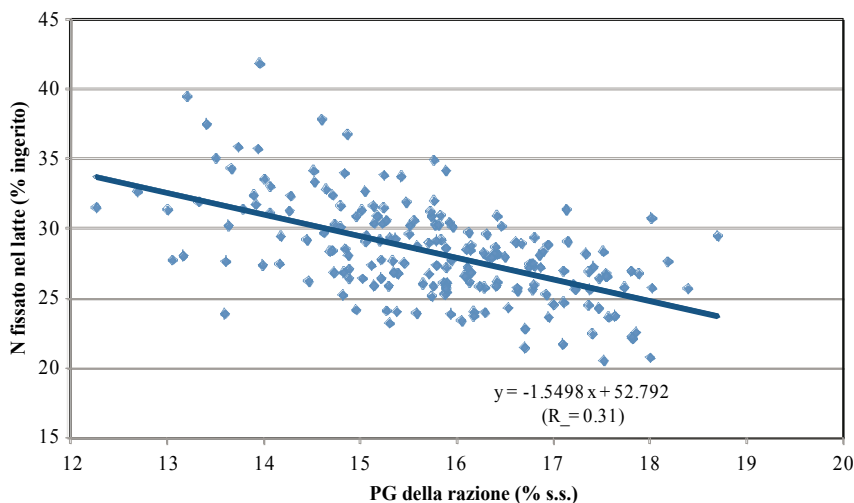


Figura 3 - Relazione tra N fissato nel latte e contenuto in PG della razione

In pratica si conferma, come riscontrato anche nella prova sperimentale riportata nel precedente capitolo, che un tenore proteico contenuto della dieta sia il primo fattore per aumentare l'efficacia di utilizzo dell'azoto alimentare da parte della bovina, riducendone così l'escrezione azotata, e che le bovine più efficienti in termini di conversione in latte della sostanza secca ingerita, sono anche le più efficienti nella conversione dell'azoto ingerito in azoto del latte.

Considerando il bilancio azotato delle bovine e delle aziende oggetto dell'indagine, sempre dalla tabella 9 si nota che in media una bovina in lattazione giornalmente ha ingerito 560 g di N, "fissandone" nel latte 156 ed eliminandone con le deiezioni 399 g (pari al 71% dell'N ingerito) per un totale, considerando realisticamente 10,5 mesi di lattazione e 1,5 mesi di asciutta all'anno, di 137 kg di N escreto all'anno. In tale calcolo si è stimata un'ingestione media giornaliera, da parte della bovina in asciutta, di 11 kg di SS e di un tenore proteico di tale dieta del 12% s.s. (pari a 19,2 g di N/kg SS).

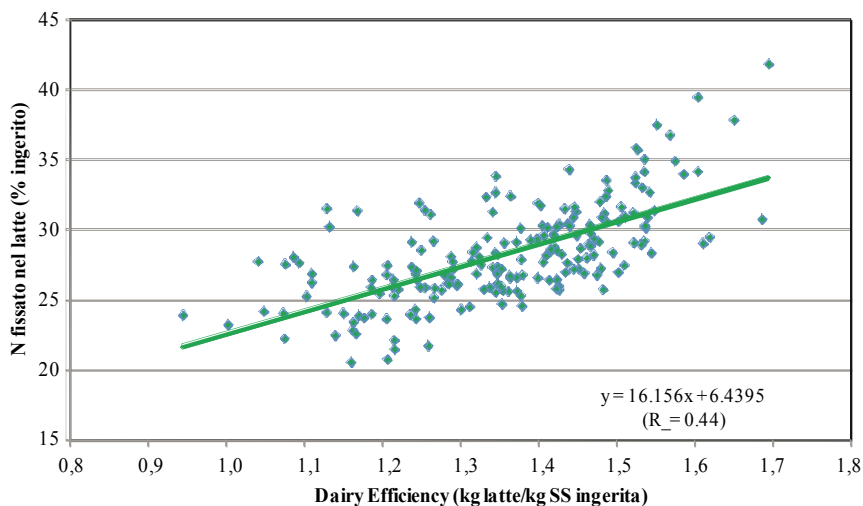


Figura 4 - Relazione tra N fissato nel latte e Dairy Efficiency

Realisticamente, dicevamo, in quanto nelle aziende a zootecnia intensiva l'intervallo interparto delle bovine è mediamente di 14 mesi, l'asciutta non dura in genere più di 50-55 giorni e quindi, rapportato all'anno, il periodo in cui la bovina è in lattazione è superiore ai 10 mesi standard. I valori di escrezione azotata ottenuti sono in linea, per analoghi livelli produttivi, con quelli riportati nella DGR n° 8/5868 del 21/11/2007 e pubblicata sul n° 49 del Bollettino Ufficiale della Regione Lombardia (BURL), come supplemento straordinario, il 6/1/2007. Infatti il BURL riporta (tabella C1) un'escrezione media di 132,4 kg di N all'anno per bovine che producano mediamente 9469 kg di latte con il 3,47% di proteine all'anno (IV quartile), a fronte dei 137,3 kg di N escreto in media dalle bovine della nostra indagine che producevano mediamente 9597 kg di latte all'anno, con un tenore proteico del latte inferiore (3,33%).

Si è calcolata, infine, la quantità totale annua di "azoto al campo". Tale valore rappresenta lo scopo ultimo della presente indagine e consente un riscontro immediato della situazione delle stalle considerate rispetto alla normativa vigente (DM 7/4/2006). Esso è stato calcolato dividendo la quantità totale di azoto "al campo" prodotto da ogni allevamento per gli ettari di superficie aziendale. A sua volta, l'azoto "al campo" è stato calcolato detraendo dall'azoto totale escreto la quota di azoto perso per volatilizzazione (28%), come da dati tabulari DM 7/4/2006. Per il numero di capi di rimonta è stato calcolato un loro rapporto con le vacche pari a 1:1 e per l'azoto escreto mediamente per capo di rimonta all'anno si è imputato il valore di 51 kg già impiegato per il DM 7/4/2006, valore confermato da indagini e prove sperimentali effettuate dal Centro di ricerca per le produzioni foraggere e lattiero-casearie - Sede di Cremona.

Il valore medio finale di "azoto al campo" è risultato pari a 299 kg N/ha all'anno, valore che consente di rientrare nella normativa solo per le aziende ubicate in zone "non vulnerabili", ma che mostra un intervallo molto ampio tra le aziende considerate: tra i 100 e i 500 kg/ha/anno per la maggior parte delle aziende, con punte anche superiori ai 500 kg.

Oltre a una descrizione generale dei dati medi ottenuti, abbiamo elaborato i dati scorporandoli per diversi parametri considerati nello studio. Tra questi, tre si sono rivelati di particolare interesse e vengono quindi qui riportati e discussi.

Effetto “livello produttivo”

Vengono distinti tre livelli produttivi di latte al giorno: <28 kg; 28-31 kg e >31 kg. La tabella 10 riporta le caratteristiche delle aziende a seconda delle tre classi anzidette. Non c'è alcuna correlazione tra livello produttivo individuale e numero di bovine in lattazione, o numero di capi ad ettaro, o superficie aziendale, a conferma che anche aziende e stalle piccole possono avere eccellenti performance produttive. Invece sia la percentuale di SAU destinata a silomais che quella destinata ad erba medica sono direttamente correlate con il livello produttivo, nel senso che le stalle più produttive hanno maggiori quote dei campi destinate alla produzione di questi due foraggi base nella razione delle bovine da latte.

Tabella 10 – Consistenza zootecnica e superficie agraria, produzione latte e caratteristiche della razione delle aziende distinte per livello produttivo di latte

kg latte/d	<28	28-31	>31
Vacche in lattazione	134	85	103
Vacche totali/ha	2,4	1,8	2,7
Superficie aziendale (ha)	71,7	72,4	51,1
Superficie a mais granella (% ha tot.)	20,1	8,1	13,4
Superficie a silomais (% ha totali)	35,2	38,3	42,7
Superficie a prato e medica (% ha tot.)	7,6	15,0	28,3
SS ingerita (kg/d)	21,9	21,9	22,5
PG (% s.s.)	14,9	15,5	16,4
N solubile (% PG)	31,0	33,0	30,0
NDF (% s.s.)	35,9	33,9	32,8
Amido (% s.s.)	27,2	28,2	28,2
NSC (% s.s.)	38,0	38,9	39,5
Amido/NDF	0,77	0,84	0,86
Amido/PG	1,84	1,83	1,73
Amido/N solubile	6,10	5,77	5,92
Latte (kg/d)	26,8	29,6	32,0
Grasso (%)	3,67	3,67	3,59
Proteine (%)	3,38	3,30	3,33
Cellule somatiche (log10/ml)	2,36	2,41	2,37
Dairy efficiency (kg latte/kg SSI)	1,23	1,36	1,42
Efficienza utilizzo N (% N latte/N ing.)	27,9	28,7	28,2

L'ingestione di SS è stata analoga, con un valore leggermente più alto, come atteso, per le bovine più produttive (22,5 vs 21,9 kg/d). Il tenore proteico (% s.s.) della dieta aumenta passando dal gruppo a minor produzione (14,9%) a quello a produzione media (15,5%) e a quello a produzione maggiore (16,4%). Quest'ultimo fa registrare anche la minor quota di proteina solubile (30% delle PG) e, come era da attendersi, il minor livello di NDF (32,8% s.s.), il più alto tenore in amido (28,2% s.s.) e in NFC (39,5% s.s.) e il più alto rapporto “Amido/NDF” (0,86).

I tenori in grasso e proteine del latte per i tre gruppi di bovine sono analoghi e lo stesso vale per il contenuto in cellule somatiche, mentre l'efficienza latte passa da 1,23 a 1,36 e a 1,42 per i gruppi a minore, media e maggiore produzione, rispettivamente.

Il bilancio azotato, infine, (figura 5) vede ovviamente un aumento dell'azoto ingerito, secreto con il latte ed escreto dalle bovine più produttive: annualmente le bovine delle tre classi di produzione (26,8; 29,6; 32,0 kg latte/d, in media) hanno un'escrezione di azoto pari rispettivamente a 129, 134 e 145 kg. Tuttavia, se rapportata alla produzione latte, l'escrezione giornaliera di azoto diventa 14,0; 13,9; 13,6 g N/kg latte, confermando quanto dimostrato in diverse prove riportate in letteratura e cioè che, al crescere del livello produttivo, l'escrezione azotata cresce ovviamente in valore assoluto, ma diminuisce per unità di prodotto (latte o carne) (Jonker *et al.*, 2002; Hall, 2003; Brito e Broderick, 2007; Nadeau *et al.*, 2007). L'azoto "al campo" risente invece soprattutto del rapporto "capi allevati/SAU" più che del livello produttivo in sé.

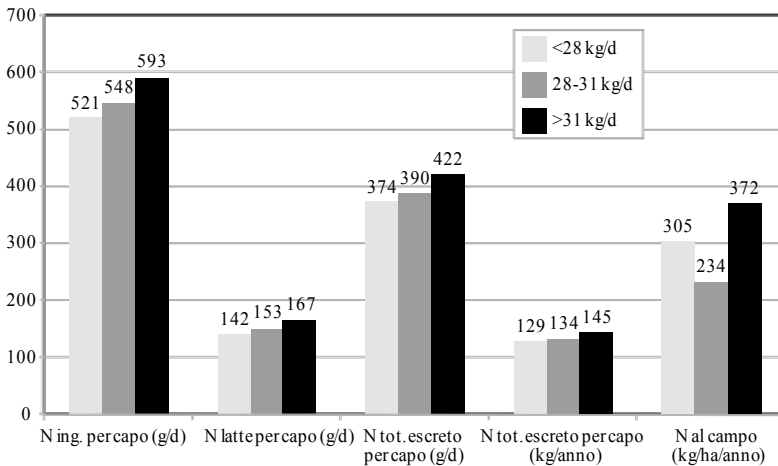


Figura 5 - Bilancio dell'azoto per livello produttivo di latte

Effetto "rapporto Amido/PG"

La tabella 11 illustra i parametri descrittivi prima considerati, in base al rapporto tra amido e proteine grezze della razione (1,5; 1,8; 2,0). Nelle tre classi considerate il tenore proteico passa dal 16,7 al 15,7 e al 14,8% s.s., mentre quello in amido dal 25,6 al 28,3 e al 30,1% s.s., rispettivamente. Il contenuto in NDF e l'ingestione di SS sono analoghi per i tre gruppi. Anche la produzione quanti/qualitativa di latte è simile nei tre gruppi e la *dairy efficiency* addirittura identica, mentre l'efficienza di utilizzazione dell'azoto alimentare per la sintesi dell'azoto del latte aumenta linearmente all'aumentare del rapporto "Amido/PG": 26,3; 28,5; 30,2%. In sostanza, la minor ingestione di azoto (figura 6) associata alle razioni ad alto rapporto "Amido/PG" determina una maggior efficienza di utilizzo dell'azoto alimentare, con il risultato che la secrezione di azoto con il latte rimane uguale, ma l'escrezione azotata viene fortemente ridotta (433-398-367 g/d e 148; 137; 127 kg/anno per le bovine delle classi 1,5; 1,8; 2,0, rispettivamente). Va comunque sottolineata l'elevata ingestione di SS fatta registrare dalle bovine in prova, fatto questo che ha sicuramente influito sulla copertura dei fabbisogni proteici anche con diete a contenuto proteico piuttosto contenuto.

Tabella 11 – Consistenza zootecnica e superficie agraria, produzione lattea e caratteristiche della razione delle aziende distinte per rapporto ‘amido/proteine’ della razione

Rapporto 'amido/proteine'	<1,7	1,7-1,9	>1,9
Vacche in lattazione	102	106	94
Vacche totali/ha	2,5	2,2	2,0
Superficie aziendale (ha)	57,0	71,1	63,9
Superficie a mais granella (% ha tot.)	10,2	14,5	12,5
Superficie a silomais (% ha totali)	40,2	40,0	37,3
Superficie a prato e medica (% ha tot.)	23,6	16,4	16,8
SS ingerita (kg/d)	22,2	22,2	21,9
PG (% s.s.)	16,7	15,7	14,8
N solubile (% PG)	31,1	30,9	32,3
NDF (% s.s.)	33,9	33,5	34,2
Amido (% s.s.)	25,6	28,3	30,1
NSC (% s.s.)	37,7	39,3	39,6
Amido/NDF	0,76	0,85	0,89
Amido/PG	1,53	1,80	2,04
Amido/N solubile	5,13	6,00	6,50
Latte (kg/d)	30,1	30,1	29,7
Grasso (%)	3,58	3,68	3,66
Proteine (%)	3,29	3,35	3,33
Cellule somatiche (log10/ml)	2,42	2,36	2,38
Dairy efficiency (kg latte/kg SSI)	1,36	1,36	1,36
Efficienza utilizzo N (% N latte/N ing.)	26,3	28,5	30,2

Il parametro “azoto al campo”, invece, pur indicando un trend favorevole nel senso appena visto, va valutato più correttamente in base al carico di bestiame per unità di superficie aziendale.

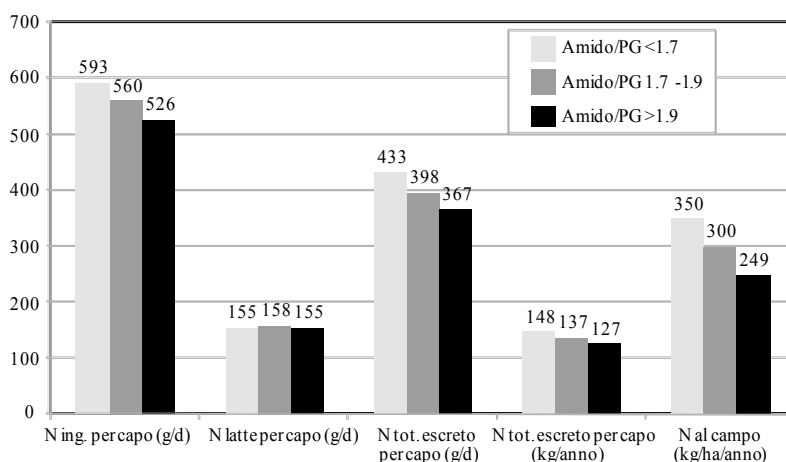


Figura 6 - Bilancio dell'azoto per diverso rapporto Amido/PG

Tabella 12 – Consistenza zootecnica e superficie agraria, produzione lattea e caratteristiche della razione delle aziende distinte per carico di bestiame

Vacche ad ettaro	<1,5	1,5-2,5	>2,5
Vacche in lattazione	75	131	84
Vacche totali/ha	1,0	2,0	3,1
Superficie aziendale (ha)	106,6	72,8	31,3
Superficie a mais granella (% ha tot.)	11,2	20,4	4,9
Superficie a silomais (% ha totali)	29,0	33,5	51,4
Superficie a prato e medica (% ha tot.)	18,5	20,8	16,8
SS ingerita (kg/d)	22,1	22,4	21,9
PG (% s.s.)	15,2	15,8	16,0
N solubile (% PG)	32,4	31,6	30,6
NDF (% s.s.)	35,3	33,0	33,9
Amido (% s.s.)	28,5	27,6	28,2
NSC (% s.s.)	38,1	39,4	38,9
Amido/NDF	0,82	0,84	0,84
Amido/PG	1,89	1,76	1,77
Amido/N solubile	5,90	5,76	6,02
Latte (kg/d)	29,5	30,6	29,7
Grasso (%)	3,67	3,56	3,69
Proteine (%)	3,31	3,30	3,36
Cellule somatiche (log10/ml)	2,48	2,40	2,32
Dairy efficiency (kg latte/kg SSI)	1,34	1,37	1,36
Efficienza utilizzo N (% N latte/N ing.)	29,5	28,2	28,0

Effetto “carico di bestiame”

Le tre classi in cui è stato suddiviso il campione secondo il parametro “carico di bestiame” hanno in media 1,0; 2,0; 3,1 vacche totali ad ettaro (tabella 12). La classe con 3,1 vacche/ha è quella con minor superficie aziendale (31 ha in media) e, non a caso, quella con la maggior percentuale e di SAU destinata alla produzione di silomais (51%), il foraggio più produttivo in termini di SS e di UFL ad ettaro.

L’ingestione di SS e le caratteristiche delle diete per le tre classi sono simili, così come la produzione quanti-qualitativa di latte e la *dairy efficiency*.

Per quanto riguarda il bilancio azotato, infine (figura 7), risulta evidente che, a fronte di bilanci individuali praticamente identici per le bovine delle tre classi considerate (N escreto: 393; 402; 400 g/d e 135; 138; 137 kg/anno), la quantità di azoto “al campo” varia moltissimo: 128; 270; 426 kg/ha all’anno. È quindi evidente che, come si poteva immaginare, il carico di bestiame ad ettaro è il fattore che più di ogni altro incide sulla quantità di azoto distribuito sui campi.

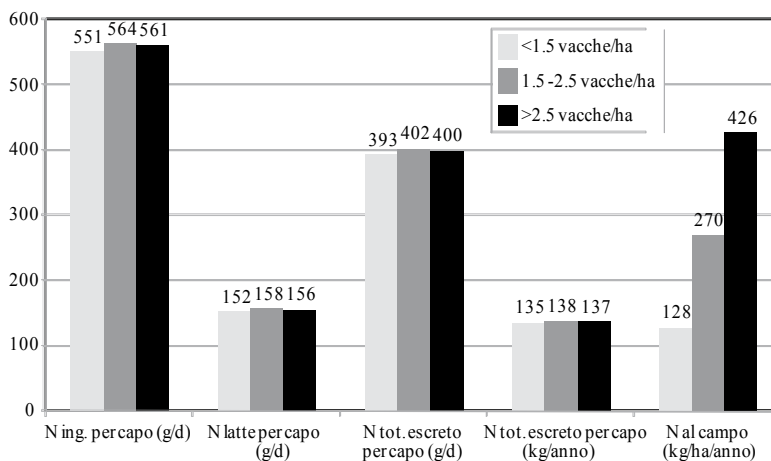


Figura 7 - Bilancio dell'azoto per diverso carico di bestiame

Conclusioni dell'indagine

I dati emersi dall'indagine danno un contributo alla conoscenza dei reali valori di escrezione azotata che si verificano in stalle da latte ad alta produzione nella pianura padana. Essi confermano una situazione critica, in termini di escrezione azotata, soprattutto per aziende che risultino ubicate in zone vulnerabili. Tra le aziende esistono tuttavia intervalli, in termini di quantità di azoto escreto, che lasciano ipotizzare margini di riduzione dell'impatto ambientale. Il carico di bestiame per unità di superficie agraria è di gran lunga il fattore determinante e più critico. L'alimentazione può giocare un ruolo al riguardo, ma nell'ordine del 10-15% massimo. Una riduzione del tenore proteico delle diete associata a un aumento del contenuto in amido e di carboidrati non strutturali in generale, può comportare una diminuzione dell'azoto escreto migliorando l'efficienza di utilizzazione dell'azoto ingerito. Per rispettare i limiti di escrezione azotata posti dalla direttiva europea, nella situazione attuale della zootecnia da latte intensiva lombarda e senza trattamenti particolari dei reflui in grado di abbattere il carico azotato delle deiezioni, è ipotizzabile un numero di vacche $\leq 2,5$ capi/ha nelle zone non vulnerabili e $\leq 1,3$ capi/ha in quelle vulnerabili.

CONCLUSIONI

Come sopra esposto, un contenimento dell'escrezione azotata da parte della bovina da latte parte necessariamente da un contenimento del tenore azotato della dieta. La vacca da latte, infatti, come tutti gli animali, tesaurizza il più possibile i nutrienti limitanti aumentandone la digeribilità, l'assorbimento e l'efficienza di utilizzazione metabolica. Tuttavia la fisiologia ha i suoi limiti e non è ipotizzabile superare il 35% di resa di utilizzazione dell'azoto alimentare in azoto del latte. Pertanto, anche nella migliore delle ipotesi, circa 2/3 dell'azoto ingerito dalla bovina in lattazione, sono escreti con le deiezioni. È evidente quindi che l'alimentazione gioca un ruolo importante ai fini dell'escrezione azotata, ma non può fare miracoli ed ovviare a carichi di bestiame per unità di superficie eccessivi. Perché la zootecnia in genere e quindi anche quella da latte, compresa l'intensiva, continui ad esercitare un'azione positiva e di mi-

glioramento sull'ambiente, arricchendo il terreno in SO e rendendolo più fertile, è necessario che essa sia in equilibrio con l'ambiente stesso, in un rapporto che veda le asportazioni dal suolo compensate dagli apporti, in un'ottica sostenibile.

Dal punto di vista alimentare andranno comunque privilegiate razioni con il minore tenore proteico possibile compatibilmente con i fabbisogni dell'animale. La bovina ha limitate risorse proteiche e un deficit azotato ne penalizza le performance produttive e, alla lunga, anche quelle riproduttive. Tuttavia in molti casi è possibile ridurre il tenore azotato della dieta aumentando il contenuto in carboidrati rapidamente fermentescibili per assicurare il massimo sviluppo possibile della popolazione microbica ruminale e la conseguente sintesi di proteina microbica. In alcuni casi e per livelli produttivi molto elevati si potrà anche far ricorso ad aminoacidi ruminoprotetti (soprattutto metionina) per non essere costretti ad aumentare il tenore proteico della dieta.

Tra i foraggi, il silomais e l'erba medica si integrano perfettamente garantendo un'elevata e rapida disponibilità ruminale di energia e di azoto, rispettivamente. Tra le graminacee andranno privilegiate quelle più digeribili (es. loiessa) e in generale tutti i foraggi andranno raccolti allo stadio ottimale per garantire un'elevata produzione di SS ma al contempo una buona digeribilità e valore nutritivo.

Anche la qualità della proteina alimentare influenza l'escrezione azotata: alimenti proteici con elevato contenuto di NDF lignificata (es. farine di estrazione di girasole, colza, cotone, erba medica disidratata, ecc.) comportano una minor degradabilità e digeribilità proteica e una conseguente maggior escrezione di azoto con le feci rispetto ad alimenti quali la farina di estrazione di soia, il glutine di mais e in generale le farine di estrazione da semi decorticati.

Un'ultima raccomandazione è quella di formulare diete specifiche per i diversi stadi fisiologici e i diversi livelli produttivi: manzette e manze gravide hanno fabbisogni totalmente diversi; lo stesso dicasi per bovine in asciutta e in lattazione e, tra queste ultime, tra vacche da 20 o da 40 litri di latte al giorno. “*Unicuique suum*” (“A ciascuno il suo”) ammonivano già i nostri antenati e la veridicità di questa affermazione resta inalterata, anche se spesso si scontra con motivazioni di carattere economico, come del resto la scelta di alimenti qualitativamente più scadenti. Anche a tal riguardo però può valere il motto “Chi più spende, meno spende” in quanto la valutazione finale va fatta sul costo del punto proteico digeribile o meglio ancora sulla sua resa in latte. Alla stessa stregua preparare diverse razioni per altrettanti gruppi di vacche a diverso livello produttivo è un impegno, ma consente di alimentare più adeguatamente le bovine migliorandone la resa di utilizzazione proteica e contenendone l'escrezione azotata.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Arriaga H., Pinto M., Calsamiglia S., Merino P. 2009. Nutritional and management strategies on nitrogen and phosphorus use efficiency of lactating dairy cattle on commercial farms: An environmental perspective. *J. Dairy Sci.* 92: 204–215.
- 2) Balcells J., Guada J.A., Peiro J.M., Parker D.S. 1992. Simultaneous determination of allantoin and oxypurines in biological fluids by high-performance liquid chromatography. *J. Chromatogr.* 575: 153–157.
- 3) Børsting C.F., Kristensen T., Misciatelli L., Hvelplund T., Weisbjerg M.R. 2003. Reducing nitrogen surplus from dairy farms. Effects of feeding and management. *Livest. Prod. Sci.* 83: 165-178.
- 4) Brito A.F., Broderick G.A. 2007. Effects of different protein supplements on milk production and nutrient utilization in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 90: 1816-1827.

- 5) Brito A.F., Broderick G.A., Reynal S.M. 2007. Effects of different protein supplements on omasal nutrient flow and microbial protein synthesis in lactating dairy cows. *J Dairy Sci.* 90:1828-1841.
- 6) Britt J.S., Thomas R.C., Speer N.C., Hall M.B. 2003. Efficiency of converting nutrient dry matter to milk in holstein herds. *J. Dairy Sci.* 86:3796–3801.
- 7) Broderick G.A., Merchen N.R. 1992. Markers for quantifying microbial protein synthesis in the rumen. *J. Dairy Sci.* 75:2618– 2632.
- 8) Broderick G.A., Clayton M.K. 1997. A statistical evaluation of animal and nutritional factors influencing concentrations of milk urea nitrogen. *J Dairy Sci.* 80:2964-2971.
- 9) Broderick G.A., Huhtanen P. 2007. Application of Milk Urea Nitrogen Values. Proceedings 69th meeting - Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers. 185-194.
- 10) Broderick G.A., Stevenson M.J., Patton R.A., Lobos N.E., Olmos Colmenero J.J. 2008a. Effect of supplementing rumen-protected methionine on production and nitrogen excretion in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 91: 1092-1102.
- 11) Broderick G.A., Luchini N.D., Reynal S.M., Varga G.A., Ishler V.A. 2008b. Effect on production of replacing dietary starch with sucrose in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 91: 4801-4810.
- 12) Burgos S.A., Fadel J.G., DePeters E.J. 2007. Prediction of ammonia emission from dairy cattle manure based on milk urea nitrogen: relation of milk urea nitrogen to urine urea nitrogen excretion. *J. Dairy Sci.* 90: 5499-5508.
- 13) Cabrita A.R.J., Bessa R.J.B., Alves S.P., Dewhurst R.J., Fonseca A.J.M. 2007. Effects of dietary protein and starch on intake, milk production, and milk fatty acid profiles of dairy cows fed corn silage-based diets. *J. Dairy Sci.* 90: 1429-1439.
- 14) Cassel T., Ashbaugh L., Flocchini R., Meyer D. 2005. Ammonia emission for open-lot dairies: Direct measurements and estimation by nitrogen intake. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 55: 826–833.
- 15) Castillo A.R., Kebreab E., Beever D.E., Barbi J.H., Sutton J.D., Kirby H.C., France J. 2001. The effect of protein supplementation on nitrogen utilization in lactating dairy cows fed grass silage diets *J. Anim. Sci.* 79: 247-253.
- 16) Clark J. H., Klusmeyer T.H., Cameron M.R. 1992. Symposium: Nitrogen metabolism and amino acid nutrition in dairy cattle: Microbial protein synthesis and flows of nitrogen fractions to the duodenum of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 75: 2304–2323.
- 17) Crovetto G.M., Colombini S., Colombari G., Rapetti L. 2009. Effects of constant vs variable dietary protein content on milk production and N utilization in dairy cows. *It. J. Anim. Sci.* In press.
- 18) De Roest K., Speroni M. 2005. Il bilancio dell'azoto negli allevamenti da latte. *Agricoltura.* 3: 112-114.
- 19) European Commission, DG Environment. 2003. Livestock manures: nitrogen equivalents.
- 20) ERM/AB-DLO. 1999. Establishment of criteria for the assessment of nitrogen content in animal manures. European Commission, Final Report.
- 21) Flachowsky G., Lebzien P. 2005. Methodologies to reduce Nitrogen (N) in manure of ruminant livestock (cattle, sheep and goats). EU workshop, Bruxelles, 25 Febbraio 2005.
- 22) Hall M.B. 2003. What you feed vs. what you get: feed efficiency as an evaluation tool. In: Annual Florida ruminant nutrition symposium, 14., Gainesville, 25-31.
- 23) Hof G., Vervoorn M.D., Lenaers P.J., Tamminga S. 1997. Milk urea nitrogen as a tool to monitor the protein nutrition of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 80: 3333–3340.

- 24) Hristov A.N., Etter R.P., Ropp J.K., Grandeen K.L. 2004. Effect of dietary crude protein level and degradability on ruminal fermentation and nitrogen utilization in lactating dairy cows. *J. Anim. Sci.* 82: 3219-3229.
- 25) Hutjens M. F. 2005. Feed efficiency and its economic impact on large herds. *Proc. Southwest Nutr. Conf.*: 186-191.
- 26) Ipharraguerre I.R., Clark J.H. 2005. Varying protein and starch in the diet of dairy cows. II. Effects on performance and nitrogen utilization for milk production. *J. Dairy Sci.* 88:2556-2570.
- 27) Ipharraguerre I.R., Reynal S.M., Liñeiro M., Broderick G.A., Clark J.H. 2007. A comparison of sampling sites, digesta and microbial markers, and microbial references for assessing the postruminal supply of nutrients in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 90: 1904-1919.
- 28) Jonker J.S, Kohn R.A., High J. 2002. Dairy herd management practices that impact nitrogen utilization efficiency. *J. Dairy Sci.* 85: 1218–1226.
- 29) Kalscheur K.F., Baldwin R.L., VI, Glenn B.P., Kohn R.A. 2006. Milk production of dairy cows fed differing concentrations of rumen-degraded protein. *J. Dairy Sci.* 89: 249-259.
- 30) Kröber T.F., Külling D.R., Menzi H., Sutter F., Kreuzer M. 2000. Quantitative effects of feed protein reduction and methionine on nitrogen use by cows and nitrogen emission from slurry. *J. Dairy Sci.* 83: 2941–2951.
- 31) Mantovi P. 2007. L'efficienza dell'azoto in azienda si può migliorare. *Inf. Agr.* 37: 49-52.
- 32) Monteny G.J., Erisman J. W. 1998. Ammonia emissions from dairy cow buildings: A review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Neth. J. Agric. Sci.* 46: 225–247.
- 33) Nadeau E., Englund J.E., Gustafsson A.H. 2007. Nitrogen efficiency of dairy cows as affected by diet and milk yield. *Livestock Science* 111, 1-2: 45-56.
- 34) Noftsger S., St-Pierre N.R. 2003. Supplementation of methionine and selection of highly digestible rumen undegradable protein to improve nitrogen efficiency for milk production. *J. Dairy Sci.* 86: 958-969.
- 35) Nousiainen J., Shingfield K.J., Huhtanen P. 2004. Evaluation of milk urea nitrogen as a diagnostic of protein feeding. *J. Dairy Sci.* 87: 386-398.
- 36) NRC. 2001. Nutrient requirements of dairy cattle. 7th rev. *Natl. Acad. Sci.*, Washington, DC.
- 37) NRC. 2003. Air emissions from animal feeding operations: current knowledge, future needs. *Natl. Acad. Sci.*, Washington, DC.
- 38) Olmos Colmenero J.J., Broderick G.A. 2006. Effect of dietary crude protein concentration on milk production and nitrogen utilization in lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89: 1704-1712.
- 39) Oltner R., Wiktorsson H. 1983. Urea concentrations in milk and blood as influenced by feeding varying amounts of protein and energy to dairy cows. *Livest. Prod. Sci.* 10: 457-467.
- 40) Reynal S.M., Broderick G.A., Bearzi C. 2005. Comparison of four markers for quantifying microbial protein flow from the rumen of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 88: 4065–4082.
- 41) Russell J.B., O'Connor J.D., Fox D.G., Van Soest P.J., Sniffen C.J. 1992. A net carbohydrate and protein system for evaluating cattle diets: I. Ruminal fermentation. *J. Anim. Sci.* 70: 3551-3561.

- 42) Samet J., Krewski D. 2007. Health effects associated with exposure to ambient air pollution. *J. Toxicol. Environ. Health.* 70: 227–242.
- 43) Wattiaux M.A, Karg K.L. 2004. Protein level for alfalfa and corn silage-based diets: Lactational response and milk urea nitrogen. *J. Dairy Sci.* 87: 3480-3491.
- 44) Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G. 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Ital. J. Anim. Sci.* Vol. 4 (SUPPL.3): 103-111.
- 45) Zinn R.A., Owens F.N. 1986. A rapid procedure for purine measurement and its use for estimating net ruminal protein synthesis. *Can. J. Anim. Sci.* 66: 157–166.

RIFLESSI AMBIENTALI DELLA ZOOTECNIA BOVINA DA LATTE IN AREA ALPINA

(Environmental issues related to dairy farming in an Alpine area)

ANNA SANDRUCCI, CHIARA PENATI

Dipartimento di Scienze Animali – Sezione di Zootecnica Agraria
Università degli Studi di Milano

RIASSUNTO

La necessità di conservare la redditività delle aziende bovine da latte nelle aree alpine ha favorito in molte situazioni l'evoluzione verso sistemi di allevamento intensivi non facilmente sostenibili dal punto di vista ambientale. Uno studio condotto per valutare l'impatto di questi cambiamenti sui fondovalle alpini, effettuato con il metodo del bilancio aziendale dei nutrienti, su un campione di 31 aziende zootecniche da latte nella zona della bassa Valtellina e Valchiavenna, ha evidenziato dei valori di surplus annuali di N e di P, in rapporto agli ettari di SAU di fondovalle, pari a $181,6 \pm 150,1$ kg/ha e $27,9 \pm 23,1$ kg/ha, rispettivamente, con ampi intervalli di variabilità. La principale voce di input in termini di azoto e fosforo è rappresentata dall'acquisto degli alimenti per il bestiame, che ha costituito in media il 77,5% del N e l'85,8% del P in entrata. Le caratteristiche aziendali che sono risultate in stretto rapporto con i surplus di nutrienti sono la dimensione aziendale (numero di UBA allevate), il carico animale (numero di UBA per ettaro di SAU di fondovalle), la produzione annua di latte per capo (kg FCM) e l'autosufficienza alimentare (alimenti autoprodotti/consumati in % s.s.). Quest'ultima, in particolare, è risultata la variabile che più fortemente influenza i bilanci dei nutrienti a livello aziendale. La scarsa disponibilità di superficie agraria nel fondovalle delle aree alpine impone alle aziende zootecniche l'acquisto di ingenti quantità di alimenti per il bestiame, soprattutto concentrati, con forti eccedenze di nutrienti al campo. Un aumento dell'autosufficienza aziendale può essere conseguita attraverso la valorizzazione dei foraggi autoprodotti e il recupero della pratica del pascolo estivo in alpeggio che consente l'utilizzo di ulteriori risorse foraggere locali.

SUMMARY

To maintain profitability many cattle dairy farms in Alpine areas are increasing herd dimension and intensifying their farming system: this poses a threat to their environmental sustainability. A study was conducted on 31 dairy farms located on the floor of two Alpine valleys (Valtellina and Valchiavenna) to assess the effects of the intensification process on nutrient surpluses, determined by the method of farm gate balance. The N and P surpluses were 181.6 ± 150.1 kg/ha and 27.9 ± 23.1 kg/ha, respectively, with wide ranges of variability; the main nutrient inputs were represented by purchased animal feeds (77.5% of total N input and 85.8% of total P input). The key characteristics of the farms related to nutrient surpluses were: livestock units per farm, livestock units per hectare, fat corrected milk yield per cow and percentage of feed self-supply. In particular the latest factor is a hot spot in Alpine areas, where the scarce availability of agricultural land on valley floors requires the purchase of large amounts of animal feeds (especially concentrates) enhancing nutrient inputs to the farms. Feed self-supply of dairy farms in Alpine areas could be enhanced by improving home-grown forage production, both in terms of quality and quantity, and by recovering further local forage resources through highland pasturing during the summer season.

Parole chiave

ambiente, bovine da latte, Alpi

Key words

environment, dairy farming, Alps

INTRODUZIONE

L'allevamento, in particolare quello bovino da latte, ha avuto per secoli un ruolo di primaria importanza nel plasmare e salvaguardare l'ambiente alpino. Essendo una delle poche attività produttive capaci di sfruttare le caratteristiche peculiari dell'ambiente montano, quali le abbondanti risorse foraggere, essa ha favorito l'insediamento dell'uomo nelle aree alpine e la creazione di un equilibrio duraturo tra le attività antropiche e il territorio. La presenza dell'uomo e degli animali da reddito ha svolto nel tempo un'azione di presidio e difesa del territorio montano nei confronti degli incendi boschivi, dell'erosione e dei conseguenti dissesti idrogeologici. Attraverso la pratica del pascolo estivo in alta quota la zootecnia ha inoltre contribuito a modellare profondamente il territorio alpino avvicinandolo progressivamente al suo aspetto odierno, caratterizzato da pascoli intercalati a boschi o macchie boscate. Il mosaico di ambienti vegetazionali ha consentito da un lato di valorizzare i paesaggi sotto il profilo estetico, rispetto alla monotonia della copertura arborea continua (Ziliotto *et al.*, 2004), e dall'altro ha favorito la fruibilità turistica e ricreazionale degli ambienti montani, creando spazi più aperti e accessibili (Gusmeroli, 2002). Tra l'altro è noto come il pascolo condotto in maniera razionale possa svolgere un'azione di difesa nei confronti degli incendi boschivi, per l'azione tagliafuoco e per la riduzione della copertura morta, e possa contribuire alla prevenzione delle slavine, attraverso il contenimento della presenza di residui di erbe alte allettate che favoriscono lo scorrimento delle masse nevose sui pendii (Etienne, 1997; Maggioni *et al.*, 2004). Inoltre il pascolo controllato costituisce un fattore di salvaguardia della biodiversità vegetale che tende invece a ridursi ove il pascolamento sia insufficiente o venga sospeso (Gianelle *et al.*, 2005; Da Ronch *et al.*, 2006). Si è calcolato che il numero di specie vegetali presenti in un pascolo alpino sia più tre volte superiore al numero di specie presenti nel bosco a cui il pascolo si sostituisce (Zoller e Bischof, 1980). Non va dimenticato inoltre che la zootecnia delle aree alpine, e in particolare quella bovina da latte, ha fornito la materia prima per la nascita nel tempo di una straordinaria varietà di prodotti caseari tipici che rappresentano una grande ricchezza culturale e che traggono la loro specificità principalmente dalle caratteristiche peculiari dei territori e delle risorse foraggere.

Nel corso degli ultimi decenni la necessità di conservare la redditività delle aziende ha spinto la zootecnia da latte di alcune aree montane e alpine ad abbandonare, almeno in parte, i sistemi di allevamento tradizionali per muoversi verso modelli di sviluppo intensivi (Cozzi *et al.*, 2006; Bovolenta *et al.*, 2008), analoghi a quelli caratteristici della pianura. Con riferimento alla montagna lombarda, non solo alpina, il numero medio di vacche da latte per azienda è cresciuto da 6 a 9 capi tra il 1990 e il 2000 (ISTAT, 2002) e la produzione annua per capo è passata da 5871 kg nel 2000 a 6798 kg nel 2007 (AIA, 2008).

Su questa linea molti allevamenti hanno progressivamente incrementato il carico zootecnico sulle limitate superfici a disposizione nei fondovalle alpini e si sono indirizzati verso razze bovine ad alta specializzazione produttiva, modificando le strategie di alimentazione in maniera tale da soddisfare le maggiori produzioni latte e le più elevate esigenze nutritive degli animali. Le razioni delle bovine si sono fatte più ricche di alimenti concentrati, quasi integralmente acquistati per la difficoltà di produrli sulle superfici dei fondovalle alpini, e spesso hanno incluso anche una parte di foraggi di derivazione extra-aziendale, con conseguente aumento degli

input di nutrienti alle aziende. Inoltre l'incremento delle dimensioni delle mandrie e l'orientamento verso razze poco adatte al pascolamento, come la Frisona, hanno accelerato il processo di abbandono della pratica dell'alpeggio estivo di alta quota, fenomeno peraltro già in corso da alcuni decenni. Sul versante italiano dell'intero arco alpino si stima che, nel quarantennio che va dalla metà del secolo scorso agli inizi degli anni '90, si sia avuta una riduzione dell'attività apicolturale del 50-60% (Talamucci e Pardini, 1993). Non va dimenticato che alla base del fenomeno dell'abbandono dei pascoli di alta quota esiste anche un innegabile problema socio-culturale legato alle difficili condizioni della vita in alpeggio che costituiscono un forte deterrente nei confronti del mantenimento di tale attività tradizionale (Talamucci, 1997). Oltre a ciò i fenomeni di urbanizzazione e di concentrazione della popolazione nelle aree di fondovalle, pianeggianti e più accessibili, l'espansione dell'industria, del terziario e del turismo e la necessaria creazione di infrastrutture hanno comportato in questi decenni una progressiva riduzione della disponibilità di suoli agricoli nei fondovalle alpini (Gusmeroli *et al.*, 2006), riducendo di fatto la possibilità delle aziende zootecniche di compensare l'aumento di dimensione delle mandrie con una equivalente espansione della superficie agricola utilizzabile.

L'evoluzione della zootecnia alpina verso sistemi di allevamento intensivi è un fenomeno che si sta verificando, anche se in misura assai variabile, sull'intero arco alpino a partire soprattutto dalle valli e dalle zone di più facile accesso (Cozzi *et al.*, 2006; Gusmeroli *et al.*, 2006). Una gestione aziendale caratterizzata da importanti apporti extra-aziendali di nutrienti, principalmente sotto forma di alimenti per il bestiame, e da elevati carichi di bestiame per ettaro può rappresentare evidentemente un elemento fortemente destabilizzante rispetto agli equilibri ambientali delle aree alpine, per il rischio di fenomeni di inquinamento puntuale o diffuso dovuti all'accumulo di nutrienti nei suoli aziendali e alla possibile lisciviazione nelle falde circostanti anche in considerazione dell'elevata piovosità e della ridotta durata della stagione utile per lo spandimento dei reflui che caratterizza queste zone.

L'abbandono totale o parziale della pratica della monticazione estiva del bestiame, come conseguenza ulteriore dell'intensivizzazione degli allevamenti, costituisce un fattore aggravante in quanto rappresenta una perdita di risorse foraggere locali a basso costo, riduce l'auto-sufficienza alimentare degli allevamenti e causa un aumento del carico di nutrienti sui terreni di fondovalle per l'insistenza delle mandrie su tali terreni per l'intero arco dell'anno. Inoltre, come si è accennato, la cessazione dello sfruttamento dei pascoli in quota può costituire un fattore di rischio per l'ambiente in termini di aumento del pericolo di incendi e slavine e di diminuzione della biodiversità, oltre a causare una riduzione della fruibilità turistica e del valore estetico del paesaggio alpino per l'inevitabile lenta evoluzione del pascolo abbandonato verso la copertura arborea. Altrettanto gravi sono da considerare i fenomeni di sottocaricamento dei pascoli o di sovraccaricamento localizzato, conseguenti alla riduzione dell'entità delle mandrie alpeggiate e ad una gestione irrazionale con concentrazione degli animali negli alpeggi o nelle aree pascolive più comode e accessibili: tali pratiche inducono rapidamente processi degenerativi quali l'invasione delle praterie da parte di essenze non pabulari, arbusti e vegetazione arborea nei pascoli sottocaricati e, per contro, nelle zone più sfruttate, l'infestazione da parte di flora nitrofila, l'impoverimento floristico delle cotiche, il sentieramento, ed, eventualmente, le dispersioni di azoto per ruscellamento o lisciviazione.

RISULTATI DI UNO STUDIO SUL BILANCIO DEI NUTRIENTI IN UN CAMPIONE DI AZIENDE BOVINE DA LATTE DELLA MONTAGNA ALPINA

Un recente lavoro condotto dal Dipartimento di Scienze animali dell'Università degli Studi di Milano in collaborazione con l'Associazione Provinciale Allevatori di Sondrio ha studiato i bilanci dell'azoto e del fosforo di un campione di aziende bovine da latte della Valtellina e della

Valchiavenna con lo scopo di evidenziare i punti critici e di individuare le scelte gestionali caratterizzate da minor impatto ambientale in termini di surplus dei nutrienti (Penati *et al.*, 2008).

La metodologia di studio si è basata sul calcolo del bilancio input/output dell'azoto e del fosforo delle aziende, mediante il metodo chiamato *farm gate balance*. Attraverso tale metodo è possibile non solo valutare il surplus complessivo di nutrienti ma anche avere una visione chiara delle voci che costituiscono tale bilancio e dei flussi di nutrienti nell'azienda. Questo approccio è stato adottato in molti studi nella realtà italiana (Giustini *et al.*, 2007) e mondiale (Kohn *et al.*, 1997; Spears *et al.*, 2003; Koelsch, 2005; Nielsen e Kristensen, 2005) e, rispetto ad altre metodologie adottabili per stimare il carico di nutrienti sul territorio, può consentire di valutare le differenti scelte gestionali, come ad esempio il livello di utilizzo di alimenti extra-aziendali e gli eventuali ulteriori apporti di nutrienti (fertilizzanti minerali), permettendo di individuare meglio le soluzioni più idonee a contenere il surplus di nutrienti delle aziende zootecniche.

Il campione di aziende prese in esame per questo studio era costituito da 31 allevamenti bovini da latte situati in provincia di Sondrio, scelti tra quelli che conferiscono il latte alla Latteria Sociale Valtellina e che sono iscritti all'Associazione Provinciale Allevatori (APA) di Sondrio. I dati sono stati in parte ottenuti dalla Latteria, in parte raccolti con un questionario compilato in azienda e si riferiscono all'anno 2006. Attraverso i dati raccolti sono state quantificate tutte le entrate (alimenti acquistati, capi acquistati, fertilizzanti, materiale di lettiera, fissazione e deposizione atmosferica di azoto) e le uscite di nutrienti (latte, animali venduti) delle aziende. La maggior parte degli alimenti del bestiame è stata analizzata per determinarne il contenuto di N e P, per gli altri si è ricorsi a valori standard (CPM Dairy, 2004). Per le aziende che praticano la monticazione estiva del bestiame si è effettuato un doppio bilancio: le entrate e le uscite di N e P relative al periodo dell'alpeggio sono state scorporate ad individuare un surplus insistente sui suoli utilizzati in estate. Risultando tale surplus pressoché nullo, successivamente si è fatto riferimento, per tutte le aziende indagate, esclusivamente al bilancio relativo al fondovalle.

I risultati dello studio hanno messo in evidenza una marcata eterogeneità all'interno del campione di aziende preso in esame a testimonianza dalla convivenza, nel fondovalle valtellinese, di realtà di allevamento di impronta tradizionale accanto a sistemi di tipo più spiccatamente intensivo. La Superficie Agricola Utilizzata (SAU) totale delle aziende è risultata in media di $80,1 \pm 74,3$ ha, di cui però solo $22,5 \pm 24,0$ ha localizzati in fondovalle e i rimanenti in alpeggio. Il numero medio di vacche da latte è risultato pari a $51,9 \pm 54,9$ capi per azienda mentre il carico di bestiame sulla SAU di fondovalle è risultato in media di $2,92 \pm 1,36$ UBA/ha. La ripartizione colturale della SAU di fondovalle ha fatto registrare i seguenti valori medi: 16,9 ha destinati a prato stabile (affienato e/o insilato) e 6,7 ha coltivati a mais ceroso destinato all'insilamento; solo 23 aziende coltivavano mais. Le aziende producevano la maggior parte dei foraggi impiegati per l'alimentazione delle bovine mentre acquistavano la totalità degli alimenti concentrati. La percentuale di autosufficienza alimentare, calcolata come rapporto percentuale, espresso sulla sostanza secca, tra alimenti autoprodotti all'interno dell'azienda e consumi, è risultata in media pari al $62,2 \pm 17,0\%$, con un minimo del 31,6% e un massimo del 95,0%. La produzione annua di latte per vacca si è attestata mediamente su 5732 ± 1447 kg di latte corretto al 4% di grasso (FCM), con elevate percentuali di grasso e proteine ($4,07 \pm 0,19\%$ e $3,59 \pm 0,14\%$, rispettivamente). La pratica della monticazione estiva del bestiame è risultata adottata in 15 aziende; tra queste, tuttavia, solo 13 aziende caricavano in alpeggio le vacche in lattazione mentre le rimanenti preferivano avviare all'alpeggio solo i giovani animali, le bovine in asciutta oppure capre e pecore. La durata media del periodo di alpeggio nel caso delle bovine in lattazione è risultata di 92 giorni, con una produzione media giornaliera di 9,6 kg di latte per vacca. L'alimentazione delle bovine in lattazione durante il periodo di alpeggio era basata quasi esclusivamente sulle risorse pascolive con ridottissima integrazione

ne con concentrati (1,1 kg/d per capo in media) e ciò spiega i bilanci dei nutrienti vicini allo zero ottenuti per il periodo di alpeggio.

I surplus annuali di N e di P, in rapporto agli ettari di SAU di fondovalle, sono risultati in media pari a $181,6 \pm 150,1$ kg/ha e $27,9 \pm 23,1$ kg/ha, rispettivamente (tabelle 1 e 2). Per l'azoto i valori si collocano al di sopra dei surplus riportati in un analogo studio effettuato su aziende di bovine da latte nell'area montana del Mugello dove i surplus azotati erano di 136,4 e 53,0 kg/ha, rispettivamente, per aziende del Basso Mugello, più intensive, e per aziende dell'Alto Mugello, più estensive (Giustini *et al.*, 2007). Il surplus di azoto delle aziende valtellinesi risulta invece ben inferiore ai bilanci azotati delle aziende da latte della pianura Padana per le quali vengono riportati valori compresi tra i 300 e i 338 kg/ha (Grignani *et al.*, 2003; Bassanino *et al.*, 2007). Corti *et al.* (2005) in due aziende della Val Taleggio, in provincia di Bergamo, caratterizzate da livelli diversi di intensività, hanno riscontrato valori di surplus di azoto per ettaro rispettivamente superiori (291,3 kg N/ha) per l'azienda più intensiva e inferiori (122,1 kg N/ha) per l'azienda meno intensiva rispetto alle medie del campione di aziende valtellinesi. Le aziende valtellinesi si collocano quindi in media su valori di surplus di azoto intermedi tra le realtà italiane più intensive e quelle meno intensive. Gli elevati valori di deviazione standard indicano però l'esistenza di situazioni a rischio di accumulo e lisciviazione.

Tabella 1 – Bilancio aziendale medio dell'azoto delle aziende campione riferito al periodo di fondovalle (n=31)

N input	kg/ha all'anno media\pmd.s.	%
concentrati acquistati	168,9 \pm 131,1	62,6
foraggi acquistati	40,4 \pm 62,3	14,9
fertilizzanti acquistati	17,5 \pm 20,9	6,4
lettiera acquistata	6,0 \pm 5,4	2,2
animali acquistati	3,3 \pm 4,1	1,2
fissazione atmosferica	13,7 \pm 5,6	5,0
deposizione atmosferica	20,0	7,4
N output		
latte venduto	73,8 \pm 47,4	83,6
animali venduti	14,4 \pm 9,5	16,4
N balance	181,7\pm150,2	

La principale voce di input in termini di azoto e fosforo è rappresentata dall'acquisto degli alimenti per il bestiame che è risultata la principale voce in entrata: in media il 77,5% dell'input totale di N e l'85,8% dell'input totale di P. Ciò è in linea con i risultati di altri lavori sia italiani che stranieri (Spears *et al.*, 2003; Corti *et al.*, 2005; Bassanino *et al.*, 2007; Giustini *et al.*, 2007; Fangueiro *et al.*, 2008) e suggerisce che una delle vie più efficaci per ridurre il surplus di nutrienti può passare attraverso una riduzione dell'acquisto di alimenti per il bestiame e un aumento dell'autosufficienza alimentare delle aziende.

L'efficienza media nell'utilizzo dei nutrienti a livello aziendale, calcolata come rapporto percentuale tra i nutrienti in entrata e in uscita dall'azienda, è risultata del $35,4 \pm 9,0\%$ per l'azoto e del $43,1 \pm 13,7\%$ per il fosforo. Entrambi questi valori sono superiori a quelli riscontrati da Giustini *et al.* (2007) nella zona del Mugello: in quel caso, infatti, l'efficienza media di utilizzo dell'azoto nelle aziende variava tra 20 e 30% e quella del fosforo tra 14 e 40%.

Anche Corti *et al.* (2005) riportano valori di efficienza di utilizzazione dell'azoto inferiori a quelli ottenuti in Valtellina (27,2% e 18,5% per l'azienda più intensiva e per quella meno intensiva, rispettivamente).

Tabella 2 – Bilancio aziendale medio del fosforo delle aziende campione riferito al periodo di fondovalle (n=31)

P input	kg/ha all'anno media±d.s.	%
concentrati acquistati	34,1±21,0	75,1
foraggi acquistati	4,9±7,2	10,7
fertilizzanti acquistati	4,8±6,9	10,5
lettiera acquistata	0,8±0,7	1,7
animali acquistati	0,8±1,1	1,7
P output		
latte venduto	13,8±9,0	79,3
animali venduti	3,6±2,3	20,7
P surplus	28,0±23,2	

Il confronto tra i bilanci delle aziende suddivise in classi di livello produttivo, espresso come kg/capo di latte corretto al 4% di grasso (FCM) ha permesso di rilevare come le aziende con produzioni annue per capo più elevate siano caratterizzate da surplus di N e P più alti rispetto alle aziende con livelli produttivi più bassi, anche se le differenze non si presentano sempre statisticamente significative. Per le aziende con produzioni rispettivamente inferiori a 4700 kg FCM/capo, comprese tra 4700 e 6400 kg FCM/capo e superiori a 6400 kg FCM/capo si sono registrati valori di surplus di N pari a 135,1 kg/ha, 133,3 e 298,1 con una differenza statisticamente significativa tra la classe 2 e la classe 3 di produzione ($P < 0,05$). Andamento analogo si è registrato per i surplus di fosforo che passano da 20,7 a 44,4 kg/ha dalla classe di aziende con produzioni inferiori a 4700 kg FCM/capo alla classe con produzioni superiori a 6400 kg FCM/capo. L'efficienza di utilizzazione dei nutrienti a livello aziendale si riduce passando dal gruppo 2 a media produttività al gruppo 3 ad alta produttività, soprattutto per l'azoto (35,0% vs 31,9%). Tale risultato sembra in contrasto con la relazione positiva segnalata da molti autori tra livello produttivo ed efficienza di utilizzazione dell'azoto sia a livello di bovina che di mandria (Jonker *et al.*, 2002; Flachowsky e Lebzien, 2005; Nadeau *et al.*, 2007). In questo caso il fenomeno è riconducibile alla particolare situazione delle aziende che insistono sui fondovalle alpini. Infatti, per ottenere elevate produzioni, sono necessari sostenuti apporti energetici e proteici che, soprattutto in presenza di una produzione foraggera di qualità medio-bassa, quale è quella che caratterizza in genere queste aree montane, può derivare solo da un massiccio ricorso ad alimenti concentrati che, nelle specifiche condizioni pedoclimatiche, non possono essere autoprodotti ma devono essere acquistati dall'esterno. Infatti le medie di autosufficienza alimentare (ossia il rapporto percentuale espresso sulla sostanza secca tra alimenti autoprodotti all'interno dell'azienda e consumi) sono risultate pari al 62,9%, al 68,2% e, solo, al 52,5% per le aziende appartenenti alle classi 1, 2 e 3 di produttività, rispettivamente.

I dati analitici relativi al fieno e al fienosilo utilizzati nelle aziende del campione, quasi totalmente autoprodotti, confermano questa ipotesi evidenziando un contenuto medio di NDF piuttosto elevato (62,3% s.s.) e un basso tenore di proteine grezze (10,6% s.s.). Tali risultati analitici sono in linea con quelli riportati in una recente indagine sulla qualità dei fieni di montagna di

primo taglio effettuata su 7000 campioni che ha evidenziato parametri qualitativi medi piuttosto scadenti (63,3% di NDF s.s. e 8,9 % di PG s.s.; Borreani *et al.*, 2005). Anche il silomais utilizzato nelle aziende del campione, totalmente autoprodotta, era caratterizzato da un basso valore di NFC (39,4% s.s.) e un contenuto di fibra piuttosto elevato (NDF=49,1% s.s.).

Uno dei fattori più importanti nel condizionare il surplus di azoto e fosforo delle aziende del campione è risultata la percentuale di autosufficienza alimentare (AUTO). Come precedentemente accennato, le aziende producevano la maggior parte dei foraggi impiegati per l'alimentazione delle bovine mentre acquistavano la totalità dei concentrati. Dalla tabella 3 è possibile notare come le aziende con autosufficienza alimentare inferiore al 52% della SS siano risultate caratterizzate da surplus di azoto e di fosforo significativamente superiori rispetto alle altre aziende. Il valore minimo riscontrato di autosufficienza è stato del 31,6% a testimonianza del fatto che, in molti casi, non soltanto i concentrati vengono acquistati dall'esterno, ma anche una parte dei foraggi.

Tabella 3 – Surplus di azoto e di fosforo in funzione della percentuale di autosufficienza alimentare (AUTO) delle aziende (% SS)

		AUTO ≤52% n=9		52% < AUTO ≤72% n=12		AUTO >72% n=10		1 vs 2 1 vs 3 2 vs 3 contrast		
		media	DS	media	DS	media	DS			
N input	kg/ha	472,3	268,9	224,4	65,3	142,2	41,2	**	**	ns
N output	kg/ha	138,2	77,9	75,3	27,4	58,8	10,4	*	*	ns
N surplus	kg/ha	334,2	201,8	149,1	45,4	83,5	32,4	**	**	ns
P input	kg/ha	79,6	39,3	37,2	14,4	24,4	9,1	***	***	ns
P output	kg/ha	27,1	15,6	14,8	5,4	11,9	2,1	*	*	ns
P surplus	kg/ha	52,5	27,1	22,4	11,6	12,5	8,0	***	***	ns

CONCLUSIONI

In conclusione il lavoro ha messo in evidenza come, almeno limitatamente alle aree di fondovalle alpino rappresentate dalla bassa Valtellina e Valchiavenna, l'allevamento bovino da latte presenti una forte disomogeneità caratterizzata da sistemi di gestione assai diversi per livello di intensivazione e surplus di nutrienti. In questo quadro si riconoscono allevamenti ancora in buon equilibrio con l'ambiente, caratterizzati da bassi carichi di bestiame per ettaro, da un elevato grado di autosufficienza alimentare e da surplus di nutrienti piuttosto contenuti; inoltre è presente ancora un discreto numero di aziende che pratica la monticazione estiva del bestiame. Per contro alcuni allevamenti si distinguono per l'alto grado di intensivizzazione e per la minor compatibilità ambientale. La tendenza progressiva all'intensivizzazione degli allevamenti e all'abbandono della pratica dell'alpeggio estivo fanno tuttavia temere che la situazione possa ulteriormente deteriorarsi con effetti negativi sull'ambiente. Il particolare valore turistico/paesaggistico/naturalistico di questi territori e la loro "unicità" consigliano di considerare con particolare attenzione l'impatto ambientale della zootecnia e dell'agricoltura in queste aree.

L'autosufficienza alimentare delle aziende zootecniche è risultato uno dei fattori più importanti nel determinare la sostenibilità ambientale degli allevamenti nell'area di fondovalle alpina studiata. Infatti l'acquisto di larga parte dei componenti della razione si traduce inevitabilmente in un elevato surplus di nutrienti al campo. D'altra parte il progressivo aumento dell'intensività degli allevamenti, sia in termini di produttività per capo che in termini di carichi animali per ettaro, associato alla scarsa disponibilità di SAU e alle particolari condizioni

pedoclimatiche che penalizzano le produzioni foraggere, tendono ad aggravare la situazione di scarsa autosufficienza alimentare delle aziende dei fondovalle alpini. Uno sforzo di valorizzazione della qualità e della produttività dei foraggi aziendali potrebbe senz'altro consentire di migliorare la situazione contribuendo, tra l'altro, a rafforzare il legame tra produzione zootecnica e territorio, anche al fine di una maggiore caratterizzazione delle produzioni casearie. L'insilamento dell'erba di prato preappassita in alternativa alla fienagione potrebbe consentire, se adeguatamente applicato, di svincolare le operazioni di raccolta del foraggio dalle condizioni meteorologiche e di ottenere foraggi conservati di miglior qualità e più elevato valore nutritivo, soprattutto per quanto attiene al contenuto in proteine grezze e al grado di lignificazione della fibra, riducendo anche le perdite di sostanza secca connesse con la pratica della fienagione (Borreani *et al.*, 2007). Un miglioramento della qualità del foraggio si potrebbe ottenere anche con la pratica della fienagione in due tempi e con l'anticipazione del primo sfalcio che, oltre ad essere il più abbondante, è anche il meno pregiato qualitativamente (Gusmeroli *et al.*, 2006). La disponibilità di foraggi di buona qualità potrebbe consentire di ridurre la percentuale di concentrati nella razione della bovine da latte, abbassando così gli input di nutrienti e aumentando l'autosufficienza aziendale.

Accanto ad interventi, sicuramente auspicabili, tesi al miglioramento quantitativo e qualitativo dei foraggi conservati, un'altra strada da percorrere per il mantenimento della sostenibilità ambientale della zootecnia alpina è senz'altro quella di incentivare il mantenimento della pratica dell'alpeggio per i suoi molteplici vantaggi già citati (conservazione della biodiversità, tutela del territorio, fruibilità turistica dell'ambiente, valore estetico del paesaggio, produzioni casearie tipiche, ecc.) ma anche perché essa consente di mettere a disposizione delle mandrie ulteriori risorse foraggere locali e di alleggerire per tre mesi all'anno il carico animale sui terreni di fondovalle.

BIBLIOGRAFIA

- 1) AIA, 2008. Bollettino dei Controlli della Produttività del Latte. <http://www.aia.it/bollettino/bollettino.htm>
- 2) Bassanino M., Grignani C., Sacco D., Allisiardi E, 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 282-294.
- 3) Borreani G., Giaccone D., Mimosi A., Tabacco E., 2007. Comparison of Hay and Haylage from Permanent Alpine Meadows in Winter Dairy Cow Diets. *J. Dairy Sci.* 90:5643-5650.
- 4) Borreani, G., Tabacco E., Blanc P., Gusmeroli F., Della Marianna G, Pecile A., Kasal A., Stimpfl E., Tarello C., Arlian D., 2005. La qualità del fieno di montagna va migliorata. *Inf. Agr.* 61:47-52.
- 5) Bovolenta S., Pasut D., Dovier S, 2008. L'allevamento in montagna sistemi tradizionali e tendenze attuali. *Quaderno SOZOOALP n. 5*, 22-29.
- 6) Corti M., De Ros G., Bianchi M. C., 2005. Un sistema zootecnico di una valle prealpina e le sue prospettive alla luce di criteri di sostenibilità: il caso della Valtaleggio. *Quaderno SOZOOALP n. 2*, 130-139.
- 7) Cozzi G., Bizzotto M., Rigoni Stern G., 2006. Uso del territorio, impatto ambientale, benessere degli animali e sostenibilità economica dei sistemi di allevamento della vacca da latte presenti in montagna. Il caso di studio dell'altopiano di Asiago. *Quaderno SOZOOALP n. 3*, 7-25.
- 8) CPM Dairy, 2004. Dairy cattle ration analyzer, version 3.0.6.

- 9) Da Ronch F., Rigoni Stern G., Ziliotto U., 2006. Effetti della diversa intensità gestionale sulle caratteristiche di alcuni pascoli delle prealpi venete. Quaderno SOZOOALP n. 3, 137-150.
- 10) Etienne M., 1997. Pascolo e prevenzione incendi. In: Presente e futuro dei pascoli alpini in Europa - Fra tradizione ed innovazione. Bisogni, novità tecniche, implicazioni culturali ed ambientali. FrancoAngeli, Bergamo, 4-5 dicembre 1997, pp. 49-63.
- 11) Fangueiro D., Pereira J., Coutinho J., Moreira N., Trindade H., 2008. NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. *European Journal of Agronomy* 28: 625-634.
- 12) Flachowsky G., Lebzien P., 2005. Methodologies to reduce Nitrogen (N) in manure of ruminant livestock (cattle, sheep and goats). EU workshop, Bruxelles, 25 Febbraio 2005.
- 13) Gianelle, D., Guastella, F., Vescovo, L., 2005. Cattle management for biodiversity conservation in an alpine pasture. In: Lillak, R., Viiralt, R., Linke, A., Geherman, V. (Ed.). Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proc. 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005
- 14) Giustini L., Acciaioli A., Argenti G., 2007. Apparent balance of nitrogen and phosphorus in dairy farms in Mugello (Italy). *Ital. J. Anim. Sci.* 6: 175-185.
- 15) Grignani C., Sacco D., Bassanino M., Mantovi P., Bonazzi G., Cumino P., 2003. Nutrient management at farm scale. Attaining policy objectives in regions with intensive dairy farming: Italy. In: Bos J., Pflimlin A., Aarts F., Vertès F., (Ed.) Nutrient Management at Farm Scale, Workshop Proceedings, Quimper, France, pp. 37-54
- 16) Gusmeroli F., 2002. Il processo di abbandono dell'attività pastorale nelle malghe alpine e i suoi effetti sul sistema vegetazionale. Società Italiana per il Progresso della Zootecnia. 37° Simposio Internazionale di Zootecnia: Zootecnia di Montagna: valorizzazione della Agricoltura Biologica e del Territorio. Madonna di Campiglio (TN), 19 aprile 2002, 31-45.
- 17) Gusmeroli F., Paoletti R., Pasut D., 2006. Una foraggicoltura al servizio dell'allevamento e del territorio montano: tradizione e innovazione a confronto. Quaderno SOZOOALP n.3, 26- 40
- 18) ISTAT, 2002. Censimento generale dell'agricoltura 2000. <http://censagr.istat.it/>
- 19) Jonker J.S., Kohn R.A., High J., 2002. Dairy herd management practices that impact Nutrient utilization efficiency. *J. Dairy Sci.* 85:1218-1226.
- 20) Koelsch R., 2005. Evaluating Livestock System Environmental Performance with Whole-Farm Nutrient Balance. *J. Environ. Qual.* 34:1-6.
- 21) Kohn R. A., Dou Z., Ferguson J. D., Boston R. C., 1997. A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. *J. Environ. Manag.* 50:417-428.
- 22) Maggioni L., Mondellini N., Corti M., 2004. Utilizzazione di formazioni vegetali miste nelle Prealpi lombarde occidentali mediante circuiti di pascolo con capre da latte. Quaderno SOZOOALP n.1,139-147.
- 23) Nadeau E., Englund J., Gustafsson A.H., 2007. Nitrogen efficiency of dairy cows as affected by diet and milk yield. *Livestock Science*, 111:45-56
- 24) Nielsen A.H., Kristensen I.S., 2005. Nitrogen and phosphorus surplus at Danish dairy and pig farms in relation to farm characteristics. *Livest. Prod. Sci.* 96: 95-107
- 25) Penati C., Sandrucci A., Tamburini A., Bava L., Timini M., 2008. Bilanci aziendali dell'azoto e del fosforo in un campione di allevamenti bovini della bassa Valtellina e Valchiavenna. Quaderno SOZOOALP n. 5, 226-236.
- 26) Spears R.A., Kohn R.A., Young A.J., 2003. Whole-Farm Nitrogen Balance on Western Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 86:4178-4186.
- 27) Talamucci P., 1997. Combinazione delle risorse pascolive nei sistemi foraggeri e loro

- ruolo nei sistemi multiuso. Riv. Di Agron., 31: 101-107.
- 28) Talamucci P., Pardini A, 1993. Systèmes fourragers et pastoraux de la montagne italienne. Simposio internazionale di Zootecnica, Milano, 14 maggio, 71-93.
 - 29) Ziliotto U., Scotton M., Da Ronch F., 2004. I pascoli alpini: aspetti ecologici e vegetazionali. Quaderno SOZOOALP n. 1, 11-26.
 - 30) Zoller H., Bischof N., 1980. Stufen der Kulturintensität und ihr Einfluss auf Artenzahl und Artengefüge der Vegetation. Phytocoenologia 7:35–51.

**CONTROLLO DELL'IMPATTO AMBIENTALE
DEGLI ALLEVAMENTI INTENSIVI DI BOVINI DA CARNE**
(Control of environmental impact in intensive beef cattle production)

DAVIDE BIAGINI

Dipartimento di Scienze Zootecniche
Università degli Studi di Torino

RIASSUNTO

L'allevamento del bovino da carne presenta un impatto ambientale differenziato secondo il grado di intensità e il contesto territoriale nel quale si inserisce. Le soluzioni adottabili per una limitazione dell'impatto ambientale devono quindi essere proposte in relazione alla situazione contingente e in base alle specificità aziendali. Il presente lavoro, partendo dai diversi tipi di impatto ambientale derivanti dagli allevamenti intensivi di bovini da carne, sulla base dei riscontri sperimentali ottenuti sia in Italia sia all'estero, tenta di presentare le principali strategie attuabili per il miglioramento quanti-qualitativo dei reflui dei bovini da carne. Le strategie attuabili vengono presentate in funzione della loro natura (di tipo gestionale, di miglioramento genetico e di tipo alimentare) ed analizzano rispettivamente le variabili influenti sulla produzione quantitativa di effluenti, sul loro contenuto in azoto e fosforo e sul rilascio di gas. Conclude l'esposizione una schematizzazione delle diverse fasi produttive di un generico allevamento di bovini da carne (sia esso a ciclo aperto o chiuso) che evidenzia i momenti decisionali determinanti ai fini del controllo dell'impatto ambientale ed in cui è possibile adottare degli accorgimenti volti al monitoraggio delle possibili fonti di inquinamento o al controllo ed alla riduzione dei livelli di emissione delle sostanze potenzialmente dannose per l'ambiente.

SUMMARY

Beef cattle production shows different environmental impacts in accordance to production levels and territorial background. Therefore, any feasible strategy to limit the environmental impact must be proposed in accordance with the farm characteristics. Starting from the different kind of beef cattle environmental impacts and from national and international experimental data, this paper shows the most important strategies to obtain a quantitative reduction and a qualitative improvement of beef cattle waste. Management, genetic, and nutritional strategies are described and considering all factors affecting the waste quantitative production, the N and P excretions, and the gaseous emissions. Finally, a schema pointing out the most important decisions in monitoring, controlling and reducing the emission of substances dangerous to the environment, is reported for all the productive phases of beef cattle farms (fattening and/or reproductive).

Parole chiave

produzione quantitativa di reflui, escrezione azotata e fosforica, emissione di gas
Key words

waste production, N and P excretions, gas emissions

INTRODUZIONE

L'allevamento del bovino da carne in Italia, nello scorso secolo, si è sviluppato verso forme economico-gestionali sempre più specializzate ed intensive, comportando risvolti positivi a livello economico tanto per l'allevatore (economie di scala) quanto per il sistema produttivo in genere (impiego di manodopera, aumento della produzione di carne, riduzione dei prezzi, ecc.), ma ha comportato pure ricadute negative legate soprattutto al benessere animale ed all'impatto ambientale. Anche se attualmente in Italia i consumi di carne bovina tendono a ristagnare o ad arretrare (con diverse oscillazioni l'acquisto domestico di carne bovina è sceso del 12% dall'inizio del millennio ad oggi con un tasso di variazione medio annuo del -1,9%; nostra elaborazione su dati ISMEA) in termini produttivi, sia numerici sia di valore, l'allevamento del bovino da carne rimane sempre uno dei principali settori zootecnici nazionali e pertanto il suo impatto ambientale rimane potenzialmente elevato.

In generale, le strategie di riduzione dell'impatto ambientale e dell'inquinamento diffuso di origine zootecnica, incentivate dall'attuale normativa, hanno preferibilmente riguardato gli aspetti di gestione ed utilizzazione dei reflui prodotti (incentivi per la realizzazione di strutture per la riduzione del volume dei liquami, il loro trattamento e contenimento in bacini di accumulo, l'adozione di tecniche di spandimento adeguate, ecc.), tralasciando gli interventi diretti sulla fase produttiva vera e propria. All'allevatore non è riconosciuto alcun beneficio, sia che produca adottando tecniche virtuose di riduzione del potenziale inquinante dei reflui, sia che produca in maniera convenzionale, a meno che non riesca a dimostrare quale sia l'effettivo livello di impatto ambientale del suo allevamento sulla base di non proprio banali riscontri oggettivi.

In ogni caso, i trattamenti di depurazione dei reflui zootecnici non paiono risolutivi in quanto comportano prevalentemente l'abbattimento della sostanza organica e, a meno che non si utilizzino tecniche particolari (impianti nitro-denitro, strippaggio, ecc.), non forniscono risultati soddisfacenti né per l'azoto, che viene trasformato in nitrati, nitriti ed ammoniaca, né per il fosforo ed i metalli pesanti. Anche l'impiego agronomico presenta delle limitazioni, legate soprattutto ai fattori pedologici, agronomici (il tipo di coltura) ed ai vincoli legislativi. Ecco quindi scaturire l'importanza di un controllo delle escrezioni già a livello di animale, in modo che le fasi successive trovino a loro disposizione un refluio più rispondente alle specifiche esigenze.

Con il presente lavoro ci proponiamo pertanto di fare il punto sulle tecniche di prevenzione e di riduzione dell'inquinamento prodotto dall'allevamento intensivo del bovino da carne, oggi già applicabili, e su quanto ancora è possibile eventualmente sviluppare in funzione delle prevedibili future restrizioni imposte dalla politica comunitaria.

TIPI DI IMPATTO AMBIENTALE ED APPROCCIO METODOLOGICO DEL LAVORO

Tradizionalmente l'attività zootecnica ha rappresentato un complemento dell'attività agricola che consentiva di chiudere il ciclo dei nutrienti: ciò che veniva asportato con le colture, in parte o totalmente reimpiegate per l'alimentazione animale, ritornava al suolo sotto forma di deiezioni animali per ripristinare la struttura e la fertilità del terreno attraverso l'apporto di sostanza organica ed elementi nutritivi (essenzialmente N, P e K). Il bilancio tra gli asporti e gli apporti poteva anche non essere in equilibrio nel breve periodo, ma nel medio e lungo termine si avevano comunque delle compensazioni che potevano correggere questi squilibri. Ad esempio, anche solo la semplice esclusione dalle normali rotazioni colturali, per periodi di tempo più o meno lunghi, degli appezzamenti che manifestavano segni di "stanchezza", al fine di arrestarne il depauperamento, consentiva di compensare un eventuale sovrasfruttamento.

L'attività zootecnica, ancora oggi, va quindi considerata come strettamente legata a tutte le attività agricole od extra-agricole che in qualche modo, ed a diverso livello, fungono da fornitrici o da riceventi dei prodotti e dei sottoprodotti dell'allevamento. In altre parole, l'impatto ambientale

può essere valutato per mezzo di bilanci parziali (a livello di singolo animale, di categoria, di stadio produttivo, ecc.) o globali (di allevamento, di azienda, di filiera, ecc.), valutando tutti i flussi in ingresso ed in uscita dal “sistema” che di volta in volta si prende come riferimento. L’impatto ambientale è potenzialmente tanto più basso quanto più bassi sono i disavanzi di questi bilanci.

Ciò premesso, occorre ricordare che il tipo di impatto ambientale derivante dagli allevamenti di bovini da carne può variare in funzione della tipologia di allevamento e dell’“intensità” dell’attività zootecnica ma, in ogni caso, le principali fonti di inquinamento a carico del suolo, dei corpi idrici superficiali e sotterranei e dell’aria sono legate al contenuto in azoto (N) e fosforo (P) dei reflui (costituiti da una miscela variamente composta di feci, urine, materiali di lettiera, residui di alimenti ed acqua) ed all’emissione di ammoniaca (NH_3), metano (CH_4), protossido di azoto (N_2O), anidride carbonica (CO_2) ed odori (Biagini e Zoccarato, 2005). Sempre più spesso vengono, però, presi in considerazione anche altri tipi di impatto legati, ad esempio, all’impronta ecologica dell’allevamento, all’impatto visivo sul paesaggio, al rilascio di sostanze interferenti sulle biocenosi del suolo e delle acque (farmaci e sostanze ad effetto antibiotico) ed alla rumorosità dell’attività di allevamento. Questi ultimi aspetti non saranno presi in considerazione nel presente lavoro, preferendo concentrare l’attenzione sulle fonti di inquinamento, per così dire, “classiche”.

Analogamente, anche per quanto riguarda la distinzione tra allevamenti estensivi ed intensivi, preferiamo concentrare l’attenzione sulla seconda tipologia di allevamenti perché, se è vero che i sistemi zootecnici estensivi hanno potenzialmente un maggiore impatto ambientale (l’efficienza di utilizzazione dei nutrienti è tendenzialmente più bassa, per cui aumentano i consumi e quindi le quantità di deiezioni prodotte; i fabbisogni alimentari ed energetici sono più elevati; le perdite di nutrienti dalle deiezioni, dovute a dilavamento, lisciviazione o volatilizzazione sono potenzialmente più elevate; nei sistemi che prevedono il pascolamento o l’allevamento brado e semi-brado la distribuzione delle deiezioni sugli appezzamenti non è uniforme ma concentrata su piccole superfici; gli asporti da parte delle colture sono minori sull’area di pascolo e vi è una maggiore influenza dei fattori pedologici e climatici; ecc.), è anche vero che il più basso numero di animali per unità di superficie li rende tendenzialmente meno problematici da un punto di vista ambientale e dell’opinione pubblica, in quanto meglio integrati con il territorio e più “eco-compatibili” (migliore gestione delle aree marginali, presidio del territorio, effetto positivo sul paesaggio degli animali pascolanti, controllo e condizionamento della biocenosi vegetale, salvaguardia di habitat particolari, ecc.; Aimone e Biagini, 1999; Biagini e Lazzaroni, 2001). Inoltre, le soluzioni che possono essere proposte per un allevamento intensivo, in linea di massima, possono essere valide anche per quelli estensivi.

L’impatto ambientale dell’allevamento del bovino da carne è legato agli aspetti quantitativi della produzione di effluenti ed alle loro caratteristiche qualitative. Con l’applicazione delle normative inerenti il controllo dell’impatto ambientale degli allevamenti, caratterizzare e migliorare la produzione quanti-qualitativa degli effluenti, attraverso l’adozione delle migliori tecniche gestionali e l’ottimizzazione dell’efficienza di utilizzazione degli alimenti, rappresenta un aspetto che ha ricadute non solo di carattere ambientale, ma anche economico, condizionando i costi produttivi e gli investimenti necessari per lo stoccaggio e la movimentazione degli effluenti, nonché la possibilità di poter accedere ai contributi pubblici (condizionalità). Gli aspetti riguardanti la produzione quantitativa e le caratteristiche qualitative degli effluenti verranno di seguito considerati separatamente.

CONTROLLO DELL’IMPATTO AMBIENTALE ATTRAVERSO INTERVENTI VOLTI ALLA RIDUZIONE DEI VOLUMI DI EFFLUENTE PRODOTTO

L’allevamento del bovino da carne può portare alla produzione di letame palabile, di liquame più o meno denso o di entrambi i tipi di refluo, più o meno frammisti di materiali di lettiera

e di residui alimentari, secondo la tipologia di allevamento adottata. I tipi di stabulazione più diffusi si possono ricondurre a quelli in box su pavimento fessurato o grigliato e su pavimento pieno con lettiera permanente con rimozione a fine ciclo, con lettiera a rimozione periodica od a lettiera inclinata con scarico continuo. Non mancano, però, allevamenti che sono dotati di box con paddock esterno, che praticano il pascolamento o che, come nel caso di allevamenti a ciclo chiuso, praticano la stabulazione a posta fissa delle vacche nutrici.

Letame

L'allevamento su pavimento pieno porta normalmente alla produzione di letame derivante dall'utilizzo di materiale di lettiera con funzione di drenaggio e di assorbimento dei liquidi. Non bisogna dimenticare che, nella caratterizzazione quanti-qualitativa del letame, entra in gioco il tipo di materiale di lettiera utilizzato, nonché la quantità distribuita, fattori che hanno delle implicazioni dirette anche sulle condizioni di benessere degli animali. La produzione quantitativa di letame non è, comunque, un aspetto così scontato come potrebbe apparire ad una prima sommaria analisi.

Innanzitutto, tra i fattori che condizionano maggiormente la produzione di letame possiamo ricordare:

- il tipo genetico allevato, da cui dipende la capacità di ingestione e quindi, a parità di peso vivo, la quantità di alimento consumata giornalmente;
- l'incremento ponderale medio che si vuole ottenere;
- la dieta somministrata;
- la quantità e le caratteristiche (capacità di assorbimento) del materiale di lettiera utilizzato.

È quindi su questi fattori che si può agire per ottenere una riduzione dei quantitativi di effluente prodotto per unità di peso vivo allevato.

Per quanto riguarda il primo aspetto è noto come la capacità di ingestione sia variabile in funzione della razza di appartenenza del bovino. Le razze tardive hanno tendenzialmente una minor capacità di ingestione rispetto a quelle medio-tardive o alle precoci. Ma anche il miglioramento genetico che si è avuto in questi ultimi anni e le migliorate conoscenze in materia di alimentazione e nutrizione degli animali, possono modificare l'efficienza di trasformazione degli alimenti. Si può infatti ricordare che, mentre negli anni '60/'70, in Europa, l'indice di conversione alimentare (ICA) per il vitellone da carne si aggirava mediamente intorno ai 10 kg s.s./kg di incremento corporeo, attualmente esso ha raggiunto valori anche inferiori a 4,7 kg di s.s./kg di incremento corporeo (Falaschini, 1996). Da quanto detto, appare chiaro come l'efficienza di utilizzazione degli alimenti abbia inciso anche sulla produzione quantitativa degli effluenti. In particolare, per dare un'idea di cosa questo voglia dire in termini di produzione di deiezioni, passando da un ICA di 8 ad uno di 4,7 kg s.s./kg di incremento corporeo, si riduce la produzione di feci da 26 a 15 volte il peso vivo finale dell'animale. Tale considerazione è ovviamente indipendente dal tipo di refluo che si produrrà e, fatti i dovuti distinguo, vale tanto per la produzione di letame quanto per quella di liquame.

Il miglioramento genetico dell'attitudine produttiva, attraverso la corretta scelta dei riproduttori, può quindi consentire all'allevatore di ottenere un avanzamento delle performance produttive e, indirettamente, di ridurre la produzione di deiezioni. Questo, però, è solo uno degli obiettivi di miglioramento genetico che si possono perseguire. Altri, in parte antitetici ai precedenti, riguardano la selezione di animali più resistenti alle malattie, più longevi (con conseguente allungamento della carriera produttiva), con migliori performance riproduttive (in particolare la riduzione dell'intervallo di interparto). Tutti questi obiettivi influiscono sul rapporto tra animali in produzione ed animali non in produzione (rimonte, vacche non gravide, ecc.) e pur riguardando maggiormente gli allevamenti a ciclo chiuso, sono anch'essi in grado di ridurre la quantità complessiva di deiezioni a livello di allevamento.

Ritornando al primo aspetto del miglioramento genetico, un riscontro circa l'influenza delle attuali caratteristiche dei più diffusi tipi genetici allevati in Italia sulla produzione quantitativa di deiezioni, si può avere dai dati ottenuti dal gruppo di ricerca del Dipartimento di Scienze Zootecniche di Torino che ha operato sulla caratterizzazione quanti-qualitativa della produzione di letame in allevamenti di bovini da carne (Zoccarato *et al.*, 2007). Lo studio ha riguardato lo svolgimento di una prova sperimentale su un nucleo di 54 vitelli di razza Limousine suddivisi in 6 gruppi (6 replicazioni), allevati per un periodo di 243 giorni in box con lettiera di paglia. I vitelli sono stati portati da un peso vivo medio iniziale di 347 kg ad un peso vivo medio finale di 675 kg, ed i rilievi effettuati durante il ciclo di allevamento hanno evidenziato una produzione media annua di letame fresco pari a 7,77 t per tonnellata di peso vivo allevato. La somministrazione di paglia è risultata pari a 1,16 t/t p.v./ per anno e pertanto l'apporto in peso delle deiezioni è risultato essere di 6,61 t/t p.v. per anno.

Una seconda fase della ricerca ha riguardato la verifica dei dati ottenuti con la sperimentazione, con quelli rilevabili in allevamenti commerciali. I rilievi effettuati su un congruo numero di aziende zootecniche (per un totale di 4.692 capi, pari a circa 2.161 t di peso vivo), ha permesso di discriminare quali, tra i fattori potenzialmente influenti sulla produzione di letame, fossero effettivamente quelli più significativi. Le aziende esaminate, scelte in funzione della tipologia di allevamento (riproduttori e ingrasso; solo ingrasso), delle caratteristiche dei ricoveri (stabulazione fissa, stabulazione libera in box senza recinto esterno, stabulazione libera in box con recinto esterno, mista), del sistema di ricambio d'aria (naturale, forzata), del sistema di asporto delle deiezioni (catenaria, pala meccanica), del materiale di lettiera utilizzato (paglia, stocchi di mais, segatura, lolla di riso, combinazioni di materiali diversi), della razza allevata (Piemontese, Blonde d'Aquitaine, Limousine, Charolaise, Frisona, incroci polacchi, più razze contemporaneamente) sono state seguite in stagioni differenti (periodo caldo o freddo) per valutare anche l'effetto del clima sulla produzione quantitativa di letame.

Le analisi dei dati raccolti, effettuate considerando come variabile indipendente, di volta in volta, gli aspetti appena menzionati, per quanto riguarda la produzione quantitativa di letame hanno evidenziato delle differenze statisticamente significative solamente in funzione della razza allevata. Ai fini dell'elaborazione statistica, i tipi genetici considerati sono stati il Blonde d'Aquitaine (BA), lo Charolaise (CH), il Limousine (L) e il Piemontese (P). Le aziende che allevavano contemporaneamente più razze nelle medesime strutture sono state considerate in un gruppo misto (M), in cui, data l'esiguità dei casi, sono stati inseriti anche gli allevamenti che ingrassavano meticcii polacchi e vitelli Frisoni.

I risultati ottenuti sono sintetizzati nella tabella 1, nella quale sono riportati anche alcuni indici correlabili allo stato di benessere degli animali, quali la superficie a disposizione per ogni capo e lo stato di imbrattamento delle diverse regioni corporee. Quest'ultimo aspetto, riconducibile al quantitativo di materiale di lettiera distribuito, è stato valutato utilizzando il sistema di punteggiatura proposto e verificato dal Teagasc (Irish Agriculture and Food Development Authority - Finnerty *et al.*, 1998) in quanto, modificando il metodo studiato da Scott e Kelly (1989), appare particolarmente semplice e rapido da applicare. Il metodo consiste nell'apprezzare 16 differenti parti del corpo dell'animale, valutandole con una scala a quattro valori (da 0 a 3), il cui significato è il seguente: 0, pulito; 1, un po' sporco; 2, sporco (in generale l'animale presenta molti escrementi aderenti ai siti primari); 3, molto sporco (non accettato per il macello). I dati rilevati confermano quanto atteso preventivamente sulla base delle caratteristiche fisiologiche e anatomiche delle diverse razze studiate (consumi alimentari, IMG) ma permettono anche di evidenziare le peculiarità di ciascun tipo genetico nella produzione quantitativa di letame. Il peso vivo mediamente allevato è risultato strettamente correlato ai consumi alimentari, alla quantità di lettiera utilizzata e alla quantità di letame prodotta giornalmente per capo. In particolare, l'utilizzo della lettiera è risultato differente tra le diverse razze solo quando questo è stato riportato al quantitativo distribuito giornalmente per capo presente.

Tabella 1 - Dati relativi all'alimentazione, all'utilizzo della lettiera, alla produzione di letame e di deiezioni per i diversi tipi generici (media \pm d.s.)

	BA	CH	L	P	M	Tot.
Consumo alim. (kg ss/d)	7,17 \pm 1,84 ^{Bab}	10,60 \pm 1,49 ^{Aa}	8,10 \pm 1,09 ^{ABab}	7,24 \pm 1,56 ^{ABb}	8,08 \pm 0,99 ^{ABab}	7,98 \pm 1,67
IMG (kg)	1,51 \pm 0,14 ^A	1,45 \pm 0,14 ^{AB}	1,28 \pm 0,19 ^{Bc}	1,12 \pm 0,05 ^C	1,41 \pm 0,07 ^{AB}	1,38 \pm 0,18
p.v. medio/capo (kg)	437,25 \pm 130,10	577,05 \pm 14,89	502,71 \pm 93,53	396,78 \pm 123,10	419,89 \pm 87,99	457,05 \pm 112,72
sup./capo (m ²)	3,50 \pm 0,53 ^b	4,93 \pm 1,07 ^{ab}	5,79 \pm 2,08 ^a	3,68 \pm 0,63 ^{ab}	4,92 \pm 1,72 ^{ab}	4,56 \pm 1,63
LETTIERA						
lettiera/t p.v./d (kg)	3,94 \pm 1,52	4,67 \pm 1,01	5,90 \pm 2,41	4,12 \pm 1,43	5,55 \pm 1,22	4,88 \pm 1,79
lettiera capo/d (kg)	1,91 \pm 0,84 ^{ab}	2,57 \pm 0,58 ^{ab}	2,91 \pm 1,24 ^a	1,50 \pm 0,29 ^b	2,29 \pm 0,57 ^{ab}	2,25 \pm 0,92
LETAME						
s.s. (%)	28,37 \pm 3,14	24,58 \pm 3,05	26,28 \pm 3,28	27,12 \pm 3,98	26,31 \pm 3,65	26,81 \pm 3,43
produzione capo/d (kg)	10,92 \pm 4,15 ^{Bb}	17,87 \pm 1,56 ^{ABa}	17,13 \pm 2,76 ^{Ab}	11,25 \pm 3,82 ^{ABab}	14,58 \pm 4,45 ^{ABab}	14,05 \pm 4,50
produzione/t p.v./d (kg)	24,99 \pm 6,07	31,01 \pm 3,31	35,53 \pm 11,06	28,33 \pm 2,80	35,23 \pm 9,72	31,09 \pm 8,97
produzione/t p.v./anno (t)	9,12 \pm 2,22	11,32 \pm 1,21	12,97 \pm 4,04	10,34 \pm 1,02	12,86 \pm 3,55	11,35 \pm 3,28
produzione/t p.v./anno (m ³)	15,99 \pm 4,10	15,03 \pm 2,93	19,25 \pm 7,38	18,08 \pm 3,54	26,11 \pm 27,94	19,15 \pm 13,67
lettiera/letame (%)	16,83 \pm 5,97	14,45 \pm 3,28	16,59 \pm 5,22	14,64 \pm 5,05	17,09 \pm 5,14	16,32 \pm 5,09
DEIEZIONI						
produzione capo/d (kg)	9,17 \pm 3,78 ^b	15,29 \pm 1,57 ^a	14,21 \pm 1,94 ^a	9,74 \pm 3,81 ^{ab}	12,30 \pm 4,14 ^{ab}	11,84 \pm 3,95
produzione/t p.v./d (kg)	20,88 \pm 5,85	26,54 \pm 3,22	29,63 \pm 9,46	24,20 \pm 2,95	29,68 \pm 9,03	26,16 \pm 7,98
produzione/t p.m./d (kg)	55,28 \pm 23,16	72,34 \pm 20,27	74,28 \pm 18,66	53,96 \pm 10,29	69,71 \pm 23,69	64,95 \pm 21,59
produzione/t p.v./anno (t)	7,62 \pm 2,13	9,69 \pm 1,17	10,82 \pm 3,45	8,84 \pm 1,08	10,83 \pm 3,30	9,55 \pm 2,91
punteggio di pulizia	0,29 \pm 0,20 ^B	1,26 \pm 0,83 ^A	0,77 \pm 0,47 ^{AB}	0,22 \pm 0,01 ^B	0,65 \pm 0,32 ^{AB}	0,57 \pm 0,46

A, B: P \leq 0,01; a, b: P \leq 0,05

Ovviamente tale apporto è condizionato dal peso vivo allevato, anche se tra i diversi gruppi esaminati non esistono differenze statisticamente significative per questa misura. Esso è, però, in qualche modo commisurato alla produzione giornaliera di deiezioni, come confermato dall'analisi delle principali correlazioni.

Per il campione di allevamenti esaminati, i BA sembrano essere gli animali con le migliori prestazioni, in quanto al minor consumo di alimento abbinerebbero le migliori prestazioni in vita con il più elevato IMG e ciò li porterebbe ad avere anche la minor produzione di letame per capo. Anche la produzione di letame per tonnellata di peso vivo dei BA appare la più bassa tra i gruppi esaminati, ma tale differenza non è risultata statisticamente significativa. Il gruppo con le peggiori performance, invece, sembra essere il gruppo L, in quanto pur non avendo un elevato consumo di alimento ha fatto rilevare un peggiore IMG e quindi la produzione di letame si pone subito dietro quella dei CH. Questi ultimi manifestano i migliori incrementi ponderali, anche se in termini assoluti, da un punto di vista strettamente ambientale e della sostenibilità dei sistemi produttivi, sono gli animali che hanno fatto registrare i peggiori indici (consumo di alimenti e produzione di letame). I vitelli di razza Piemontese, invece, si collocano in una posizione intermedia perché, pur non avendo un elevato IMG, paiono essere animali estremamente frugali, che al basso consumo di alimenti abbinano una non elevata, anche se non differenziabile, produzione di deiezioni.

In linea generale, per quanto riguarda la produzione annua di letame, il moltiplicatore del peso vivo oscilla tra un minimo di circa 9 per i BA ed un massimo di 13 per i M ed i L. Il valore medio si attesta su circa 11 volte il peso vivo allevato.

Sullo stato di pulizia o di imbrattamento dei capi possono influire diverse cause. Una raccolta di lavori effettuati sull'argomento è stata pubblicata e commentata da Scott e Kelly (1989), i quali hanno rilevato che, contrariamente a quella che può essere l'opinione comune, l'uso della lettiera non è sempre direttamente correlabile ad animali più puliti così come la stabulazione su pavimento fessurato senza lettiera non comporta necessariamente sempre animali più sporchi. Non sarebbe quindi l'uso della lettiera od il sistema di stabulazione ad influire maggiormente sulla pulizia degli animali, quanto invece la lunghezza del pelo cui possono aderire gli escrementi a condizionare maggiormente questo aspetto. Secondo altri autori, invece, sarebbe lo spazio a disposizione di ogni animale a determinare l'insudiciamento dei bovini (Cozzi *et al.*, 2005).

Queste considerazioni concorderebbero con quanto osservato nella prova in discussione. Le analisi statistiche paiono confermare che il livello di pulizia è strettamente legato alla lunghezza del pelo, ovvero alla stagione, ed alla densità degli animali allevati. Infatti, i CH sono risultati in assoluto gli animali più sporchi, così come nel periodo caldo i vitelli sono risultati decisamente più puliti. Inoltre, all'aumentare del peso vivo per unità di superficie è corrisposto un aumento dello stato di imbrattamento.

Ricordiamo ancora che la stagione non ha determinato differenze sostanziali nella produzione quantitativa di effluente, eccetto per il fatto che in estate il letame è risultato più asciutto rispetto al periodo invernale (rispettivamente 28,33 e 25,21% di sostanza secca; $P \leq 0,01$).

Per quanto riguarda, invece, l'utilizzazione dei differenti materiali di lettiera, è risaputo che secondo l'origine o i trattamenti subiti si possono ottenere differenti effetti, in particolare sulla capacità di trattenuta dei liquidi. Molteplici sono i materiali utilizzabili. La paglia e/o la lolla di frumento, di avena, di segale, di riso, di orzo, gli stocchi di granoturco, la paglia di alcune leguminose da granella, le erbe palustri, le foglie di alberi, la segatura, i trucioli, la torba ed anche la sabbia e gli scarti dell'industria tessile costituiscono materiali che possono essere sfruttati come lettiera secondo la disponibilità, il costo o le consuetudini. La torba, fra tutti, possiede il più alto potere assorbente, seguita dalla segatura, dai trucioli di segheria, dalla paglia di graminacee, dalle foglie di piante arboree. Anche la composizione chimica è molto va-

riabile, ma il criterio preso prevalentemente in considerazione dall'allevatore è eminentemente di carattere economico e la scelta è sovente obbligata. La trinciatura e lo sminuzzamento aumentano notevolmente il potere assorbente. Dall'analisi statistica dei dati raccolti non sono evidenziabili differenze sostanziali relative all'utilizzo quantitativo dei diversi materiali di lettiera e così anche per la produzione di letame e per il possibile stato di benessere degli animali. L'utilizzo del materiale di lettiera si è comunque attestato su circa 5 kg/t p.v./d ed il suo contributo alla produzione di letame ha inciso per circa il 16% del peso finale.

Dallo studio emerge che è possibile ridimensionare decisamente la quantità in peso di letame prodotto per unità di peso vivo allevato, così come desumibile dalla bibliografia e dalla manualistica ancora in uso, che considerano coefficienti moltiplicatori del peso vivo compresi tra 20 e 36 e che in alcuni casi riportano valori riferiti a tipi genetici e sistemi di allevamento diversi da quelli utilizzati negli allevamenti intensivi italiani (Niccoli, 1924; Medici, 1968; Bonciarelli, 1983; Falaschini, 1996; aa.vv., 1997; CRPA, 2001).

La possibilità di effettuare una stima sufficientemente accurata della produzione di letame, può rivestire un interesse per gli allevatori, ma può costituire anche un utile supporto per la valutazione dell'impatto ambientale e per quanti sono impegnati nella regolamentazione e nel controllo dell'applicazione delle leggi vigenti. Per questo motivo è stata studiata un'equazione di previsione della produzione di letame, basata sui dati rilevati durante la prova sperimentale precedentemente citata e verificata sui dati raccolti "in campo" negli allevamenti commerciali, che permette di stimare la quantità di letame prodotto giornalmente attraverso la conoscenza o la misurazione di tre variabili (consumo di alimento giornaliero, IMG, quantità di lettiera utilizzata giornalmente), come di seguito illustrato (1).

$$Q_{let} = 1,2826 (AG - 0,30 IMG + 0,90 MLG) \quad (1)$$

dove: Q_{let} = quantità giornaliera di letame (kg); AG = quantità di alimento ingerita giornalmente (kg di ss); IMG = incremento medio giornaliero (kg); MLG = materiale di lettiera distribuito giornalmente (kg).

Alla formula è necessario applicare un coefficiente di correzione che tenga conto della razza allevata. Tale coefficiente è stato determinato empiricamente in modo che la stima della produzione di letame possa essere, per ragioni di cautela, leggermente sovradimensionata rispetto all'effettiva produzione. I coefficienti proposti sono quelli riportati in tabella 2. L'applicazione di tali coefficienti ha portato l'errore medio della produzione stimata di letame al 5,2% ($\pm 16,5$).

In conclusione, quindi, è essenzialmente la scelta della razza allevata a condizionare la produzione quantitativa di letame da cui, però, in fase di stoccaggio deriva ancora del liquame (colaticcio o percolato), la cui produzione è stata anche indagata dallo studio citato.

Tabella 2 - Coefficienti di correzione da applicare all'equazione di stima della produzione giornaliera di letame in funzione del tipo genetico allevato

razza	coefficiente	razza	coefficiente
BA	1,05	M (BA-L)	1,30
CH	1,20	M (BA-P)	1,00
F	1,30	M (CH-L)	1,30
I	1,40	M (L-I)	1,00
L	1,25	M (BA-P-BB)	1,00
P	1,05		

BA = Blonde d' Aquitaine; BB = Bianco Blu Belga; CH = Charolaise; F = Frisona; I = incroci polacchi; L = Limousine; P = Piemontese; M = gruppi misti.

La produzione di colaticcio si è dimostrata estremamente limitata in tutte le aziende esaminate indipendentemente dalla stagione in cui è stato effettuato il rilevamento. Occorre infatti ricordare che la capacità di assorbimento del cumulo esercita una forte azione di trattenuta delle acque meteoriche e la temperatura del letame, conseguente ai processi fermentativi che vi si svolgono, ne facilita la successiva evaporazione, almeno dagli strati più superficiali della massa, coadiuvata dall'insolazione e dalla ventosità del sito di stoccaggio.

In linea generale, la quantità di percolato dovrebbe essere direttamente proporzionale alla quantità di acqua raccolta dalla platea ed alla superficie non occupata dall'effluente ed inversamente proporzionale alla dimensione del cumulo di letame, ma su questi aspetti possono incidere la tipologia costruttiva delle strutture di stoccaggio (posizionamento delle griglie di drenaggio, presenza di muretti di contenimento, pendenze della platea, ecc.) ed il loro stato di manutenzione (impermeabilizzazione della platea, intasamento delle griglie di drenaggio, integrità delle fosse di stoccaggio, ecc.).

Dallo studio effettuato, la quantità di percolato prodotta è risultata direttamente condizionata dalla quantità di pioggia intercettata dalla platea di stoccaggio e dal volume del cumulo di letame presente. Anche in questo caso si è tentato di modellizzare la produzione di colaticcio sulla base dei dati disponibili. Pur riconoscendo che la validità dell'equazione di stima è, in questo caso, condizionata dalla più bassa numerosità dei rilievi che si sono potuti effettuare, la produzione di colaticcio sembra, comunque, poter essere espressa dall'equazione (2) di seguito riportata ($R^2 = 0,931$; $P \leq 0,001$):

$$Q_{per} = 46596,6 \times (PI / VL)^{1,5281} \quad (2)$$

dove: Q_{per} = quantità di percolato prodotta (l); PI = pioggia intercettata dalla platea (m^3); VL = volume del cumulo di letame (m^3).

La possibilità di ridurre la quantità di colaticcio può quindi derivare da una corretta progettazione e da un adeguato dimensionamento delle platee di stoccaggio in modo che, insieme alla necessità di garantire la possibilità di stoccare il letame per il periodo minimo richiesto (in funzione della più razionale utilizzazione agronomica secondo le operazioni colturali da effettuare e del periodo di sospensione dello spandimento), si possa anche ottenere un adeguato effetto di trattenuta delle acque meteoriche. Ciò consentirebbe di avere una produzione inferiore di colaticcio (a tutti gli effetti considerato come un liquame) che risulterebbe, inoltre, meno diluita e quindi più facilmente ed economicamente gestibile.

Sulla base dei dati disponibili, è possibile orientativamente dire che, quando il rapporto tra il volume della pioggia intercettata dalla platea e quello del cumulo di letame è inferiore al 10%, si può manifestare una buona capacità di trattenuta e le caratteristiche chimiche del liquido di risulta dovrebbero essere tendenzialmente più omogenee, facilitandone il successivo eventuale impiego agronomico. Per rispettare questo rapporto, però, si dovrebbero preparare dei cumuli di letame che, sulla base della piovosità massima del periodo di stoccaggio, potrebbero anche superare i "fatidici" 2 m di altezza massima consigliata da alcune norme legislative (ad esempio il D.M. 19/04/1999). E' nostra opinione, comunque, che con gli attuali mezzi tecnici a disposizione della maggior parte delle aziende agro-zootecniche, predisporre dei cumuli anche di 3 m di altezza, misura che consentirebbe di rispettare il rapporto ideale tra il volume della pioggia intercettata dalla platea e quello del cumulo di letame anche nei periodi più piovosi, non dovrebbe compromettere la buona maturazione del letame e le eventuali necessità di rivoltamento (sempre meno frequenti nell'attuale pratica agricola).

Il colaticcio prodotto potrebbe essere, poi, utilmente impiegato per bagnare od umidificare il cumulo di letame nei periodi più caldi, riducendone la quantità da smaltire e recuperando parte dei nutrienti. A questo proposito occorre ricordare che gli allevatori che hanno adottato

platee di stoccaggio coperte, lamentano spesso un'eccessiva "asciugatura" del cumulo, soprattutto nei periodi estivi, fatto che tendenzialmente potrebbe anche portare ad un deprezzamento del prodotto, se commercializzato.

Paradossalmente, quindi, la costruzione di platee di stoccaggio in grado di garantire periodi di accumulo del letame anche superiori ai 120 giorni previsti dall'attuale normativa, potrebbe portare ad un aumento dell'impatto ambientale degli allevamenti, derivante dalla maggior quantità ed alla minore e variabile "qualità" del colaticcio prodotto.

Liquame

L'allevamento su pavimento totalmente o parzialmente fessurato o grigliato porta, invece, alla produzione di liquame la cui quantità, oltre che da alcuni degli elementi precedentemente discussi, quali la razza allevata, le performance produttive, il tipo e le caratteristiche degli alimenti, nonché la loro modalità di somministrazione (razionata o a volontà), può dipendere da altri fattori quali l'afflusso di acqua piovana intercettata dalle strutture di stabulazione e dalle vasche di raccolta (se scoperte) e l'eventuale apporto di altre acque che possono confluire nelle vasche di stoccaggio (acque di lavaggio, perdite e sprechi d'acqua, ecc.). Questi apporti, oltre che dipendere dalla piovosità media della zona, dipendono dalle specifiche situazioni aziendali e devono ovviamente essere singolarmente valutati e ridotti al minimo.

In particolare si vuole qui sottolineare l'importanza da porsi nella scelta del sistema di abbeverata, assicurandosi che sia adeguato alle necessità delle diverse categorie di animali allevate, che ne riduca gli sprechi e che non presenti perdite sistematiche od accidentali. In questi casi, infatti, l'acqua persa andrebbe a finire direttamente nella fossa di raccolta e non verrebbe trattenuta, ed in parte evaporata, dal materiale di lettiera, come invece avverrebbe nelle tipologie di allevamento, precedentemente discusse, che producono letame.

Gli sprechi idrici possono essere anche elevati e possono essere condizionati da atteggiamenti di gioco, di competizione fra gli animali, dal livello di benessere generale e dalle condizioni micro e macro-climatiche di allevamento (tendenzialmente aumentano nei periodi estivi). Come riportato da Barbari (2001), per limitare gli sprechi occorre scegliere in maniera più opportuna il tipo di abbeveratoio, la sua collocazione (posizione nel box ed altezza da terra) ed il numero di punti di abbeverata per numero di capi presenti. Normalmente si consigliano abbeveratoi individuali a tazzetta con riserva d'acqua, collocati in una posizione agevolmente raggiungibile nei pressi della mangiatoia per evitare di bagnare la lettiera, ad un'altezza che, secondo la taglia dell'animale, può oscillare tra i 55 ed i 65 cm da terra ed in numero di almeno un abbeveratoio ogni 10-15 capi. In aggiunta a ciò è bene rapportare il flusso dell'abbeveratoio alla capacità di deglutizione dell'animale, fattore che dipende principalmente dalla sua età.

Occorre, inoltre, effettuare dei periodici controlli per verificare l'integrità e la funzionalità degli impianti di distribuzione ed erogazione dell'acqua di abbeverata, la cui frequenza sarà ovviamente legata all'età od allo stato di usura degli impianti stessi. Ciò consentirebbe di intervenire tempestivamente in caso di malfunzionamenti o di rotture accidentali.

In ultimo, occorre sottolineare il fatto che la riduzione degli sprechi d'acqua aumenta la sostanza secca del refluo e quindi ne migliora la qualità, facilitandone al contempo la gestione.

CONTROLLO DELL'IMPATTO AMBIENTALE ATTRAVERSO INTERVENTI VOLTI AL MIGLIORAMENTO QUALITATIVO DEGLI EFFLUENTI PRODOTTI

Le caratteristiche qualitative dei reflui e l'attività metabolica degli animali incidono sui principali tipi di impatto ambientale, tanto a carico del suolo e delle acque (N e P principalmente) quanto a livello atmosferico (NH₃, N₂O e CH₄ principalmente). I rilasci, le emissio-

ni, i dilavamenti e le volatilizzazioni di questi composti dipendono dall'alimentazione, dalla quantità e dalla natura dei nutrienti contenuti negli effluenti zootecnici e dalle caratteristiche chimico-fisiche di questi ultimi. Come si sa, infatti, l' NH_3 è prodotta dall'idrolisi microbica dell'urea presente nelle deiezioni e la sua produzione è fortemente condizionata dal pH del mezzo, mentre l' N_2O si produce dai processi di nitrificazione e denitrificazione batterica. Pertanto, quanto più basso sarà il livello di N delle deiezioni, tanto minore sarà la produzione di questi gas. Come precedentemente detto, anche i processi metabolici degli animali possono concorrere al rilascio di certi composti. In un allevamento di bovini da carne a ciclo chiuso, i cinque principali elementi implicati negli scambi con l'esterno (C, H, O, N, e P) sono introdotti nel sistema "mandria" per mezzo degli alimenti (C, H, O, N e P), dell'acqua di abbeverata (H e O con possibili tracce di N e P) e della respirazione (O), mentre ritornano nell'ambiente extra-aziendale per mezzo del latte eventualmente non utilizzato per l'allattamento dei vitelli (C, H, O, N e P), del metano prodotto principalmente dalle fermentazioni ruminanti, ma anche dai batteri intestinali (C e H), dalla respirazione (C e O), dall'acqua metabolica (H e O), dalla produzione di feci e urine (C, H, O, N e P).

In considerazione di quanto detto, le caratteristiche qualitative degli effluenti possono essere condizionate dalla combinazione delle seguenti tre linee d'azione: interventi di carattere gestionale, di miglioramento genetico ed alimentare.

Interventi di carattere gestionale

Dato un certo livello di informazioni, l'imprenditore zootecnico dovrebbe sempre operare in modo da conciliare l'efficienza economica (massimizzazione del reddito netto) con quella tecnica (ottimizzazione del processo produttivo sulla base delle tecniche produttive adottabili e delle necessità fisiologiche dell'animale). Dato che quasi mai queste due efficienze coincidono, l'imprenditore si trova normalmente a scegliere il processo o la tecnica produttiva che non sempre è quella ottimale in assoluto ma quella che, secondo le sue valutazioni, gli consente di massimizzare i ricavi nel rispetto di altri obiettivi, valutati soggettivamente e di natura extra-economica. Questo approccio è sicuramente condizionato anche dal contesto politico ed economico generale, ma è fuori di dubbio che spesso l'imprenditore, avendo una conoscenza imperfetta dell'ambiente in cui opera, può essere portato a sottovalutare determinate scelte imprenditoriali che possono conciliare determinati obiettivi, come il rispetto ambientale, con il profitto. In altre parole, la scelta di una particolare tecnica di produzione, pur comportando costi maggiori, potrebbe determinare migliori indici produttivi, consentire l'accesso a contributi pubblici o permettere minori esborsi per gli altri processi produttivi svolti in azienda (ad esempio per le produzioni vegetali), che possono così ridurre o annullare le maggiori spese richieste. È noto, ad esempio, come nelle aziende zootecniche od in quelle che utilizzano reflui di origine animale, gli agronomi tendano attualmente a suggerire la progressiva sostituzione della fertilizzazione minerale con quella organica, con un'evidente riduzione dei costi di produzione aziendali (Grignani e Zavattaro, 2000; Bassanino *et al.*, 2006; Bassanino *et al.*, 2007).

Esiste, inoltre, un dovere civico ed una responsabilità morale di ogni produttore, in qualche modo codificata anche dalla normativa europea (Direttiva 2004/35/CE, parzialmente recepita a livello nazionale dal D.Lgs. 152/2006), che istituisce la responsabilità ambientale, in materia di prevenzione, di chi potenzialmente può causare un danno ambientale. Tale normativa prevede che l'operatore che con la sua attività costituisce anche solo un rischio per l'ambiente, sostenga il costo delle misure di prevenzione necessarie.

Tale premessa ci consente di dire che le scelte gestionali devono essere opportunamente valutate dall'allevatore alla luce di tutti i risvolti, non solo economici, che queste possono avere, anche in funzione dell'evoluzione socio-politica in atto nel nostro continente. In ogni

caso, i possibili interventi di carattere gestionale applicabili agli allevamenti di bovini da carne sono riportati in tabella 3.

Tra questi, la scelta relativa alla *tipologia dei capi allevati* riguarda il sesso, l'età, la precocità, le specificità razziali, ecc., e può influire significativamente sulle caratteristiche dei reflui che si producono. A titolo esemplificativo si può citare l'effetto che il sesso, e quindi le condizioni fisiologiche, possono giocare sull'assunzione di alimento, sulle performance produttive e sull'efficienza di utilizzazione dei diversi principi nutrizionali. E' risaputo, infatti, che le differenze indotte dagli ormoni sessuali modificano il comportamento alimentare e l'utilizzazione degli alimenti (capacità di ingestione, voracità, ripartizione metabolica dei nutrienti) anche per la diversa attitudine del capo a produrre carne magra che, a parità di età, è tendenzialmente maggiore nel maschio rispetto alla femmina od al manzo.

Tabella 3 - Principali interventi di carattere gestionale influenti sull'impatto ambientale degli allevamenti di bovini da carne

• tipologia dei capi allevati e loro ripartizione in gruppi omogenei
• tecnica di alimentazione
• soluzioni costruttive / scelta delle attrezzature
• sistema di allevamento
• tipo e quantità di lettimi
• densità degli animali
• frequenza dell'asporto delle deiezioni / tecnica di asporto
• utilizzo di acqua di lavaggio / quantità utilizzata
• manipolazione e gestione delle scorte alimentari

A questo proposito, uno studio condotto sull'effetto della castrazione e della diversa età della neutralizzazione sessuale in bovini maschi di razza Piemontese, ha evidenziato il diverso ruolo giocato dagli ormoni di tipo androgeno, in particolare il testosterone, sulle performance produttive dei capi considerati. Nella prova, la castrazione ha ovviamente modificato le performance in vita (IMG, ICA, conformazione, misure somatiche; Biagini e Lazzaroni, 2007b) ed alla macellazione (resa alla macellazione, conformazione e stato di ingrassamento delle carcasse, proporzione tra i diversi tessuti, peso dei diversi tagli di carne, ecc.; Biagini e Lazzaroni, 2007a; Lazzaroni e Biagini, 2007; Lazzaroni e Biagini, 2008) sia dei maschi interi rispetto ai manzi, sia dei manzi castrati in età pre-pubere (5° mese di età) rispetto a quelli castrati dopo la pubertà (12° mese di età).

Tali differenze si ripercuotono inevitabilmente sull'efficienza di utilizzazione degli alimenti e sulle caratteristiche dei reflui che si possono ottenere. Infatti, i maschi interi evidenziano una più alta efficienza nella produzione di carne magra e di carcasse con minori depositi adiposi e quindi hanno una maggiore ritenzione dell'N alimentare. È altresì noto che la castrazione altera il meccanismo di *turnover* delle proteine (Morgan *et al.*, 1993).

La verifica della ritenzione e dell'escrezione di N, effettuata nella prova di allevamento precedentemente citata, nonché della sua relativa efficienza di utilizzazione ha evidenziato, a parità di caratteristiche e di apporto azotato degli alimenti somministrati (mediamente pari a 163 g/d), come il gruppo dei maschi interi abbia avuto una maggiore ritenzione media giornaliera di N alimentare rispetto al gruppo dei castrati in età pre-pubere e di quelli in età post-pubere (49 vs. 40 e 41 g/d rispettivamente; $P < 0,01$) e come la sola castrazione post-pubere abbia determinato una maggiore escrezione azotata media giornaliera rispetto agli animali non castrati (123 vs. 115 g/d rispettivamente; $P < 0,05$). Conseguentemente, l'efficienza di utilizzazione dell'N è risultata maggiore nei maschi interi rispetto ai castrati precoci e tardivi (30 vs. 25 e

25%, rispettivamente; Biagini e Lazzaroni, 2006; dati parzialmente non pubblicati).

L'effetto combinato del genere e dell'età degli animali può avere delle ulteriori importanti ripercussioni di tipo ambientale. Una serie di prove di ingrasso su vacche a fine carriera di razza Piemontese, condotte seguendo i piani alimentari comunemente utilizzati negli allevamenti dell'areale di diffusione della razza, hanno fatto registrare un'elevata somministrazione di N alimentare (190 g/d) ed una ritenzione media giornaliera (8 g/d) decisamente bassa se paragonata ai dati precedentemente presentati per manzi e vitelloni Piemontesi. L'efficienza di utilizzazione dell'N è risultata pertanto molto scarsa, attestandosi mediamente intorno al 4% ed oscillando, comunque, tra un minimo dell'1 ed un massimo del 9% (Zoccarato, comunicazione personale).

Un'altra considerazione legata alla tipologia degli animali allevati, riguarda gli aspetti razziali che influenzano le caratteristiche morfologiche, la proporzione tra i diversi tessuti corporei, la rusticità, ecc. A questo proposito vogliamo ricordare che le razze ipertrofiche hanno manifestato risposte differenti rispetto a specifici elementi nutritivi. Fiems *et al.* (2005), ad esempio, hanno trovato che la concentrazione di P in esemplari ipertrofici appartenenti alla razza Bianca Blu Belga, è tendenzialmente più bassa che in animali non ipertrofici ed hanno avanzato l'ipotesi che questo fatto potesse avere delle ricadute anche sugli effettivi fabbisogni di P di questi animali. Con minori fabbisogni sarebbe possibile ridurre il P alimentare e quindi, proporzionalmente, anche le escrezioni fosforiche. Gli autori, hanno supposto che la più bassa concentrazione fosforica potesse essere legata alla diversa proporzione tra carne magra, grasso e tessuto osseo che caratterizza gli individui ipertrofici e conseguentemente tale rilievo dovrebbe valere anche per le altre razze che manifestano ipertrofia muscolare.

Sulla base di questi riscontri è dunque consigliabile che l'allevatore organizzi il suo allevamento suddividendo gli animali allevati per categorie omogenee (per tipo genetico, sesso, età, stato fisiologico, ecc.) in modo che possa essere effettuata un'alimentazione mirata e rispondente alle diverse necessità dei capi allevati. In questo caso entra in gioco, quindi, anche la *tecnica di alimentazione* adottata (split-sex feeding, phase feeding, multi-phase feeding).

Sempre per quanto riguarda la tecnica di alimentazione, in funzione della diversa curva di utilizzazione delle diverse fonti alimentari (figura 1), il numero di distribuzioni giornaliere di alimento potrebbe anche influire sulla concentrazione di ammoniaca a livello ruminale (Hristov e Jouany, 2005) e sulla simultanea disponibilità dei diversi principi nutritivi nel tratto digerente, soprattutto se si utilizzano delle componenti a diversa velocità di degradazione. A questo proposito si pensi anche solo all'effetto che i trattamenti tecnologici (trattamenti termici o meccanici) possono esercitare sulla digeribilità degli alimenti.

I *sistemi di stabulazione, di raccolta e rimozione delle deiezioni* dalla stalla possono influire direttamente od indirettamente sulle caratteristiche dei reflui prodotti e sui rilasci atmosferici. Innanzi tutto ricordiamo come il sistema di stabulazione influisca sul benessere del bovino e quindi sull'efficienza di trasformazione della "macchina animale". I bovini stabulati in condizioni ottimali determinano meno sprechi di acqua e mangime ed esprimono le migliori performance rispetto ad animali che sono stabulati in condizioni non idonee. Pertanto bisognerebbe prendere in considerazione la concentrazione degli animali, l'ampiezza dei gruppi, la geometria della zona di stabulazione, la lunghezza del fronte di mangiatoia rispetto al numero dei capi allevati, il microclima di allevamento, eventualmente l'accesso ai paddock esterni o il tempo che gli animali trascorrono al pascolo, i sistemi di controllo e condizionamento dell'ambiente di allevamento, il tipo e la quantità del materiale di lettiera, la frequenza e l'intensità delle malattie, ecc., cercando di intervenire di volta in volta sull'aspetto o sugli aspetti che rappresentano i punti critici principali per il mantenimento di uno stato di benessere soddisfacente. Ricordiamo, ad esempio, come la minor incidenza delle malattie possa influire sulla produzione quanti-qualitativa dei reflui, in quanto gli stati febbrili e l'impiego di medicinali condizionano i consumi idrici e quindi l'escrezione urinaria dei soggetti ammalati.

È inoltre nei locali di stabulazione che si verifica un importante rilascio di sostanze gassose potenzialmente dannose per gli animali e l'ambiente. Tutti gli accorgimenti volti a ridurre questi rilasci sono ovviamente consigliati, anche perché l'offensività degli odori è in qualche modo legata alla produzione di certi gas come, ad esempio, l' NH_3 . Occorre premettere che le cessioni gassose in genere, e ammoniacali in particolare, ed in parte anche le emissioni odorose, sono direttamente proporzionali alla superficie di contatto con l'aria, alla velocità di quest'ultima sulla superficie libera dell'effluente, alla temperatura ambientale, al pH del mezzo e delle deiezioni, al contenuto di sostanza secca dei reflui, al rapporto C/N degli effluenti e al tempo di permanenza dell'effluente nelle strutture di stoccaggio. Per quanto riguarda il primo aspetto, ricordiamo ancora l'effetto che il benessere animale ha sull'assunzione di comportamenti che determinano un aumento della confusione e quindi delle superfici sporche ed emettenti o che la dimensione della platea su cui vengono rilasciate le deiezioni od i pavimenti totalmente fessurati o grigliati con eventuale fossa di stoccaggio sottostante possono esercitare sul rilascio, principalmente di ammoniaca, negli ambienti di stabulazione. Anche se quest'ultima tipologia di allevamento non è più realizzabile, è possibile che vecchie strutture di stabulazione siano ad essa riconducibili. In questo caso bisognerebbe intervenire stoccando i reflui in strutture esterne ed aumentando il rapporto tra pavimento pieno e pavimento fessurato o grigliato¹ ed evitando comunque il passaggio di aria tra fossa e pavimento.

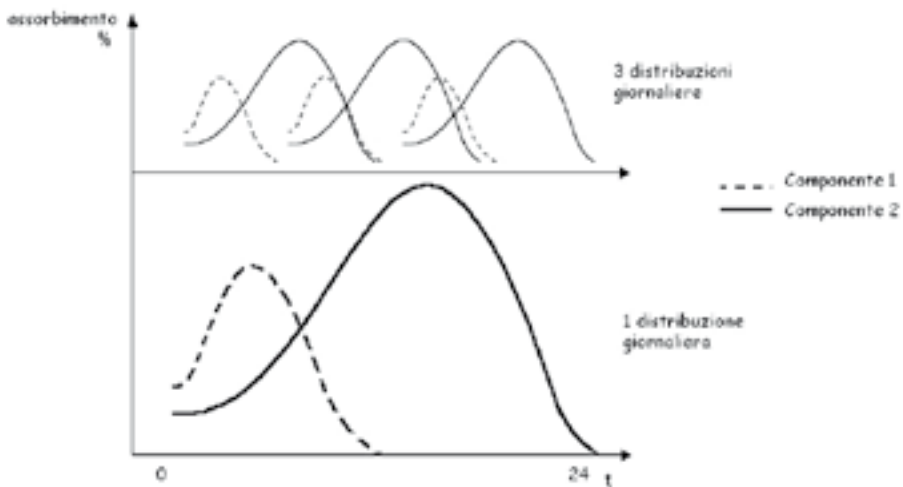


Figura 1 - Numero di distribuzioni giornaliere di alimento e relative disponibilità temporali delle diverse fonti alimentari per l'assorbimento

Il sistema di aerazione deve essere pertanto verificato ed eventualmente modificato in conseguenza del raggiungimento di questo specifico obiettivo ed in relazione al fatto che con esso è possibile limitare l'eccessivo innalzamento della temperatura che, come detto, favorisce la produzione di NH_3 . Inoltre alcune aperture negli edifici funzionano come bocche di entrata dell'aria, il cui disegno o localizzazione possono condizionarne la velocità sulle superfici di rilascio e quindi le perdite ammoniacali.

Il pH del mezzo, invece, influisce sul rapporto ioni ammonio/ammoniaca, come illustrato

¹ Anche la scelta tra pavimento fessurato e grigliato può influire sui rilasci ammoniacali in quanto, nel secondo caso, il maggior rapporto vuoto/pieno assicura un più rapido allontanamento delle feci e quindi un maggior grado di pulizia.

in figura 2. Questo rapporto può essere controllato nei sistemi che prevedono l'uso di lettiera, ricorrendo a materiali che tendono ad abbassare il pH come la paglia, i trucioli di legno o la segatura pre-trattati (Andersson, 1995; Jeppsson *et al.*, 1997). Negli altri sistemi di stabulazione sono stati proposti interventi che prevedono l'aggiunta di additivi che riducono chimicamente (ad esempio il cloruro di calcio), fisicamente (ad esempio le zeoliti) o biologicamente (miscele di batteri ed enzimi) la produzione di ammoniaca o di odori sgradevoli.

Il rapporto C/N degli effluenti è sicuramente condizionato dall'*impiego quantitativo dei materiali di lettiera* che aumentando tale rapporto riducono la liberazione di NH_3 (Jeppsson *et al.*, 1997). Nel caso dell'utilizzo della paglia come materiale di lettiera, sembra che in determinate condizioni il livello di emissioni di NH_3 si possa innalzare, quando il quantitativo utilizzato scende al di sotto dei 2,5-3 kg/capo/d (Navarotto *et al.*, 2001).

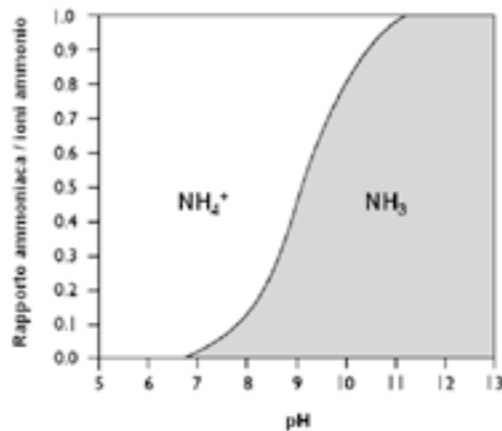


Figura 2 - Dipendenza del rapporto ioni ammonio/ammoniaca in funzione del pH

Il tempo di permanenza dell'effluente nelle strutture di stabulazione dipende anche dai sistemi di drenaggio delle urine (che hanno il maggior contenuto di N) e dalle caratteristiche delle canalette di allontanamento del percolato. L'utilizzo di materiali di lettiera con funzione assorbente ed il loro frequente rinnovo possono ridurre la produzione di NH_3 , ma anche il pavimento inclinato e la presenza di canalette di allontanamento con pendenza adeguata e sufficientemente profonde può ridurre il rilascio di questo gas. Inoltre, sarebbe possibile utilizzare grate di copertura delle cunette e delle strutture di allontanamento dei reflui, purché dotate di buone proprietà drenanti.

Anche i sistemi di allontanamento dei reflui, di manipolazione e di omogeneizzazione possono determinare aumenti nei rilasci gassosi in genere (ammoniaca, idrogeno solforato, ecc.). In questo caso le soluzioni che prevedono la rimozione dei liquami più volte al giorno dall'area di stabulazione per mezzo di raschiatori a canaletta centrale od il ricircolo dei liquami (flushing) sono evidentemente consigliate (CRPA, 2001).

Per i bovini, però, le emissioni più consistenti di ammoniaca si hanno durante lo stoccaggio e lo spandimento, per i letami piuttosto che per i liquami (+10%; Svensson, 1991). Nel caso dei liquami, comunque, può essere utile prevedere strutture di contenimento coperte ed effettuare lo spandimento con sistemi che prevedano l'interramento, anche solo superficiale ma completo, del refluo (contemporaneamente o subito dopo la distribuzione). È altresì possibile ricorrere a sistemi di spandimento superficiale che limitino al massimo la polverizza-

zione del liquido. Sono quindi da preferire quelle tecniche che riducono la volatilizzazione ed il tempo di contatto tra liquame e atmosfera (Sartori e Rota, 2006).

Per quanto riguarda il *sistema di allevamento*, la scelta tra un sistema di tipo intensivo, semi-estensivo od estensivo è dettata spesso dalla tipologia fondiaria dell'azienda e dal contesto territoriale ed ambientale in cui si svolge l'attività zootecnica. Pare giusto sottolineare, però, che nei sistemi di allevamento che fanno ricorso anche al pascolo il tempo di permanenza degli animali sui prati può influire sui rilasci gassosi. È stato, infatti, rilevato che le perdite di NH₃ degli animali al pascolo, imputabili principalmente all'N urinario, possono variare grandemente, potendo oscillare dal 3 al 52% dell'azoto totale. Invece, le perdite di NH₃ dalle feci sono normalmente basse, forse a causa del rapido prosciugamento delle stesse per l'esposizione all'aria (FAO, 2006).

Grande importanza per la riduzione dei rilasci di anidride carbonica hanno gli interventi di riduzione del sovraccarico animale sul pascolo, che rappresenta un'importante quota dell'utilizzo antropico dei terreni. Interventi tesi a migliorare la gestione dei pascoli (dimensionamento del carico animale, utilizzo di specie o *cultivar* idonee, parziale copertura arborea, idonea fertilizzazione, turnazione, ecc.) possono condurre ad un significativo arricchimento di carbonio organico del terreno con conseguente riduzione della volatilizzazione di CO₂ per degradazione della sostanza organica del suolo.

Per quanto riguarda, invece, le emissioni degli altri gas (CH₄ e l'N₂O) imputate ai bovini da carne, le produzioni nei paesi dell'Europa occidentale sono senz'altro consistenti, come desumibile dalla tabella 4 (Ladetto, 2008).

Tabella 4 - Emissione annua di alcuni gas serra dall'allevamento di bovini da carne in Europa occidentale (milioni di tonnellate, 2004)

	CH ₄ <i>da fermentazioni digestive</i>	CH ₄ <i>da altre fermentazioni</i>	N ₂ O <i>da deiezioni</i>
Bovini da carne	2,31	1,29	0,14

Per il primo gas, considerando gli specifici sistemi di allevamento dei ruminanti, è stato stimato che poco meno del 64% di quello prodotto derivi dai sistemi di allevamento semi-estensivi, il 35% dai sistemi estensivi e poco più dell'1% dai sistemi intensivi (FAO, 2006; Ladetto, 2008).

In ultimo riteniamo ancora utile accennare al fatto che già durante le fasi che vanno dall'arrivo in azienda degli alimenti all'assunzione degli stessi da parte dell'animale si possono avere delle *perdite di nutrienti* dovute alle operazioni di carico e scarico, allo scarto delle materie prime eventualmente deteriorate, al metodo di somministrazione della razione ed agli sprechi degli animali durante le fasi di alimentazione (figura 3).

Anche se le quantità perse possono essere minime (il *range* di oscillazione, anche per altre specie, viene indicato normalmente tra l'1-2 ed il 5-20% del totale consegnato; Van Heugten e Van Kempen, 1999; Campani, 2001) spesso questi materiali, che conservano intatta la loro concentrazione di elementi nutrizionali, finiscono nelle strutture di stoccaggio dei reflui e ne incrementano il contenuto di N e P.



Figura 3 - Stima delle possibili perdite di alimenti in allevamento: dall'arrivo al consumo

È ovvio che il loro carico inquinante e conseguentemente l'impatto ambientale è superiore rispetto a quello delle deiezioni cui vanno a mescolarsi, in quanto non hanno subito alcun processo di digestione e di assorbimento dei principi nutritivi. Così, ad esempio, per i cereali la cui dSO può oscillare tra il 75 ed il 90%, i nutrienti possono trovarsi in concentrazioni da 5 a 10 volte superiori rispetto a quelle che si avrebbero dopo i fenomeni digestivi.

Interventi di miglioramento genetico

Attualmente, gli obiettivi del miglioramento genetico nel settore del bovino da carne non sono generalmente indirizzati alla riduzione dell'impatto ambientale, ma come si è già avuto modo di sottolineare a proposito della produzione quantitativa dei reflui, il miglioramento genetico ponendosi l'obiettivo di migliorare l'efficienza della macchina animale, intesa fondamentalmente come rapporto fra unità di prodotto ingerito (alimenti) per unità di prodotto fornito (carne) nell'unità di tempo, indirettamente influisce anche sull'escrezione dei principali inquinanti (N e P). Infatti, quante più quote di prodotto si ottengono da un singolo animale allevato, tanto maggiore è l'efficienza di trasformazione, in quanto la quota di mantenimento si ripartisce su una maggiore quantità di prodotto e quindi percentualmente incide meno.

All'interno di una popolazione esiste comunque una variabilità che può essere sfruttata per migliorare gli aspetti legati alla riduzione delle potenzialità inquinanti di un certo gruppo di animali. Ad esempio è stato riconosciuto che esiste una variabilità individuale nella produzione di metano che può essere ascritta alle caratteristiche intrinseche dell'animale (Pinares-Patiño *et al.*, 2004) o alla popolazione microbica ruminale che potrebbe essere in qualche modo ereditabile (Nkrumah *et al.*, 2006). La selezione genetica potrebbe quindi giocare un ruolo anche in questo senso.

Non è però solo il miglioramento genetico degli animali allevati, ma anche quello delle specie vegetali coltivate per l'alimentazione animale a influire sul livello delle escrezioni a livello di allevamento. Si pensi ad esempio ai progressi che le diverse varietà hanno avuto in questi ultimi anni, per quanto riguarda la selezione di *cultivar* a ridotto contenuto di fattori antinutrizionali, a basso contenuto di fitati (essenzialmente soia e mais), a più elevata digeribilità, ecc. L'allevatore deve pertanto seguire l'evoluzione varietale ed orientarsi verso quelle *cultivar* che gli possono garantire la massima efficienza di utilizzazione degli alimenti.

Sicuramente, il sogno dei nutrizionisti di incrementare l'efficienza di utilizzazione dei nutrienti ed il tasso di crescita degli animali attraverso la modulazione della dieta potrà trovare,

in un prossimo futuro, una pratica anche se non rapida applicazione grazie agli sviluppi ed ai risultati che si stanno ottenendo nel campo della genomica, della proteomica, della nutrigenomica e della metabolomica.

Interventi sulla dieta

Gli interventi sulla dieta degli animali rappresentano forse la via di più facile ed economica applicazione per l'agricoltore, al fine di ridurre in tempi brevi il potenziale impatto ambientale del proprio allevamento. In questo caso le fasi logiche di intervento sono rappresentate da: a) effettuazione di un bilancio dei principi nutritivi in ingresso ed in uscita dal sistema preso come riferimento (animale, allevamento, azienda); b) valutazione e selezione dei fattori che condizionano tale bilancio attraverso una stima del loro peso relativo; c) scelta delle strategie di intervento per migliorare l'efficienza di utilizzazione dei nutrienti. È ovviamente consigliabile ottimizzare tutti gli interventi di utilizzazione degli elementi nutritivi in tutte le fasi del ciclo produttivo, pena la riduzione di efficacia delle misure adottate. Di seguito verranno separatamente considerati gli interventi attuabili per ridurre rispettivamente le escrezioni di N e P e la produzione di gas.

Riduzione del contenuto di N nei reflui

Tra i nutrienti utilizzati nell'alimentazione animale e riciclati attraverso i processi agronomici, l'azoto è un elemento chiave sia per quanto riguarda il suo ruolo fondamentale nei sistemi produttivi (animali e vegetali) sia per quanto riguarda l'impatto ambientale conseguente all'uso eccessivo di fertilizzanti minerali od organici (essenzialmente reflui zootecnici).

Nel ciclo aziendale di utilizzazione dell'N (fertilizzazione minerale ed organica, deposito ed azotofissazione → produzioni vegetali → alimentazione e nutrizione animale → produzione di deiezioni → fertilizzazione) l'anello costituito dall'alimentazione e dalla nutrizione animale rappresenta il passaggio meno efficiente, in quanto la quantità di azoto trattenuta per l'accrescimento è molto bassa e nei bovini da carne a fine ingrasso può comunque variare sensibilmente in funzione del peso dell'animale, della resa alla macellazione, della conformazione e del rapporto grasso/muscolo della carcassa. Secondo quanto adottato dal Rapporto Conclusivo dell'XI Directorate Generale della Commissione Europea sulla quantificazione delle escrezioni azotate (ERM/AB-DLO, 1999), l'azoto fissato dai bovini da carne si colloca al 2,5 ed al 2,7% dell'incremento corporeo, rispettivamente nelle femmine e nei maschi in accrescimento. Tale percentuale può essere considerata leggermente più alta nei giovani vitelli e quindi, nei cicli di allevamento in cui si effettua una macellazione precoce come quelli che portano alla produzione del cosiddetto "vitello a carne bianca", sarebbe possibile considerare una concentrazione di N del 3% per unità di incremento di peso corporeo (Xiccato *et al.*, 2005).

L'obiettivo da raggiungere è sostanzialmente quello di fornire il giusto apporto di nutrienti e nella forma migliore, in funzione delle reali necessità alimentari. Per far questo, è essenziale conoscere gli specifici fabbisogni proteici o, ancor meglio, gli specifici fabbisogni aminoacidici. Negli ultimi anni si sono fatti notevoli progressi in questo senso, pur con le difficoltà legate alle specificità dei ruminanti (utilizzo di N inorganico nelle sintesi proteiche microbiche, utilizzo di una quota importante di proteine alimentari a livello ruminale ed aggiunta di proteine microbiche a quelle di origine alimentare a livello intestinale). In pratica è essenziale riuscire a mantenere un giusto equilibrio nella composizione microbica ruminale attraverso un opportuno apporto di energia e di principi nutritivi indispensabili. L'alimentazione può influire direttamente sull'ambiente ruminale e quindi condizionare il rapporto tra protozoi e batteri. In particolare esiste un'azione predatoria dei protozoi sui batteri ruminali e quindi i primi possono influire sulla composizione qualitativa dei secondi e, conseguentemente, sul valore biologico delle proteine batteriche.

In considerazione di quanto appena detto e del fatto che l'azoto ammoniacale rappresenta la principale fonte di approvvigionamento di N per le sintesi proteiche dei batteri ruminanti, in particolare per quelli cellulolitici, occorre far sì che a livello dei prestomaci sia sempre garantito un adeguato livello di ammoniaca ed un proporzionale apporto energetico per le sintesi microbiche. Occorre pertanto effettuare una verifica continua delle razioni somministrate ai fini di massimizzare l'efficienza di utilizzazione dell'N nel ruminante e favorire l'assorbimento intestinale delle fonti azotate, ad esempio ricorrendo all'integrazione della dieta con un giusto apporto di vitamine, di lisina e di metionina, queste ultime eventualmente ruminoprotette, e alla somministrazione di razioni equilibrate e complete che esaltino l'attività microbica (conoscenza quanti-qualitativa degli NSC o carboidrati non strutturali, degli NFC o carboidrati non fibrosi, della RDP o proteina degradabile a livello ruminale, della RUP o proteina indegradabile a livello ruminale, della SIP o proteina solubile in acqua o nel fluido ruminale, ecc.). Una sintesi dei fattori che influenzano l'utilizzazione dell'azoto a livello ruminale è riportata in tabella 5.

L'apporto proteico a livello intestinale può essere valutato anche con il metodo francese di espressione delle proteine digeribili intestinali (PDI), che differenziando gli apporti tra PDIN (proteina digeribile dipendente dalla proteina degradabile degli alimenti) e PDIE (proteina digeribile dipendente dall'energia fermentescibile della razione), permette di ottimizzare gli apporti in N ed energia massimizzando il rendimento di utilizzazione dell'N.

Tabella 5 - Principali fattori su cui agire per migliorare l'utilizzazione dell'azoto a livello ruminale nel bovino da carne

• Livello di PG e di RDP della razione
• Disponibilità quanti-qualitativa dei carboidrati della dieta e sincronizzazione della disponibilità energetica con la disponibilità di N
• Tenore in lipidi ed apporto qualitativo degli acidi grassi della razione
• Presenza di agenti bioattivi
• Rapporto tra protozoi e batteri ruminanti

Anche il sistema di calcolo CNCPS (Cornell Net Carbohydrate and Protein System), consentendo di determinare i fabbisogni e l'utilizzazione dell'energia e delle proteine in maniera dinamica come funzione di una serie di variabili quali, ad esempio, il tipo di razione, il tipo di animale, le caratteristiche ambientali e le tecniche di allevamento, rappresenta un utile strumento per l'ottimizzazione delle fermentazioni ruminanti ed il soddisfacimento dei reali fabbisogni degli animali.

Per la sincronizzazione energetico-proteica a livello ruminale, le modalità di azione prevedono di intervenire sulla composizione in carboidrati e sulle frazioni azotate della dieta, di modificare i tempi di somministrazione dei diversi ingredienti della razione o di combinare queste due strategie, in modo che la fermentazione dei carboidrati avvenga simultaneamente al rilascio di ammoniaca o alla disponibilità delle fonti azotate (Hristov e Jouany, 2005). Si ricorda, comunque, che l'utilizzo di fonti alimentari che garantiscano un graduale rilascio di N in armonia con la disponibilità energetica sono più efficaci di un'eventuale integrazione energetica nel prevenire un rapido incremento di ammoniaca a livello ruminale, che determinerebbe comunque una minore efficienza di utilizzazione dell'N.

Gli studi riguardanti gli effetti dell'apporto proteico ed energetico nei bovini in accrescimento, purtroppo, non forniscono delle risposte univoche essendo fortemente influenzati dal metabolismo ruminale e dal *pool* di aminoacidi che si forniscono con la dieta. In ogni caso, Schroeder e Titgemeyer (2008) sostengono che considerare l'efficienza di utilizzazione degli aminoacidi come costante non sia un concetto trasferibile *tout court* ai bovini in accrescimento e suggeriscono che si valutino con maggiore attenzione i fabbisogni di energia in fun-

zione degli specifici apporti aminoacidici (l'effetto dell'apporto energetico potrebbe essere differente in funzione di quale aminoacido, tra tutti quelli apportati, risulta più limitante) e che anche la fonte energetica sia opportunamente presa in considerazione, soprattutto quando i precursori glucogenici risultano deficitari. Sull'efficienza di utilizzazione aminoacidica incidono, inoltre, altri fattori non ancora opportunamente studiati od approfonditi quali il peso e l'età degli animali (ossia il loro grado di maturità), il genotipo, le condizioni ambientali, lo stato sanitario, ecc.

Sempre ai fini di una maggiore efficienza nell'utilizzazione dell'N, ricordiamo ancora che tanto l'apporto quanti-qualitativo degli acidi grassi, quanto quello di altre sostanze ad azione bioattiva possono esercitare effetti modulanti dell'attività microbica ruminale. L'integrazione della razione con acidi grassi a lunga catena, liberi o protetti, riguarda soprattutto la pratica alimentare delle bovine da latte e quindi non verrà discussa in questa sede². Invece, per quanto riguarda la seconda categoria di sostanze ci riferiamo al fatto che numerose piante posseggono composti naturali (ad esempio saponine od oli essenziali) che, almeno *in vitro*, hanno dimostrato di agire sulle fermentazioni e sull'utilizzazione azotata dei microrganismi ruminanti. Specie ricche di queste sostanze ascrivibili al gruppo dei metaboliti secondari sono, ad esempio, l'*Acacia aneura*, l'*Artemisia tridentata*, il *Brachychiton populneum*, il *Chamaecytisus palmensis*, la *Flindersia macuolsa*, la *Leucaena leucocephala*, la *Quillaja saponaria*, la *Sesbania sesban*, la *Vernonia amygdalina*, la *Yucca schidigera*, ecc., i cui estratti si sono dimostrati in grado di condizionare la concentrazione ammoniacale ruminale o lo sviluppo dei protozoi.

Altri composti bioattivi sono i polifenoli, genericamente indicati come tannini, la cui azione sull'attività microbica è da tempo ben documentata e dimostrata (Barry, 1989; Bae *et al.*, 1993; Chesson e Forsberg, 1997). In sintesi, i tannini riducono l'ingestione di sostanza secca per la loro azione astringente, a basse concentrazioni incrementano l'efficienza delle sintesi proteiche microbiche, inibiscono lo sviluppo dei protozoi, innalzano la concentrazione molare del propionato e riducono la degradabilità delle proteine alimentari. Comunque, è ancora necessario studiare più approfonditamente gli effetti che queste sostanze possono avere, non solo a livello ruminale, ma anche a livello intestinale, in particolare per quanto riguarda il metabolismo e l'efficienza di utilizzazione dell'azoto nel lungo periodo.

Una quota significativa dell'N escreto deriva dai processi e dalle fermentazioni che avvengono a livello ruminale pertanto, anche sulla base di quanto fino qui esposto, nella tabella 6 sono riportati alcuni consigli pratici, attuabili dall'allevatore senza grossi stravolgimenti organizzativi ed in tempi relativamente brevi, che possono massimizzare l'utilizzazione dell'N da parte del bovino.

Si ritiene utile puntualizzare che, per fare in modo che i costituenti della razione giungano contemporaneamente nel rumine sarebbe necessario ricorrere a razioni completamente miscelate (o TMR, Total Mixed Rations), che tra le altre cose consentirebbero di utilizzare contemporaneamente foraggi con diversa appetibilità. A questo proposito, però, il problema che si può porre per alcune tipologie produttive di bovini da carne consiste nel fatto che per molti allevamenti di razze autoctone, operanti in aree marginali (con ovvie limitazioni di carattere climatico-ambientale) e spesso con scarse capacità di investimento, il passaggio a queste tecniche potrebbe rappresentare un ostacolo non facilmente superabile dato che richiederebbe la disponibilità di certe tipologie di alimenti (come l'insilato di mais per il suo effetto legante) o di attrezzature specifiche (da utilizzare per la miscelazione dei diversi ingredienti). La tecnica TMR è stata comunque testata e proposta anche per le tipologie di allevamenti precedentemente menzionate (Sgoifo Rossi *et al.*, 2008).

² Ricordiamo unicamente che in manzi in accrescimento le integrazioni energetiche effettuate con acidi grassi e acetato hanno determinato, nella ritenzione azotata, incrementi simili a quelli ottenibili con le integrazioni di glucosio e propionato (Schroeder *et al.*, 2006).

Tabella 6 - Consigli pratici per massimizzare l'utilizzazione di N nei bovini da carne

• Fornire adeguati quantitativi di sostanza organica fermentescibile (per ottimizzare le fermentazioni ruminanti)
• Assicurare un giusto apporto di sostanze azotate (peptidi, aminoacidi, ammoniaca)
• Garantire la presenza di attivatori delle fermentazioni (peptidi, aminoacidi, isoacidi, vitamine, macro e micro-elementi minerali, probiotici)
• Fare in modo che tutti i costituenti della razione giungano contemporaneamente nel rumine
• Utilizzare foraggi freschi/conservati di alta qualità
• "Correggere" i foraggi di scarsa qualità con integrazioni di N fermentescibile e di appropriate fonti energetiche (cerali, melasso, ecc.)

Riduzione del contenuto di P nei reflui

Nelle aziende che allevano bovini la destinazione prevalente dei reflui è tipicamente quella agronomica. Però, se si considerano i fabbisogni colturali per i principali elementi minerali, nelle deiezioni animali il P si trova sbilanciato ed in eccesso rispetto al contenuto in N. Ciò è sicuramente una conseguenza dell'inefficiente utilizzazione del P alimentare ai fini della produzione e del mantenimento degli animali e pertanto, nel successivo uso come fertilizzante delle loro deiezioni, questo minerale tende ad accumularsi nei terreni aziendali. È ormai stato riconosciuto, infatti, che l'attività zootecnica intensiva è tra le principali cause dell'inquinamento fosforico delle acque superficiali in molte aree rurali (Knowlton *et al.*, 2004), ma è anche altrettanto noto che la via alimentare alla riduzione delle escrezioni fosforiche rappresenta forse il più efficace strumento di intervento, con il più favorevole rapporto costi/benefici, in grado di aiutare gli allevatori nel raggiungere l'obiettivo di rendere meno "impattanti" i loro allevamenti. Ciò è sicuramente ascrivibile ai progressi intervenuti nelle conoscenze sui processi digestivi e metabolici del P, ma anche alla definizione di più precisi fabbisogni fosforici per i bovini da carne, così come avvenuto negli ultimi due o tre lustri (NRC, 1996; Erickson *et al.* 1999; Meschy, 2002; Bravo e Meschy, 2003; Meschy e Ramirez-Perez, 2005; Meschy, 2007). A titolo indicativo ricordiamo che l'NRC (1996) indica in 16 mg P/kg p.v. i fabbisogni di mantenimento ed in 3,9 g/100 g di accrescimento proteico quelli di produzione.

Occorre però sottolineare il fatto che, come rilevato in molti studi condotti su bovine da latte (Shaver e Howard, 1995; Sink *et al.*, 2000; Wu, 2003; Biagini e Lazzaroni, 2008; Biagini *et al.*, 2008b), anche per i bovini da carne, si tenderebbe ad apportare una quantità eccessiva di P con la razione rispetto ai fabbisogni suggeriti (Erikson *et al.*, 1999; Satter e Wu, 2000; Pfeffer *et al.*, 2005), soprattutto agendo sul livello delle integrazioni minerali. Pertanto, prima di migliorare l'efficienza di utilizzazione del P alimentare, occorrerebbe verificarne l'apporto rispetto ai reali fabbisogni dell'animale.

I motivi per i quali l'allevatore tende ad eccedere con le integrazioni fosforiche della razione sarebbero essenzialmente imputabili alla percezione che somministrando diete ricche di P si migliorerebbero le performance riproduttive, ma anche al fatto che non sempre sono disponibili le analisi di tutti gli alimenti utilizzati nella razione (con conseguenti formulazioni di diete imprecise), od ancora al fatto che spesso si ricorre all'uso di sottoprodotti che potrebbero risultare particolarmente ricchi di P (Knowlton *et al.*, 2004). È comunque da ricordare che non è tanto il contenuto di P negli alimenti, quanto piuttosto il livello delle integrazioni minerali la causa principale dell'eccesso fosforico rispetto i reali fabbisogni. Questo eccesso di P minerale si ripercuoterebbe sia sul livello delle escrezioni di P totale, sia sulla frazione dello stesso minerale solubile in acqua, quindi sulla forma maggiormente inquinante (Dou *et al.*, 2002).

In altri casi, invece, potrebbe essere l'approssimativa conoscenza dei fabbisogni riferibili a particolari razze a determinare errori nella preparazione delle razioni. Sembra questo il caso di alcune razze ipertrofiche, come la Bianca Blu Belga o la Piemontese, per le quali i fabbisogni riportati per le generiche razze tardive sembrano essere sovrastimati rispetto alle specifiche caratteristiche razziali. Come già precedentemente ricordato, a tale conclusione giungono, ad esempio, Field *et al.* (2003), i quali, verificando il livello di concentrazione fosforica in capi ipertrofici di razza Bianca Blu Belga, hanno rilevato una più bassa presenza di questo minerale rispetto ai capi non ipertrofici. Tale differenza sarebbe riconducibile alla diversa proporzione tra i vari tessuti che caratterizza i capi con questa particolarità morfologica (carni più magre, minori depositi di grasso, scheletro più fine, ecc.). Oltre a questi effetti non va dimenticato, però, che nei bovini l'ipertrofia muscolare tende a ridurre l'ingestione degli alimenti, migliorandone la loro utilizzazione e conversione (Casas *et al.*, 1998).

Sembrerebbe plausibile estendere anche alla razza Piemontese le stesse considerazioni espresse per la Bianca Blu Belga. Infatti, in una recente indagine territoriale condotta su alcune aziende piemontesi (Gallio, 2008), è stato accertato che in alcuni allevamenti intensivi a ciclo chiuso, razioni apparentemente deficitarie in P rispetto alle indicazioni riportate in bibliografia per le razze tardive, somministrate indistintamente ai riproduttori ed ai capi all'ingrasso, non sembrano aver evidenziato alcun tipo di problema, tanto per quanto riguarda l'efficienza riproduttiva delle vacche e delle manze, quanto per le performance produttive delle diverse categorie di capi all'ingrasso (vitelli, vitelle, manzi, buoi, vacche a fine carriera). Il fatto, però, che anche nelle aziende in cui l'apporto fosforico è risultato inferiore a quello raccomandato (quando presente il deficit oscillava, secondo l'azienda e la categoria di capo considerata, da valori quasi nulli a valori anche superiori al 50%), non si siano rilevate ripercussioni sulle performance dei capi, porta a supporre che i valori consigliati per l'alimentazione fosforica, anche per la razza Piemontese possano essere rivisti verso il basso. Ovviamente occorrerebbero accertamenti più approfonditi prima di esprimere dei giudizi definitivi.

Dalla ricerca territoriale è emersa, comunque, l'estrema eterogeneità dell'apporto fosforico effettuato con la somministrazione della dieta e ciò è forse imputabile al fatto che gli allevatori prestano maggiore attenzione all'apporto energetico e proteico della razione, piuttosto che a quello minerale. Occorre però ricordare che la razza Piemontese è ancora caratterizzata da una marcata eterogeneità morfologica e funzionale che non permette di definire dei fabbisogni universalmente validi per tutti gli individui. Nella pratica ci si basa quindi su razionamenti fondati sull'esperienza personale dell'allevatore o sulle tradizioni aziendali, che non poggiano spesso su verifiche scientifiche rigorose. Ovviamente, la variabilità negli apporti di P alimentare, ripercuotendosi sulle escrezioni animali, determina un contenuto estremamente eterogeneo di P anche nei reflui, complicandone una loro corretta utilizzazione agronomica.

Tale variabilità è stata meglio apprezzata considerando l'efficienza di utilizzazione apparente del P, oscillante, secondo la categoria considerata (vitelli, vitelle, vitelloni, manzi e buoi), il peso o l'età dei capi in accrescimento, tra il 16 (buoi) e l'80% (vitelli). In particolare, tanto per quanto riguarda gli animali all'ingrasso quanto per i riproduttori, si è rilevata la tendenza ad un peggioramento dell'utilizzazione del P al crescere del peso vivo degli animali. Ciò porterebbe a pensare che, in linea con quanto già proposto da altri autori (Erickson *et al.*, 1999), sarebbe possibile sospendere ogni tipo di integrazione fosforica minerale, almeno nella fase di finissaggio dei capi.

Oltre che per i fabbisogni, molte razze da carne autoctone potrebbero differenziarsi per altri aspetti influenti sul bilancio fosforico, come ad esempio la capacità di ingestione. È ovvio, infatti, che a parità di concentrazione fosforica della dieta, se l'animale ingerisce meno alimento assume anche una minor quantità di P rispetto a quello che potrebbe essere stimato considerando una capacità di ingestione media. Ad esempio, per i vitelli all'ingrasso appartenenti alla razza Piemontese, rispetto all'ingestione stimata con l'equazione proposta dall'ARC

(1980)³, si è potuta riscontrare una differenza, espressa come chilogrammi di sostanza secca giornaliera, oscillante tra il -10 ed il -18%, secondo il peso vivo del vitello (Gallio, 2008).

Una prima possibilità di intervento, almeno per le razze da carne italiane, consisterebbe quindi nel verificare i reali fabbisogni fosforici alla luce di specifiche ricerche condotte in tal senso. A questo proposito, molto potrebbe essere fatto per caratterizzare le nostre pregiate razze autoctone evidenziandone le eventuali peculiarità. In ogni caso si consiglia di considerare le più recenti raccomandazioni relative ai fabbisogni fosforici dei ruminanti che, come ricordato precedentemente, sono state recentemente riviste al ribasso (Meschy, 2007; INRA, 2007).

Una seconda possibilità di intervento è invece offerta da una più precisa valutazione del P somministrato per mezzo della puntuale e costante conoscenza del contenuto di questo minerale nelle diverse materie prime utilizzate nell'alimentazione degli animali. I valori medi relativi al contenuto di P degli alimenti, ed in particolare dei foraggi, possono infatti discostarsi anche parecchio dal reale contenuto della singola materia prima. A tale proposito diverse esperienze riferiscono di come il contenuto fosforico dei foraggi analizzati da un unico laboratorio in un arco di tempo molto ristretto possa essere estremamente variabile (Kertz, 1998) e di come, per alcune materie prime, possa essere riscontrabile una sensibile variabilità ed una certa discrepanza rispetto ai dati medi tabulari reperibili in letteratura e riferibili al medesimo areale di provenienza degli alimenti utilizzati (Mineo, 2007; Biagini *et al.*, 2008a). Nel primo caso il coefficiente di variazione del contenuto in P dei foraggi oscillava tra il 20 ed il 25% per la maggior parte delle tipologie di foraggio considerate, ed il contenuto in P era più variabile per le graminacee che per le leguminose. Nel secondo caso, in funzione della zona di provenienza di alcune materie prime e per i foraggi in genere, si sono riscontrate differenze non trascurabili. Nonostante questa variabilità, le analisi chimiche per stabilire il tenore in P dei foraggi non sono normalmente mai richieste dagli allevatori di bovini da carne, anche se il loro costo non appare proibitivo.

Il rischio di sottovalutare il reale apporto fosforico è quindi reale e pertanto è necessario campionare ed analizzare le diverse partite di materie prime prodotte od acquistate dall'azienda. Ad esempio, tra le materie prime utilizzabili in allevamento, quelle particolarmente ricche in P sono la crusca di riso e alcuni panelli (sesamo, cotone, colza e girasole), ma in genere il contenuto medio di P espresso come percentuale delle sostanze minerali rappresenta meno del 20%. Negli allevamenti di bovini all'ingrasso, però, è forse più facile trovare altri prodotti come ad esempio le granelle di cereali. Queste contengono da 2 a 4 g/kg sul tal quale di P totale. Il mais è leggermente meno ricco di P delle altre granelle (2,6 g/kg), ma la variabilità tra le varie tipologie di granella è dell'ordine di 0,35 g/kg; inoltre, il mais ha il più alto rapporto fosforo/ceneri tra le materie prime non minerali (20-22% delle ceneri). I semi di oleaginose e proteaginose sono più ricchi in contenuto minerale e in P totale rispetto ai cereali: il loro tenore in P totale è compreso tra 2,5 e 8,5 g/kg sul tal quale, con una variabilità dell'ordine di 0,60 g/kg. Il pisello e il lupino hanno un contenuto in fosforo comparabile (3,8-4 g/kg) e inferiore al favino (4,6 g/kg). Il rapporto P/sostanza secca di queste tre proteaginose è inferiore rispetto a quello dei cereali (13% per il pisello e il favino, 11% per il lupino). I semi di girasole, colza e soia si differenziano notevolmente gli uni dagli altri. La colza, ad esempio, è più ricca in fosforo rispetto agli altri semi tanto in valore assoluto (6,6 g/kg) quanto in quello relativo (16,5% delle ceneri). Per le polpe di barbabietola e l'erba medica disidratata il tenore in fosforo varia poco malgrado vi sia un ampio *range* di variazione per le ceneri totali (Tran e Skiba, 2005).

Sul contenuto fosforico delle materie prime incide non solo l'alimento di per sé, ma anche la varietà, lo stato di maturazione e la porzione di pianta presa in considerazione, così come eventuali trattamenti o lavorazioni. A questo proposito ricordiamo che, in genere, i processi

³ $\text{Ingestione di ss (kg/d)} = 0,0157 \times \text{PV} + 1,487$.

di estrazione portano all'ottenimento di sottoprodotti in cui si ha una concentrazione delle sostanze minerali e quindi del P. Tra questi ricordiamo quelli provenienti dai trattamenti del mais e dalla produzione di etanolo, che a livello mondiale stanno entrando sempre più nelle diete per i bovini da carne e da latte per il loro non trascurabile apporto proteico ed energetico. Tuttavia, l'utilizzo di questi sottoprodotti in grandi quantità spesso aumenta il contenuto di P della dieta oltre i fabbisogni dell'animale. I *distillers* da bioetanolo, ad esempio, hanno un *range* di oscillazione del contenuto in P, da due a tre volte superiore a quello consigliato dall'NRC (2001) come concentrazione fosforica della razione di un vitellone all'ingrasso e quindi devono essere opportunamente "diluiti" nella dieta dell'animale. Attualmente la popolarità di questi alimenti ad alto contenuto di P sta aumentando e quindi non c'è una facile soluzione al conseguente elevato contenuto fosforico delle diete. Nel breve periodo gli allevatori che utilizzano questi prodotti dovrebbero, come minimo, eliminare le integrazioni di P inorganico e comunque sarebbe consigliabile ridurre al massimo l'impiego di questi ingredienti per evitare di incorrere in un eccesso fosforico. Nel lungo periodo, comunque, il vero costo dell'utilizzo di questi alimenti ad alto tenore in P dovrebbe essere attentamente considerato.

Una determinazione precisa del P realmente disponibile per l'animale si avrebbe, comunque, solo considerando l'efficienza di assorbimento digestivo degli apporti alimentari attraverso la valutazione del cosiddetto "Coefficiente d'Assorbimento Digestivo Reale" (CAR), calcolato come indicato nella formula di seguito riportata (3) (Meschy, 2002).

$$\text{CAR} = ((\text{P ingerito} - (\text{P fecale} - \text{P fecale endogeno})) / \text{P ingerito}) \times 100 \quad (3)$$

I diversi approcci utilizzati per giungere a determinare il CAR portano a considerare un valore medio di circa il 70% per i foraggi ed i concentrati (i foraggi si attesterebbero su valori oscillanti tra il 60 ed il 74%, gli alimenti concentrati su valori oscillanti tra il 64 ed il 78%) e del 65% per i fosfati minerali (Meschy e Ramirez-Perez, 2005), ma oltre che dall'alimento tale valore dipende anche dalla sua forma fisica (ad esempio alimento fresco o secco).

Una terza ed ultima possibilità di intervento è costituita dal miglioramento dell'efficienza di utilizzazione fosforica alimentare. Tale efficienza è anche in questo caso condizionata dall'attività microbica ruminale, in grado di produrre quegli enzimi (fitasi microbiche) che aumentano la digeribilità dei fitati presenti negli alimenti. E' risaputo, infatti, che circa il 60-70% del P contenuto nei semi, nelle granelle e nei loro sottoprodotti si trova sottoforma di fitato, molecola poco utilizzabile se non sono presenti degli enzimi specifici. L'attività e lo sviluppo dei microrganismi ruminali, in modo particolare dei batteri, condiziona quindi la disponibilità del P alimentare.

Le fitasi sono però presenti anche negli alimenti di origine vegetale (fitasi vegetali), pur con diversa efficacia di degradazione, pertanto i fitati possono essere opportunamente idrolizzati a livello ruminale sia grazie alle fitasi prodotte dai batteri ruminali, sia a quelle presenti negli alimenti. Ovviamente il livello di degradabilità dei fitati dipende dalla velocità di transito degli alimenti nel rumine e dalla "attaccabilità" delle molecole da parte dei batteri. Alcuni studi sono stati condotti anche per verificare l'effetto di un'eventuale integrazione di fitasi esogene sulla digeribilità dei fitati della razione nei bovini (Hurley *et al.*, 2002; Kincaid *et al.*, 2005), ma per ovvie ragioni tale pratica rimane comunque essenzialmente diffusa per i monogastrici.

Non bisogna però dimenticare i fabbisogni fosforici dei microrganismi ruminali, i quali, secondo le condizioni, possono risultare anche superiori rispetto a quelli specifici dei capi, soprattutto se adulti. Una carenza di P per i batteri ruminali si traduce immediatamente in una minore attività cellulolitica e quindi in un peggioramento dell'efficienza alimentare, con ripercussioni anche sull'utilizzazione azotata (la carenza di P ha un effetto significativo sull'utilizzazione dell'azoto ammoniacale; Komisarczuk *et al.*, 1987).

Ricordiamo ancora che le incorporazioni di P, così come quelle di N batterico, dipendono direttamente dalla produzione di energia derivante dalle attività di fermentazione operate dai microrganismi ruminali (Van Nevel e Demeyer, 1977). Pertanto, i fabbisogni in minerali dei batteri sono più legati alla sostanza organica digeribile (MOD)⁴ o alla sostanza organica fermentescibile del rumine (MOF_R)⁵ che alla sostanza secca. Pertanto MOD e MOF_R sono i valori per esprimere il fabbisogno in fosforo dei microrganismi ruminali. I fabbisogni di P per i processi cellulolitici e proteolitici sono stimati rispettivamente in 6,9 e 4,3 g di P disponibile per kg di MOF_R e corrispondono a 4,5 e 2,8 g/kg di sostanza organica digeribile (Durand e Kawashima, 1980; Komisarczuk e Durand, 1991).

A livello intestinale l'utilizzazione del P dipende poi dalla già citata biodisponibilità espressa dal CAR. L'assorbimento del P avviene principalmente nella forma di fosfato da parte dell'intestino tenue ed in particolare del duodeno e del digiuno (Care, 1994; Khorasani *et al.*, 1997). In estrema sintesi ricordiamo che la quantità di P assorbito dall'animale dipende dalla fonte di P, dalla quantità di P e di sostanza secca ingerita, dal rapporto Ca:P, dal pH intestinale, dalla presenza di malattie e parassiti, dall'ambiente, dall'età e dallo stato fisiologico dell'animale, dai livelli di calcio, ferro, alluminio, manganese, potassio, magnesio e dai grassi della dieta (Ekelund, 2003). Secondo l'importanza di azione di questi fattori l'efficienza di assorbimento del P può essere molto variabile, potendo oscillare, sulla base di prove condotte su vitelli, vitelloni e manzi, tra il 50 e l'88% (Pfeffer *et al.* 2005). Intervenendo opportunamente sui fattori menzionati è comunque possibile cercare di migliorare l'utilizzazione del P che giunge nel tratto intestinale.

Infine ricordiamo che il P interagisce con altri minerali, soprattutto il calcio, ed il suo metabolismo dipende dal livello di vitamina D e da fattori endocrini. Una sintesi dei possibili interventi volti alla riduzione delle escrezioni fosforiche nei bovini da carne è riportata in tabella 7.

Tabella 7 - Interventi effettuabili per ridurre l'escrezione di P nei bovini da carne

• Maggiore conoscenza dei fabbisogni fosforici dei bovini in funzione del tipo genetico e dei diversi stadi fisiologici
• Diminuzione delle integrazioni fosforiche delle diete
• Sospensione delle integrazioni fosforiche nella fase di finissaggio
• Puntuale conoscenza del contenuto fosforico degli alimenti
• Minore ricorso ai sottoprodotti nelle razioni
• Eventuale integrazione della dieta con fitasi
• Miglioramento dell'efficienza di conversione degli alimenti in prodotto

Riduzione della produzione di gas

Fino a non molto tempo fa, le emissioni gassose provenienti dall'allevamento dei ruminanti in genere hanno ricevuto una scarsa attenzione da parte dei ricercatori di tutto il mondo, ma gli effetti dei principali gas ad effetto serra ed i cambiamenti climatici ad essi correlabili, hanno fatto crescere l'interesse verso la quantificazione e la riduzione delle emissioni gassose da parte di questi animali.

Da un punto di vista delle possibilità di intervento, ribadiamo che tutti gli accorgimenti di natura alimentare adottabili per ridurre la concentrazione di N nelle deiezioni sono anche

⁴ Il MOD corrisponde alla perdita netta di materia organica tra l'entrata e l'uscita degli alimenti attraverso l'apparato digerente.

⁵ Il MOF_R corrisponde alla perdita tra entrata e uscita degli alimenti attraverso il rumine.

utili per ridurre la produzione di NH_3 e di N_2O , dato che questi gas si producono e liberano dai reflui presenti in stalla, nelle strutture di stoccaggio o durante le fasi di movimentazione e distribuzione in campo e la loro liberazione è direttamente correlabile al contenuto di N delle deiezioni. Una volta prodotte feci e urine, con il loro rispettivo contenuto di composti azotati, sono solamente gli interventi di tipo gestionale, di cui si è già precedentemente discusso, ad influenzare la liberazione di questi gas dai reflui.

Diverso è invece il caso del CH_4 , per il quale i bovini sono ritenuti responsabili della produzione del 74% di quello rilasciato globalmente dalle attività zootecniche e sulla cui quantità prodotta incide prevalentemente l'alimentazione dei capi. Infatti, specialmente nei ruminanti, questo gas si produce dalle fermentazioni gastro-enteriche (soprattutto quelle a livello ruminale da cui deriverebbe l'87% del metano liberato dall'animale), mentre solo una quota secondaria si produrrebbe dalla fermentazione dei reflui, pari al 10% di quello prodotto dai ruminanti od a circa il 4% del totale delle emissioni derivanti da tutte le attività antropiche. Di quest'ultima quota solo un quinto deriverebbe direttamente dall'allevamento dei bovini da carne (Mills, 2008).

La produzione di CH_4 è un processo inefficiente dal punto di vista energetico che riduce l'efficienza di conversione degli alimenti, e dipende essenzialmente dal peso vivo degli animali, dal loro livello produttivo e dal tipo di dieta. In particolare, sulle fermentazioni ruminali influisce, come ovvio, il rapporto foraggi/concentrati, che condiziona lo sviluppo dei diversi ceppi batterici ruminali. L'aumento dei concentrati porta ad una riduzione della metanogenesi ruminale per la promozione della propionogenesi e quindi ad un diverso equilibrio degli AGV. Ciò comporta una riduzione dell'attività dei batteri cellulolitici con riduzione dell'efficienza digestiva e produzione di feci con una maggiore quota di fibra indigerita (Lovett *et al.*, 2003). L'effetto dei diversi tipi di carboidrati apportati con gli alimenti (strutturali o non strutturali, fibra lignificata o non lignificata, galattomannani, fruttani, saccarosio, amido, ecc.) sull'andamento delle fermentazioni gastro-intestinali è stato anche abbondantemente studiato da vari autori (Moe e Tyrrell, 1979; Hindrichsen *et al.*, 2004).

Sullo sviluppo dei batteri metanogeni incide anche il livello di P della dieta, in quanto questi hanno probabilmente dei fabbisogni in P minori rispetto a quelli dei batteri acetogeni. Questo spiegherebbe l'aumento della concentrazione di CH_4 in situazioni di carenza di P, che fungerebbe da selettiva dei ceppi batterici, così come ipotizzato da alcuni autori (Durand e Komizarkuk, 1988). Gli stessi autori hanno rilevato, *in vitro*, l'aumento della produzione di metano anche con l'utilizzazione di foraggi di bassa qualità. In prove sperimentali l'aggiunta di oli vegetali (ad esempio olio di girasole) ha ridotto la produzione di CH_4 in bovini da carne, ma ciò ha comportato una riduzione della digeribilità della fibra (McGinn *et al.*, 2004). Ricerche recenti hanno anche riscontrato che il miglioramento dell'efficienza alimentare dei bovini può portare ad una riduzione della produzione di metano derivante dalle fermentazioni gastro-enteriche (Hegarty *et al.*, 2005; Nkrumah *et al.*, 2006). Ricordiamo, infine, che l'utilizzo di acidi organici, provati in sostituzione delle sostanze ionofore bandite a livello europeo per l'induzione di resistenza agli antibiotici in ceppi batterici anche a livello umano (Castillo *et al.*, 2004), così come il ricorso ad un'alimentazione razionata (Kirkpatrick *et al.*, 1997; Okine *et al.*, 2003), sembrano essere in grado di ridurre la produzione di CH_4 in bovini da carne. Ovviamente, oltre a quelli appena ricordati, tutti gli interventi in grado di modificare l'equilibrio della microflora ruminale possono influire direttamente sulla produzione di metano. Una sintesi degli interventi effettuabili, sulla base della normativa vigente, è riportata in tabella 8.

La volontà di giungere ad una significativa riduzione della produzione di questo gas, ha portato a proporre diversi modelli matematici relativi alla previsione della metanogenesi nei ruminanti. Tali modelli offrono la possibilità di valutare quali, tra le strategie adottabili, possono essere le più idonee secondo le diverse situazioni e condizioni di allevamento e quindi possono essere d'aiuto nelle decisioni imprenditoriali. Tra i vari modelli, quelli di tipo statistico che descrivono la relazione empiricamente trovata tra una grandezza indipendente

(espressione degli alimenti ingeriti) e la produzione di metano, presentano il limite di essere validi prevalentemente nella situazione in cui sono stati studiati. Una raccolta dei vari modelli proposti per la stima della produzione di metano è stata fatta da Ellis *et al.* (2007) e quindi rimandiamo a questa pubblicazione per eventuali approfondimenti.

Più utili possono, invece, essere i modelli meccanicistici di tipo dinamico che tentano di simulare la produzione di metano basandosi su una descrizione matematica dei fenomeni biochimici che avvengono durante le fasi digestive degli alimenti e che includono il tempo come variabile. Questi modelli richiedono informazioni dettagliate sulla composizione della dieta e stimano la produzione di CH₄ sulla base dell'idrogeno in eccesso che si forma durante le fermentazioni e che non può essere utilizzato per la crescita microbica, per la bioidrogenazione degli acidi grassi insaturi e la produzione degli AGV. Purtroppo non tutte le variabili influenti sul processo di produzione del metano sono ancora state opportunamente approfondite e prese in considerazione (come ad esempio l'influenza esercitata dalla mutevole composizione microbica dell'ambiente gastro-enterico), ma gli studi continuano e per il prossimo futuro è possibile immaginare un affinamento di questi modelli tale da renderli sufficientemente affidabili (Mills, 2008).

Data l'interazione che può esistere tra la produzione di CH₄ e l'escrezione di N e P è auspicabile che si sviluppino dei modelli che simulino in maniera integrata l'effetto dell'adozione di una tecnica di mitigazione sulla loro produzione. Anche in questo caso rimandiamo ad un altro lavoro di Ellis *et al.* (2008) chi fosse interessato ad una raccolta dei principali modelli dinamici proposti per la stima della produzione di CH₄.

Tabella 8 - Interventi effettuabili per ridurre la produzione di metano

• Alimentazione razionata
• Riduzione del rapporto foraggi/concentrati
• Modifica del rapporto tra i diversi tipi di carboidrati
• Aggiunta di acidi organici
• Utilizzo di grassi ricchi di acidi grassi poli-insaturi a media catena (C ₈ -C ₁₆)
• Aggiunta di oli vegetali
• Integrazione della dieta con urea e sali minerali per il miglioramento dell'efficienza delle fermentazioni ruminali
• Riduzione dei protozoi
• Utilizzo di probiotici
• Mantenimento di una buona qualità dei foraggi mediante l'adozione di appropriate tecniche agronomiche

Le conoscenze sui processi di produzione di CH₄, NH₃ ed N₂O e sulle possibili strategie di intervento per mitigarne la liberazione hanno fatto notevoli progressi in questi ultimi anni, ma molto rimane ancora da fare per meglio comprendere l'effetto delle diverse variabili agenti sulla dinamica della loro formazione e liberazione e sulla loro importanza relativa. Pertanto, questo rappresenta un promettente campo di ricerca in grado di portare nei prossimi anni ad interessanti risultati.

IMPLICAZIONI DI CARATTERE PRATICO E CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Da quanto è stato sin qui esposto appare evidente che, per effettuare un controllo dell'impatto ambientale dell'allevamento del bovino da carne (principalmente per poter ottemperare agli obblighi ed alle prescrizioni previste a livello normativo), è possibile intervenire in ma-

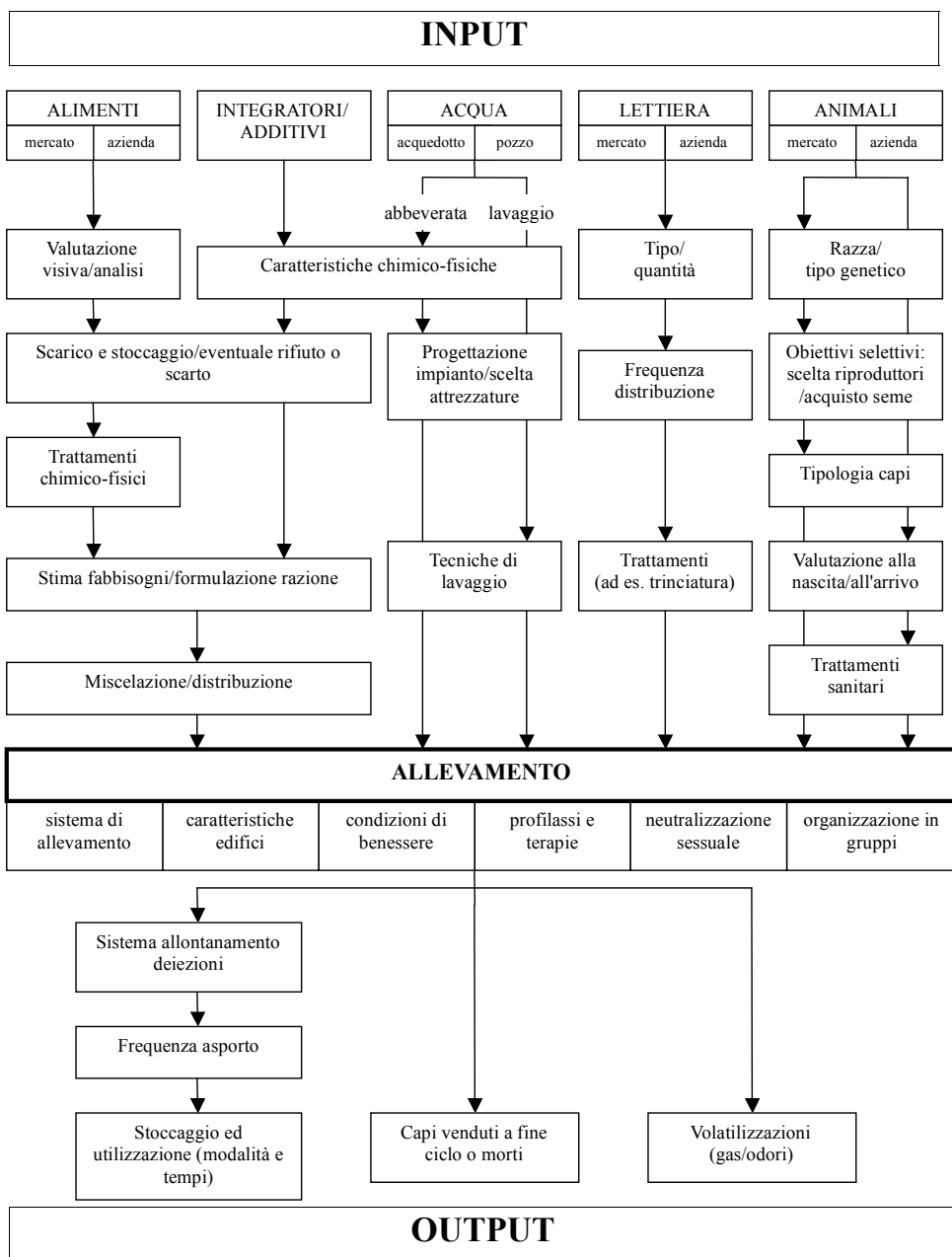


Figura 4 - Schematizzazione delle varie fasi di un allevamento di bovini da carne in cui è possibile intervenire per il controllo dell'impatto ambientale

niera opportuna su tutte le fasi svolte nell'azienda agro-zootecnica, che vanno dall'approvvigionamento delle materie prime, all'allevamento, allo stoccaggio ed all'utilizzazione agronomica dei reflui. Però, come ovvio, da un punto di vista zootecnico sono solamente le prime fasi quelle che interessano e che pertanto sono state affrontate dal presente lavoro.

In ogni caso, il passaggio da una dissertazione più o meno astratta all'applicazione reale delle diverse tecniche di mitigazione adottabili non è sempre così immediato o semplice, in quanto è necessario valutare opportunamente il contesto economico, territoriale ed aziendale, in cui l'impresa agro-zootecnica opera, nonché le interconnessioni intra- ed extra-aziendali che inevitabilmente sussistono tra i vari comparti produttivi. Nello specifico, e sulla base dei riscontri scientifico-sperimentali riportati, possiamo ribadire come sia possibile intervenire in vari modi ed a diversi livelli per limitare l'inquinamento degli allevamenti dei bovini da carne, aumentandone quindi la compatibilità ambientale. Spetta all'imprenditore agricolo saper valutare la propria attività di allevamento con spirito sufficientemente obiettivo e critico, per intervenire con le misure necessarie al fine di perseguire gli obiettivi prefissati, cercando di ottenere, se possibile, anche il miglior rapporto costo/efficacia. In queste scelte l'imprenditore zootecnico potrebbe, eventualmente, essere aiutato dalla predisposizione di schemi o modelli decisionali, in grado di rivelare le più probabili conseguenze di determinate scelte gestionali.

Per questo motivo, a conclusione di quanto esposto nel presente lavoro, si ritiene utile fornire un quadro d'insieme dei possibili interventi discussi, riportando uno schema delle diverse fasi produttive di un generico allevamento di bovini da carne (sia esso a ciclo aperto o chiuso) in cui è possibile intervenire per il controllo dell'impatto ambientale (figura 4). Sulla base di quanto viene già fatto nei sistemi di autocontrollo di una qualsiasi attività produttiva, tali fasi potrebbero essere riconducibili, da un punto di vista ambientale, ai possibili "punti critici" che caratterizzano il sistema in esame. È in queste fasi che si concentrano i momenti decisionali determinanti ai fini del controllo dell'impatto ambientale ed in cui è possibile adottare degli accorgimenti volti al monitoraggio delle possibili fonti di inquinamento od al controllo ed alla riduzione dei livelli di emissione delle sostanze potenzialmente dannose per l'ambiente.

Ricordiamo che nella fase di allevamento vera e propria, aspetto essenziale rimane comunque il miglioramento dell'efficienza di utilizzazione degli alimenti che, oltre ad aumentare la redditività dell'allevamento, riduce anche il livello delle "emissioni" inquinanti. In questo senso molte delle possibili strategie di intervento che sono state prese in considerazione nel presente lavoro possono agire in maniera positiva anche se con una differente efficacia. Alcuni autori (Richardson e Herd, 2004; Arthur *et al.*, 2005) hanno anche tentato di quantificare il peso relativo dei diversi parametri fisiologici in grado di modificare tale efficienza ed hanno stimato che i meccanismi maggiormente influenti sono rappresentati dal *turnover* proteico, dal metabolismo cellulare dei vari tessuti e dallo stress (37%), dallo svolgimento dei processi digestivi (10%), dall'attività fisica dei capi (10%), dallo sviluppo di calore durante i processi fermentativi (9%), dal rapporto tra i diversi tessuti corporei (5%) e dalla strategia di alimentazione adottata (2%). Esisterebbe, quindi, ancora un 27% circa di variabilità imputabile a cause non ancora certe in grado di influenzare l'efficienza di utilizzazione degli alimenti, ragione per la quale molto resta ancora da fare per appurare compiutamente quali sono i meccanismi in grado di influire, a livello animale o metabolico, su tale fenomeno.

In definitiva, i futuri livelli di escrezione ("*output*") di un allevamento dipenderanno dalla possibilità di poter dosare opportunamente il tenore degli "*input*" del sistema, secondo il livello produttivo e le caratteristiche aziendali e degli animali allevati, nonché dal miglioramento dell'efficienza di conversione di tutti gli elementi nutritivi e dell'energia apportati all'animale con l'alimentazione. Al contempo, però, occorrerà utilizzare un approccio di tipo integrato, arrivando ad apprezzare tutte le possibili interdipendenze tra i vari tipi di impatto ambientale per valutare in maniera integrale i benefici e gli effetti indesiderati di una determinata azione di mitigazione adottata.

Ovviamente lo schema proposto dovrà essere rivisto ed adattato, od eventualmente completato, in funzione delle caratteristiche delle diverse realtà produttive, ma si ritiene possa essere sufficientemente completo, così da rappresentare un utile strumento per la pianificazione degli interventi o dei monitoraggi.

Il controllo e la riduzione dell'impatto ambientale degli allevamenti intensivi, comunque, sembra poter essere stimolato soprattutto attraverso l'utilizzo dello strumento legislativo. Per questo motivo, si ritiene utile ribadire che il problema della produzione e dello smaltimento dei reflui di origine zootecnica, oggi è uno degli aspetti che maggiormente preoccupa gli allevatori italiani, soprattutto alla luce della presente e futura evoluzione della normativa ambientale a livello comunitario e degli accordi o dei protocolli che potranno essere adottati a livello mondiale.

I progressi della ricerca scientifica possono proporre delle alternative alle tecniche di allevamento consolidate, ma il trasferimento applicativo di queste "innovazioni" comporta, a volte, degli aggravii economici per gli allevatori, che al momento attuale non hanno, anche dal punto di vista politico, sufficienti sostegni od incentivi per intraprendere questi cambiamenti. È invece necessario promuovere, anche a livello legislativo, l'applicazione di soluzioni zootecniche innovative in grado di favorire la sostenibilità dei processi produttivi. In altre parole, è giusto applicare il principio di "chi inquina paga", ma dovrebbe essere riconosciuto anche lo sforzo di chi adotta sistemi produttivi a più alta compatibilità ambientale.

L'applicazione delle norme deve, poi, prevedere delle verifiche *in itinere*, affinché vi sia una maggiore rispondenza tra gli indirizzi generali della politica agro-ambientale e gli effetti che questi hanno su specifiche realtà produttive. Infatti, la legislazione attuale in tema di protezione ambientale, in alcuni casi, sembra penalizzare le aziende più marginali che hanno meno mezzi tecnici ed economici per adeguarsi a quanto prescritto a livello europeo, nazionale e locale, mentre la filosofia ispiratrice della politica agricola di questi ultimi anni sembrerebbe voler incentivare funzioni quali quelle di presidio del territorio, di valorizzazione di produzioni tipiche e la permanenza dei giovani imprenditori nel settore primario.

Inoltre, è possibile rilevare che i vincoli imposti non sempre sono commisurati alle reali potenzialità inquinanti di particolari "tipi" aziendali. Ad esempio, nelle aziende zootecniche che allevano animali con una più alta efficienza di trasformazione, è possibile che gli allevatori si trovino a dover dimensionare strutture di stoccaggio e a dover disporre di superfici per lo spandimento che sono state determinate in funzione di un potenziale inquinante medio, non corrispondente alla realtà specifica. Pertanto, l'obiettivo del legislatore dovrebbe essere quello di commisurare i limiti cogenti alle effettive caratteristiche della mandria o dell'animale allevato, evitando di penalizzare determinate realtà produttive, spesso proprio le meno inquinanti.

In conclusione, ci sentiamo di affermare che le strategie di intervento per il controllo dell'impatto ambientale degli allevamenti non potranno prescindere dal prefigurare tutti i possibili scenari e dalle conoscenze sulle tecniche di prevenzione e di riduzione dell'inquinamento prodotto che in questi ultimi anni si sono assodate relativamente al comparto zootecnico, eventualmente sostenute da linee di intervento flessibili programmabili a livello tecnico-politico.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Aa.Vv., 1997. Manuale di agricoltura. Hoepli, Milano.
- 2) Aimone S., Biagini D. 1999. Le esternalità dell'agricoltura. Un primo approccio alle problematiche della valutazione a scala locale. Working Paper n. 128, IRES Piemonte, Torino (disponibile anche all'indirizzo <http://213.254.4.222/cataloghi/pdfires/496.pdf>)
- 3) Andersson M., 1995. Performance of bedding materials in reducing ammonia emission in pig buildings. Swedish University of Agricultural Science. Department of Agricultural Biosystems and Technology. Report 110. Alnarp.

- 4) ARC, Agricultural Research Council, 1980. The nutrient requirements of ruminant livestock. CAB, Slough, UK.
- 5) Arthur P.F., Herd R.M., Wilkins J.F., Archer J.A., 2005. Maternal productivity of Angus cows divergently selected for post-weaning residual feed intake. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 45:985-993.
- 6) Bae H.D., Mc Allister T.A., Yanke J., Cheng K.J., Muir A.D., 1993. Effect of condensed tannins on endoglucanase activity and filter paper digestion by *Fibrobacter succinogenes* S85. *Applied and Environmental Microbiology*, 59:2132-2138.
- 7) Barbari M., 2001. Riduzione del volume dei liquami per effetto della limitazione degli sprechi di acqua di bevanda. In: Manuale per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici. CRPA (ed.). Edizioni L'Informatore Agrario, Bologna.
- 8) Barry T.N., 1989. Condensed tannins: their role in the ruminant protein and carbohydrate digestion and possibile effects upon the rumen ecosystem. In: Nolan J.V., Leng R.A., Demeyer D.I. (eds.) *The roles of protozoa and fungi in ruminant digestion*. Penambul Brooks, Armidale, New South Wales, 153-169.
- 9) Bassanino M., Borrelli F., Grignani C., Sacco D., 2006. I reflui possono ridurre i costi di fertilizzazione. *Informatore Agrario*, 62:28-32.
- 10) Bassanino M., Grignani C., Sacco D., Allisiardi E., 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122:282-294.
- 11) Biagini D., Lazzaroni C. 2001. La produzione di esternalità quale opportunità di crescita e competitività per le aziende zootecniche. Atti del Convegno Nazionale "Parliamo di... allevamenti nel 3° millennio", Fossano (Cuneo), 149-156 (disponibile anche all'indirizzo <http://www.dsz.unito.it/parliamodi/Parliamodi...,2000.pdf>).
- 12) Biagini D., Lazzaroni C., 2006. Effect of sexual neutralization on fattening Piemontese male calves nitrogen excretion. *Dias Report n. 123*, 53-55 (disponibile anche all'indirizzo <http://www.ramiran.net/doc06/djfm123.pdf>).
- 13) Biagini D., Lazzaroni C., 2007a. Effect of castration age on weight and size of some bones in Piemontese male cattle. *Italian Journal of Animal Science*, 6 (suppl. 1):400-402.
- 14) Biagini D., Lazzaroni C., 2007b. Effect of pre and post-pubertal castration on Piemontese male calves: I. live and slaughtering performances. *Livestock Science*, 110:181-186.
- 15) Biagini D., Lazzaroni C., 2008. Reduction of phosphorus excretion optimizing dairy cows' supplementation. 59th Annual Meeting of the European Association for Animal Production, Vilnius (Lituania), Wageningen Academic, Wageningen, The Netherlands, 30.
- 16) Biagini D., Malfatto V., Mineo B., 2008a. Il fosforo nell'alimentazione della vacca da latte: efficienza di utilizzazione e redditività degli allevamenti. *Professione Allevatore*, 6:76-79.
- 17) Biagini D, Mineo B., Malfatto V., 2008b. Meno fosforo uguale meno inquinamento. *Informatore Zootecnico*, 16:30-35.
- 18) Biagini D., Zoccarato I., 2005. Gestione zootecnica e miglioramento quanti-qualitativo dei reflui di origine animale: possibili interventi alla luce dei vincoli imposti dalla recente normativa. Atti Convegno Nazionale "Parliamo di... nuove normative in campo zootecnico, Cuneo 23-24 settembre 2004, 33-49 (disponibile anche all'indirizzo <http://www.dsz.unito.it/parliamodi/Parliamodi...,2004.pdf>).
- 19) Bonciarelli F., 1983. *Agronomia*. Edagricole, Bologna.
- 20) Bravo D., Meschy F., 2003 Vers une révision des recommandations d'apports en phosphore chez le ruminant. *INRA Productions Animales*, 16:19-26.
- 21) Campani I., 2001. Conduzione, alimentazione e riduzione del carico inquinante. In: Bertacchini F., Campani I. (eds.) «Manuale di allevamento suino». Edagricole, Bologna.

- 22) Care A.D., 1994. The absorption of phosphate from digestive tract of ruminant animals. *British Veterinary Journal*, 150:197-205.
- 23) Casas E., Keele J.W., Schackelford S.D., Koohmaraie M., Sonstegard T.S., Smith T.P.L., Kappes S.M., Stone R.T., 1998. Association of the muscle hypertrophy locus with carcass traits in beef cattle. *Journal of Animal Science*, 76:468-473.
- 24) Castillo C., Benedito J.L., Mendez J., Pereira V., Lopez-Alonso M., Miranda M., Hernandez J., 2004. Organic acids as a substitute for monensin in diets for beef cattle. *Animal Feed Science and Technology*, 115:101-116.
- 25) Chesson A., Forsberg C.W., 1997. Metabolism of nitrogen-containing compounds. In: Hobson P.N., Stewart C.S. (eds.) *The rumen microbial ecosystem*. Blakie Academic and Professional, London, 329-381.
- 26) Cozzi G., Ricci R., Dorigo M., Zanet D., 2005. Growth performance, cleanliness and lameness of finishing Charolais bulls housed in littered pens of different design. *Italian Journal of Animal Science*, 4 (suppl. 2):251-253.
- 27) CRPA, 2001. *Manuale per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici*. Edizioni L'Informatore Agrario, Bologna.
- 28) Dou Z., Knowlton K.F., Kohn R.A., Wu Z., Setter L.D., Zhang G., Toth J.D., Ferguson J.D., 2002. Phosphorus characteristics of dairy feces affected by diet. *Journal of Environmental Quality*, 31:2058-2065.
- 29) Durand, M., Kawashima R., 1980. Influence of minerals in rumen microbial digestion. In: Ruckebusch Y., Thivend P. (eds.), *Digestive physiology and metabolism in ruminants*. AVI Publ. Co. Westport, CT.
- 30) Durand, M., Komisarczuk S., 1988. Influence of major minerals on rumen microbiota. *Journal of Nutrition*, 118:249-260.
- 31) Ekelund A., 2003. Phosphorus and the dairy cow. Influence of intake level, source and stage of lactation on apparent digestibility and bone turnover. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala.
- 32) Ellis J.L., Dijkstra J., Kebreab E., Bannink A., Odongo N.E., McBride B.W., France J., 2008. Aspects of rumen microbiology central to mechanistic modelling of methane production in cattle. *Journal of Agricultural Science*, 146:213-233.
- 33) Ellis J.L., Kebreab E., Odongo N.E., McBride B.W., Okine E.K., France J., 2007. Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *Journal of Dairy Science*, 90:3456-3467.
- 34) Erikson G.E., Klopfenstein T.J., Milton, C.T., Hanson D., Calkins C., 1999. Effect of dietary phosphorus on finishing steer performance, bone status, and carcass maturity. *Journal of Animal Science*, 77:2832-2836.
- 35) ERM/AB-DLO, 1999. Establishment of criteria for the assessment of nitrogen content in animal manures. European Commission, Final Report.
- 36) Falaschini A., 1996. *Zootecnica speciale*. Edagricole, Bologna.
- 37) FAO, 2006. *Livestock's long shadow*. FAO, Roma.
- 38) Fiems L.O., De Campeneere S., Vanacker J., De Boever J., De Brabander D.L., 2005. Are Belgian Blue double-muscle animals deviant for their phosphorus requirements? *Proceedings 30ste Studiedag NVO, Merelbeke*, 49-50.
- 39) Finnerty M., Prendiville D.J., Fallon R.J., 1998. Cleanliness of cattle. End of Project Report. Project No. 4371. Grange Research Centre, Dunsany, Co. Meath, Ireland.
- 40) Gallio F., 2008. Applicazione del bilancio fosforico ad alcuni allevamenti di bovini di razza Piemontese. Tesi di laurea. Corso di laurea magistrale interfacoltà in Scienze e Tecnologie Zootecniche, Università degli Studi di Torino.
- 41) Grignani C., Zavattaro L., 2000. Utilizzo agronomico dei reflui zootecnici. Istruzioni per l'uso. *Rivista di suinicoltura*, 6:49-54.

- 42) Hegarty R.S., Herd R.M., Goopy J.P., Arthur P.F., 2005. Selection for residual feed intake can change methane production in feedlot steers. *Proceedings of the Association for the Advancement of Animal Breeding and Genetics*, 16:334-337.
- 43) Hindrichsen I.K., Wettstein H.R., Machmüller A., Solica C.R., Bach Knudsen K.E., Madsen J., Kreuzer M., 2004. Effects of feed carbohydrates with contrasting properties on rumen fermentation and methane release in vitro. *Canadian Journal of Animal Science*, 84:265-276.
- 44) Hristov A.N., Jouany J.P., 2005. Factors affecting the efficiency of nitrogen utilization in the rumen. In: Pfeffer E., Hristov A. (eds.), *Nitrogen and Phosphorus Nutrition of Cattle*, CABI Publishing, 117-166.
- 45) Hurley L.A., Stanton T.L., Jarosz M.J., Schutz D., 2002. Effect of dietary phosphorus and microbial phytase level on beef finishing performance. *Professional Animal Science*, 18:282-292.
- 46) INRA, 2007. *Alimentation des bovins, ovins et caprins*. Editions Quae.
- 47) Kertz A.F., 1998. Variability in delivery of nutrients to lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 81:3075-3084.
- 48) Khorasani G.R., Janzen R.A., McGill W.B., Kennelly J.J., 1997. Site and extent of mineral absorption in lactating cows fed whole-crop cereal grain silage or alfalfa silage. *Journal of Animal Science*, 75:239-248.
- 49) Kincaid R.L., Garikipati D.K., Nennich T.D., Harrison J.H., 2005. Effect of grain source and exogenous phytase on phosphorus digestibility in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 88:2893-2902.
- 50) Kirkpatrick D.E., Steen R.W.J., Unsworth E.F., 1997. The effect of differing forage: concentrate ratio and restricting feed intake on the energy and nitrogen utilization by beef cattle. *Livestock Production Science*, 51:151-164.
- 51) Knowlton K.F., Radcliffe J.S., Novak C.L., Emmerson D.A., 2004. Animal management to reduce phosphorus losses to the environment. *Journal of Animal Science*, 82, E173-E195.
- 52) Komisarczuk S., Durand M., 1991. Effects of minerals on microbial metabolism. In: Jouany J.P. (ed.), *Rumen Microbial Metabolism and Ruminant Digestion*. INRA, Paris, 179-198.
- 53) Komisarczuk S., Merry R.J., McAllan A.B., 1987. Effects of different levels of phosphorus on rumen microbial fermentation and synthesis determined using a continuous culture technique. *British Journal of Nutrition*, 57:279-290.
- 54) Jeppsson K.H., Karlsson S., Svensson L., Beck-Friis B., Bergsten C., Bergström J., 1997. *Djupströbädd för ungnöt och slaktsvin*. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Biosystems and Technology. Report 110. Alnarp.
- 55) Ladetto G., 2008. L'allevamento del bestiame contribuisce a determinare l'effetto serra: un gruppo di ricercatori, coordinato dalla Animal Production and Health Division della FAO, evidenzia la dimensione del fenomeno e propone rimedi. *Annali dell'Accademia di Agricoltura di Torino* (in stampa).
- 56) Lazzaroni C., Biagini D., 2007. Effect of castration age on weight and size of some muscles in Piemontese male cattle. *Italian Journal of Animal Science*, 6 (suppl. 1):440-442.
- 57) Lazzaroni C., Biagini D., 2008. Effect of pre- and post-pubertal castration on Piemontese male cattle: II. Carcass measures and meat yield. *Meat Science*, 80:442-448.
- 58) Lovett D., Lovell S., Stack L., Callan J., Finlay M., Conolly J., O'Mara F.P., 2003. Effect of forage/concentrate ratio and dietary coconut oil level on methane output and performance of finishing beef heifers. *Livestock Production Science*, 84:135-146.

- 59) McGinn S.M., Beauchemin K.A., Coates T., Colombatto D., 2004. Methane emissions from beef cattle: effects of monensin, sunflower oil, enzymes, yeast, and fumaric acid. *Journal of Animal Science*, 82:3346-3356.
- 60) Medici G., 1968. Peso e valutazione del letame. In: *Manuale dell'agronomo*. Reda, Roma, 2931.
- 61) Meschy F., 2002. Recommandations d'apport en phosphore absorbé chez les ruminants. *Rencontre Recherche Ruminants*, 9:279-285.
- 62) Meschy F., Ramirez-Perez A.H., 2005. Evolutions récentes des recommandations d'apport en phosphore pour les ruminants. *INRA Productions Animales*, 18:175-182.
- 63) Meschy F., 2007. Alimentation minérale et vitaminique des ruminants: actualisation des connaissances. *INRA Productions Animales*, 20:119-128.
- 64) Mills J.A.N., 2008. Modelling methane emissions from farm livestock. In: France J., Kebreab E. (eds.), *Mathematical modelling in animal nutrition*. CAB International, 189-203.
- 65) Mineo B., 2007. Problemi ambientali del fosforo utilizzato nell'alimentazione animale: analisi di alcuni allevamenti di bovine da latte. Tesi di laurea. Corso di laurea magistrale interfacoltà in Scienze e Tecnologie Zootecniche, Università degli Studi di Torino.
- 66) Moe P.W., Tyrrell H.F., 1979. Methane production in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 62:1583-1586.
- 67) Morgan J.B., Wheeler T.L., Koohmaraie M., Crouse D.J., Savell J.W., 1993. Effect of castration on myofibrillar protein turnover, endogenous proteinase activities, and muscle growth in bovine skeletal muscle. *Journal of Animal Science*, 65:408-414.
- 68) Navarotto L., Valli L., Bonazzi G., 2001. Riduzione delle perdite di ammoniaca in allevamento. In: *Manuale per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici*. CRPA (ed.). Edizioni L'Informatore Agrario, Bologna.
- 69) Niccoli V., 1924. *Prontuario dell'agricoltore e dell'ingegnere agrario*. VIIIa ediz. Hoepli, Milano.
- 70) Nkrumah J.D., Okine E.K., Mathison G.W., Schmid K., Li C., Basarab J.A., Price M.A., Wang Z., Moore S.S., 2006. Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behaviour with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle. *Journal of Animal Science*, 84:145-153.
- 71) NRC, 1996. *Nutrient requirements of beef cattle*. National Academy Press, Washington.
- 72) Okine E.K., Basarab J.A., Goonewardene L.A., Mir P., Mir Z., Price M.A., Arthur P.F., Moore S.S., 2003. Residual feed intake - what is it and how does it differ from traditional concepts of feed utilization. *Conference Proceedings of Canadian Society of Animal Science, Annual Meeting 10-13 June (16 pp on CD proceedings)*.
- 73) Pfeffer E., Beede D.K., Valk H., 2005. Phosphorus metabolism in ruminants and requirements of cattle. In: Pfeffer E., Hristov A. (eds.), *Nitrogen and Phosphorus nutrition of Cattle*, CABI Publishing, 195-231.
- 74) Pinares-Patiño C.S., Baumont R., Martin D.R., 2004. Methane emissions by Charolais cows grazing a monospecific pasture of timothy at four stages of maturity. *Canadian Journal of Animal Science*, 78:769-777.
- 75) Richardson E.C., Herd R.M., 2004. Biological basis for variation in residual feed intake in beef cattle. 2. Synthesis of results following divergent selection. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 44:431-440.
- 76) Sartori L., Rota M., 2006. Come ridurre le perdite di ammoniaca. *L'informatore Agrario* 30:33-36.
- 77) Setter L.D., Wu Z., 2000. Phosphorus-nutritional management of phosphorus in dairy and beef rations. *Proceedings 2nd Annual Intermountain Nutrition Conference, Salt Lake City, Utah*, 157-170.

- 78) Schroeder G.F., Titgemeyer E.C., 2008. Interaction between protein and energy supply on protein utilization in growing cattle: a review. *Livestock Science*, 114:1-10
- 79) Schroeder G.F., Titgemeyer E.C., Awawdeh M.S., Smith J.S., Gnad D.P., 2006. Effects of energy source on methionine utilization by growing steers. *Journal of Animal Science*, 84:1505-1511.
- 80) Scott G.B., Kelly M., 1989. Cattle cleanliness in different housing systems. *Farm Building Progress*, 95:21-24.
- 81) Sgoifo Rossi C.A., Innocenti M.L., Vandoni S.L., Dell'Orto V., 2008. L'unifeed equilibra la razione dei vitelloni. *Informatore Zootecnico*, 7:42-46.
- 82) Shaver R., Howard W.T., 1995. Are we feeding too much phosphorus? *Hoard's Dairyman*, 140:280-281.
- 83) Sink S.E., Knowlton K.F., Herbein J.H., 2000. Economic and environmental implication of overfeeding phosphorus on Virginia dairy farms. *Journal of Animal Science*, 78 (suppl. 2.):4.
- 84) Svensson L., 1991. Emissions of ammonia during storage of cattle and pig manure. *JTI-meddelande 433*, Jordbrukstekniska Institutet, Uppsala, Sweden.
- 85) Tran G., Skiba F., 2005. Variabilité inter et intra matière première de la teneur en phosphore total et phytique et de l'activité phytasique. *INRA Productions Animales*, 18:159-168.
- 86) Van Heugten E., Van Kempen T., 1999. Methods may exist to reduce nutrient excretion, *Feedstuffs*, April 1:6.
- 87) Van Nevel C.J., Demeyer D.I., 1977. Determination of rumen microbial growth in vitro from ³²P-labelled phosphate incorporation. *British Journal of Nutrition*, 38:101-114.
- 88) Wu Z., 2003. People still are feeding too much phosphorus. *Hoard's Dairyman*, 148:210.
- 89) Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science*, 4 (suppl. 3):103-111.
- 90) Zoccarato I., Biagini D., Kaijun G., Lazzaroni C., 2007. Relazione finale del progetto "Valutazione dell'escrezione azotata degli allevamenti zootecnici. Approfondimenti per il Piemonte". Regione Piemonte.

ESCREZIONE AZOTATA NEI PICCOLI RUMINANTI

(Nitrogen excretion in small ruminants)

SALVATORE PIER GIACOMO RASSU¹, ANTONELLO CANNAS¹, VALERIA GIOVANETTI²,
GIOVANNI MOLLE²

¹ Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università degli Studi di Sassari, Italy

² Dipartimento per la Ricerca delle Produzioni Animali, AGRIS Sardegna, Olmedo (SS) Italy

RIASSUNTO

Nonostante l'attività zootecnica sia considerata una delle attività agricole che contribuisce in modo sensibile alle emissioni di azoto nell'ambiente, l'allevamento dei piccoli ruminanti ha ricevuto per questo aspetto poca attenzione da parte della ricerca. Ciò può essere attribuito al sistema di allevamento degli ovini e dei caprini basato sul pascolamento e su un limitato grado di intensivizzazione. Tuttavia, la stagionalità produttiva e lo stesso sistema di allevamento fanno sì che l'emissione di azoto da parte di queste specie non sia costante durante l'anno e, soprattutto, non sia controllabile come negli allevamenti intensivi con animali confinati in stalla, per i quali è possibile stoccare le deiezioni (feci ed urine) e programmare la loro distribuzione in campo. Allo scopo di fornire informazioni su questa tematica anche per i piccoli ruminanti, nel presente lavoro vengono prima presi in esame i fattori che influenzano l'escrezione azotata da parte degli animali e successivamente sono proposti modelli di stima di queste escrezioni, sia a livello di singolo animale che a livello di gregge nel suo complesso, in funzione di diversi aspetti gestionali.

SUMMARY

Livestock production is regarded as one of the main agricultural sources of nitrogen released to the environment. However, small ruminants have so far received little attention in the scientific literature, since most of research has been focused on intensive livestock farming systems. This can be explained by sheep and goat production systems which are usually grazing-based and featured by a low level of nitrogen input. Nevertheless, the seasonality of production often results in a wide fluctuation of daily nitrogen excretion through the year at animal and farm level. Moreover annual excretion amount is relatively unpredictable in these conditions as compared with intensive farms of stall-fed animals where excreta (faeces and urine) can be easily accumulated and, when needed, thoroughly spread over farm fields. In order to advance our knowledge on nitrogen excretion by small ruminants, the present paper firstly focuses on the factors affecting nitrogen excretion at animal scale and secondly envisages some relevant scenarios based on a user-friendly software providing estimates of nitrogen excretion at both sheep/goat and flock/herd levels.

Parole chiave

ovini, caprini, escrezione azotata, modellizzazione

Key words

sheep, goats, nitrogen excretion, modelling

INTRODUZIONE

Le attività zootecniche sono considerate una delle principali cause di inquinamento ambientale da azoto, che viene liberato nell'aria soprattutto come ammoniaca, oppure disperso nel suolo e nelle acque sotterranee come nitrati. In condizioni di aerobiosi, tipiche dello strato superficiale del suolo, l' NH_3 è convertita in nitrati (NO_3) attraverso il processo della nitrificazione, mentre in condizioni di anaerobiosi, tipiche dello strato più profondo del suolo, i nitrati possono essere convertiti in N_2 , attraverso il processo della denitrificazione (Tamminga, 1992).

Quest'ultima trasformazione può causare la liberazione nell'aria di prodotti intermedi, come NO , NO_2 e N_2O che sono molto pericolosi per lo strato di ozono. Secondo la F.A.O. circa il 20% dell'effetto serra antropogenico è in relazione all'attività agro-zootecnica. Una percentuale molto più elevata è stata stimata in relazione al contributo di tali attività alle emissioni di CH_4 (50%) e N_2O (70%). Inoltre gli 'excreta' zootecnici contribuiscono alle perdite per scorrimento e lisciviazione di azoto (N) e di altri nutrienti nelle falde acquifere sub-superficiali e nei corsi d'acqua, favorendo fenomeni di eutrofizzazione.

Sebbene i ruminanti siano coinvolti nell'inquinamento ambientale da N, gli ovini ed i caprini hanno ricevuto scarsa attenzione sotto questo profilo, in quanto gran parte della ricerca scientifica è stata concentrata soprattutto sugli allevamenti intensivi di bovini da latte. Questo può essere giustificato in parte dall'elevata quantità di deiezioni prodotte per capo e per unità di superficie in questi sistemi di allevamento basati generalmente sulla stabulazione permanente. Tuttavia questo inconveniente può essere parzialmente controbilanciato dalla possibilità che questi sistemi offrono nel poter controllare la qualità e l'ammontare di azoto escreto sia su scala animale, attraverso una adeguata alimentazione, che aziendale, mediante la raccolta, la manipolazione e la corretta distribuzione delle deiezioni in campo. In pecore e capre l'escrezione individuale di N è ovviamente inferiore a quella dei bovini in relazione alla minore mole e, quindi, alla minore ingestione alimentare, benché ciò nei piccoli ruminanti sia parzialmente compensato dai maggiori livelli di ingestione per kg di peso corporeo (Cannas, 2004b).

Inoltre, negli allevamenti dei piccoli ruminanti il carico animale è di norma inferiore rispetto a quello dei bovini allevati con sistemi intensivi, comportando quindi una produzione di deiezioni minore per unità di superficie disponibile. Tuttavia, considerando che la popolazione mondiale di ovini e caprini è aumentata da 1,35 miliardi nel 1961 a 1,94 miliardi nel 2006, rappresentando oltre il 52% dei ruminanti domestici (bufali, cammelli, vacche, capre e pecore) (FAOSTAT, 2008), e che circa un quinto della superficie terrestre è costituito da pascoli (Hadley, 1993, cit. da Allard *et al.*, 2003), è evidente come l'allevamento degli ovini e dei caprini giochi un ruolo importante per quanto attiene il loro potenziale impatto ambientale. È noto, infatti, che il loro sistema produttivo è basato sullo sfruttamento stagionale dei pascoli che non consente il controllo quantitativo dell'emissione di N e degli altri nutrienti e il loro rilascio nell'ambiente.

Per di più, nei piccoli ruminanti, l'efficienza di utilizzazione dell'N è particolarmente bassa a causa della sua limitata ritenzione nei prodotti animali (latte, carne, lana), variabile dal 5% al 20% (Oenema *et al.*, 1997; Arogo *et al.*, 2001; Allard *et al.*, 2003; Flachowsky e Lebzien, 2006).

Ai fini della valutazione dell'impatto ambientale degli allevamenti di piccoli ruminanti è importante conoscere non solo la quantità totale di N escreto, ma anche la sua ripartizione tra urine e feci e le diverse forme chimiche che caratterizzano ciascuna classe di deiezione.

Le differenti forme chimiche dell'N hanno infatti un diverso impatto inquinante in relazione alla entità e tasso di sintesi di prodotti azotati intermedi o finali potenzialmente pericolosi.

Infatti, l'idrolisi dell'urea, escreta con le urine, ad ammoniaca è di norma molto rapida, anche se variabile con le condizioni ambientali, quali pH, temperatura, ventosità (Arogo *et al.*, 2001; Laterme *et al.*, 2003), mentre la trasformazione della restante parte dell'N urinario, del-

la frazione solubile e di parte dell'N microbico contenuto nelle feci richiedono qualche giorno. Mesi od anni sono necessari, invece, per la mineralizzazione per la restante parte dell'N fecale. Secondo uno studio di Kyvsgaard *et al.* (2000), la mineralizzazione dell'azoto contenuto nelle feci ovine varia da -28% a 43% dell'N totale a 12 settimane dall'incorporazione nel terreno, ed è in relazione diretta con il logaritmo della concentrazione di N nelle feci, che, a sua volta, è strettamente dipendente dalla digeribilità apparente della dieta. E' da precisare tuttavia che l'effetto della digeribilità apparente in questo studio è confuso con quello della concentrazione azotata della dieta. La quantità di azoto totale escreto dagli ovini varia in genere da 12 a 20 kg/capo per anno (Oenema *et al.*, 1997). Anche le caratteristiche dei composti azotati presenti nelle deiezioni emesse dagli ovi-caprini sono soggette a forti variazioni.

Questa variabilità dipende da numerosi fattori animali e alimentari, quali la specie, la razza, la mole e il livello produttivo degli animali, l'ingestione alimentare e di acqua, le condizioni di allevamento e climatiche. Di seguito sono esaminati in maggiore dettaglio alcuni dei fattori di variazione individuale dell'escrezione azotata nei piccoli ruminanti.

FATTORI DI VARIAZIONE DELLE ESCREZIONI AZOTATE

Fattori di variazione delle escrezioni azotate a livello individuale

Composizione chimica delle escrezioni azotate

La concentrazione di N fecale nei ruminanti è in genere piuttosto costante e i valori medi si aggirano attorno a 75 g di N/kg di sostanza secca fecale (Bussinink e Oenema, 1998). L'N totale fecale è dato dalla somma di tre componenti: proteina di origine alimentare non degradata, residui di N metabolico microbico e N metabolico endogeno. Le proteine di origine alimentare non degradate presenti nelle feci di animali sani, che in media costituiscono il 20-25% dell'N fecale, non contengono proteina potenzialmente digeribile, ma solo proteine indigeribili che resistono alla digestione peptica, come la cheratina, l'N legato ai prodotti di Maillard o alla lignina (Van Soest, 1994). La restante quota di N è di origine metabolica, derivante dall'N microbico (circa il 60-70% dell'N fecale), che a sua volta include frazioni solubili (soprattutto ammoniaca derivante dalla degradazione microbica) e insolubili (soprattutto N delle pareti cellulari microbiche) e circa il 10-15% di N endogeno (residui di enzimi e cellule epiteliali del tratto digerente) (Van Soest, 1994). A differenza delle feci, la concentrazione dell'N nelle urine è molto variabile (da 1 a 20 g di N/l; Bussinink e Oenema, 1998). L'N urinario è composto principalmente da urea (50-90% del totale), allantoina, altri derivati purinici, piccoli peptidi e singoli amminoacidi.

Specie animali

Nonostante le molte analogie, le varie specie di ruminanti domestici differiscono per le strategie alimentari e per la capacità digestiva (Cannas, 2004b), soprattutto a causa delle differenze nella mole. Alcune di queste differenze potrebbero influenzare l'escrezione azotata. A questo proposito, i ruminanti domestici possono essere separati in grandi ruminanti (LR; per esempio bovini e bufali) e in piccoli ruminanti (SR, ovini e caprini).

Le principali differenze tra LR e SR sono:

- SR tendono ad avere più elevati livelli di ingestione e di velocità di transito ruminale rispetto ai LR e quindi un più elevato apporto di sostanza secca (DM) e di proteina grezza (CP), per unità di peso corporeo (BW), che porterebbe ad avere più elevate escrezioni di N;
- SR tendono ad avere un' inferiore digeribilità ruminale della dieta rispetto a LR, e quindi una più alta percentuale di proteina *escape*. Dato che le proteine alimentari spesso hanno

un minore valore biologico rispetto a quelle batteriche (Van Soest, 1994), ci potrebbe essere una minore efficienza di utilizzazione della proteina metabolizzabile (MP) nei SR rispetto ai LR. Tuttavia, la bassa digeribilità ruminale della proteina nei SR può essere compensata dalla loro alta velocità di transito dei liquidi e degli alimenti solidi, che nei bovini da latte induce un aumento della produzione microbica e dell'efficienza (Van Soest, 1994).

- SR sono più selettivi rispetto ai LR, pertanto, a parità di dieta offerta, possono selezionare parti di pianta (al pascolo) o componenti della razione (se alimentati in stalla) che sono più ricche in proteine grezze di quelle selezionate dai LR. Questo non si verifica necessariamente: Bonanno *et al.* (2008a) hanno verificato che capre al pascolo tendono a rifiutare le leguminose quando hanno a disposizione le graminacee e questo potrebbe causare una riduzione dell'ingestione di proteine grezze rispetto al previsto.

Esistono altre differenze che sono specie-specifiche:

- l'efficienza di utilizzazione della MP per la sintesi del latte è più bassa nelle pecore (circa 58%; INRA, 1989) rispetto alle vacche e alle capre (Bocquier *et al.*, 1987; INRA, 1989; CSIRO, 1990; AFRC, 1995). Questo suggerisce che la perdita di N e la sua escrezione sono più alti nelle pecore rispetto agli altri ruminanti, a parità di proteine prodotte nel latte. La bassa efficienza è probabilmente dovuta al fatto che le pecore hanno più alte esigenze rispetto alle vacche e alle capre di aminoacidi solforati, in particolare metionina, per la produzione della lana (Bocquier *et al.*, 1987). A questo proposito Lynch *et al.* (1991) hanno dimostrato che l'integrazione di metionina rumino-protetta e lisina a pecore in lattazione ha causato un significativo aumento nella velocità di crescita di agnelli in allattamento;
- le capre, e, in minor misura, le pecore, hanno la capacità di ridurre gli effetti negativi dei tannini sulla digeribilità della proteina grezza grazie alla presenza di proteine ricche in prolina nella saliva (Van Soest, 1994). Questo spiega la capacità delle capre di vivere a spese di specie vegetali ricche di tannini e la loro maggiore adattabilità rispetto alle pecore, quando sono alimentate su pascoli in cui sono presenti sia specie erbacee che arbustive (Leclerc, 1985);
- le possibili differenze tra le specie nel riciclo dell'N potrebbero causare differenze di escrezione di N. Nelle pecore e nelle capre, l'N riciclato può rappresentare il 15% dell'N ingerito, nonostante siano state riportate ampie variazioni (media di 6,58 e DS di 5,73 g/d; Brun-Bellut, 1996). La quantità di N riciclato varia con lo stadio fisiologico: fine gestazione > inizio lattazione > periodi di asciutta con diete ad alta proteina grezza (Brun-Bellut, 1996). Esistono delle evidenze che riportano come alcune razze di capre (esempio le razze beduine, adattate al deserto) possano avere un elevato tasso di riciclo dell'N (Silanikove, 2000). Tuttavia, questo effetto potrebbe essere dovuto più a una bassa velocità di transito dei liquidi, in animali adattati a vivere in carenza idrica, che a una reale differenza nella capacità di riciclare l'N. Infatti, sulla base dei confronti effettuati da Harmeyer e Martens (1980), non ci sono chiare prove della maggiore capacità di riciclo dell'N delle capre rispetto alle pecore o alle vacche.

Peso e livello produttivo

Poiché l'ingestione è in relazione al peso metabolico degli animali, è atteso che anche l'escrezione nel suo complesso, e l'escrezione azotata in particolare, sia in relazione con esso. Nel modello proposto da Kohn *et al.* (2005) per stimare l'escrezione di N nelle diverse specie di animali, tra cui gli ovini ed i caprini, l'escrezione di azoto urinario è calcolata in funzione della velocità di filtrazione glomerulare (*clearance rate*), della concentrazione di azoto ureico nel sangue e del peso vivo.

Negli animali in produzione (pecore o capre in lattazione, agnelli o capretti in accrescimento), l'escrezione di N è ovviamente maggiore che negli animali della stessa specie e pe-

so corporeo ma a livello di mantenimento. Sebbene nei ruminanti in produzione l'escrezione azotata totale tenda ad aumentare con il livello produttivo, l'escrezione per unità di prodotto ha un andamento opposto; infatti, alle più alte performance produttive corrispondono più basse escrezioni di N per unità di prodotto animale (kg o l di latte e kg di carne).

Per esempio, l'N escreto rispetto a quello ingerito è pari al 70% ed al 60% in capre che producono rispettivamente 2 e 5 litri di latte; negli agnelli con ritmo di accrescimento di 200 o 400 g/d per capo, l'N escreto è rispettivamente pari all'85% ed all'80% (Flachowsky e Lebzien, 2006).

Ingestione

La produzione giornaliera di feci, in termini di sostanza secca, sarebbe correlata positivamente con la sostanza secca ingerita (DMI) e negativamente con la sua digeribilità (DMD), mentre la produzione di urina dipenderebbe in gran parte dalla quantità di acqua consumata. Tuttavia, l'escrezione azotata urinaria è in relazione debole con l'assunzione di acqua giacché la concentrazione di N si riduce all'aumentare dell'assunzione di acqua (effetto diluizione). In pecore adulte, di 65 kg di peso corporeo medio, la produzione di deiezioni sarebbe pari a 4,1 kg/d per capo (2,9 in asciutta e 6,3 in lattazione), con un contenuto di sostanza secca del 15-16%. Questo rilascio quotidiano può portare ad una produzione totale di deiezioni (feci+urine) pari a 1,5 m³/capo per anno, che corrisponde ad un'escrezione di N pari a 9 kg/capo per anno (Smith e Frost, 2000).

All'aumentare dell'ingestione di sostanza secca, a parità di dieta, si ha di norma un incremento dell'escrezione di N anche in relazione alla simultanea riduzione della sua digeribilità apparente, dovuta al maggiore *escape* ruminale ed a maggiori perdite di N microbico ed endogeno nelle feci. Nei bovini l'azoto escreto nelle feci viene espresso come una percentuale costante della sostanza secca ingerita (0,75% o 7,5 g/kg SS; Castillo *et al.*, 2000). A parità di peso metabolico, l'ingestione di sostanza organica digeribile (DOMI) è positivamente correlata con le perdite metaboliche fecali di N e negativamente con quelle urinarie, pertanto l'escrezione totale di N metabolico risulta nel complesso insensibile alle variazioni di DOMI (Giraldez *et al.*, 1997). La relazione negativa tra DOMI ed escrezione urinaria di N è attesa poiché il riciclo dell'urea aumenta con l'aumentare dell'ingestione di energia (Sarraseca *et al.*, 1998), mentre la concentrazione dei derivati purinici nelle urine tende ad aumentare con DOMI (Fujiara *et al.*, 2005). Sebbene sia l'ingestione di sostanza secca (DMI) che di sostanza organica digeribile (DOMI) influenzino l'escrezione di N, l'impatto sull'escrezione di N è principalmente riferibile all'effetto specifico dell'ingestione azotata. In bovini da latte Kebreab *et al.* (2001), dopo aver analizzato i dati di 5 prove di alimentazione in condizioni controllate, hanno evidenziato una relazione lineare dell'ingestione di N con l'escrezione di N nelle feci e curvilineare (esponenziale) con l'escrezione di N nelle urine. Infine hanno rilevato una relazione lineare tra ingestione di N ed N escreto nel latte ma con pendenza pressoché nulla. Ciò significa che l'efficienza azotata tende a ridursi nettamente all'aumentare dell'ingestione di N, particolarmente a seguito dell'incremento della quota urinaria. Queste leggi generali, sebbene siano state modellizzate per bovini, possono considerarsi applicabili anche ai piccoli ruminanti, sebbene in alcune circostanze la relazione tra l'escrezione urinaria di N e l'ingestione di N (NI) possa essere lineare piuttosto che esponenziale (figura. 1).

Composizione della dieta

A parità di livello di ingestione, numerosi fattori di natura alimentare possono, direttamente o indirettamente, influenzare la quantità e la qualità degli 'excreta' dei piccoli ruminanti.

Prenderemo innanzitutto in esame l'effetto dei nutrienti specifici sull'escrezione azotata, successivamente esamineremo l'impatto di alcuni regimi alimentari attinenti l'allevamento degli ovi-caprini.

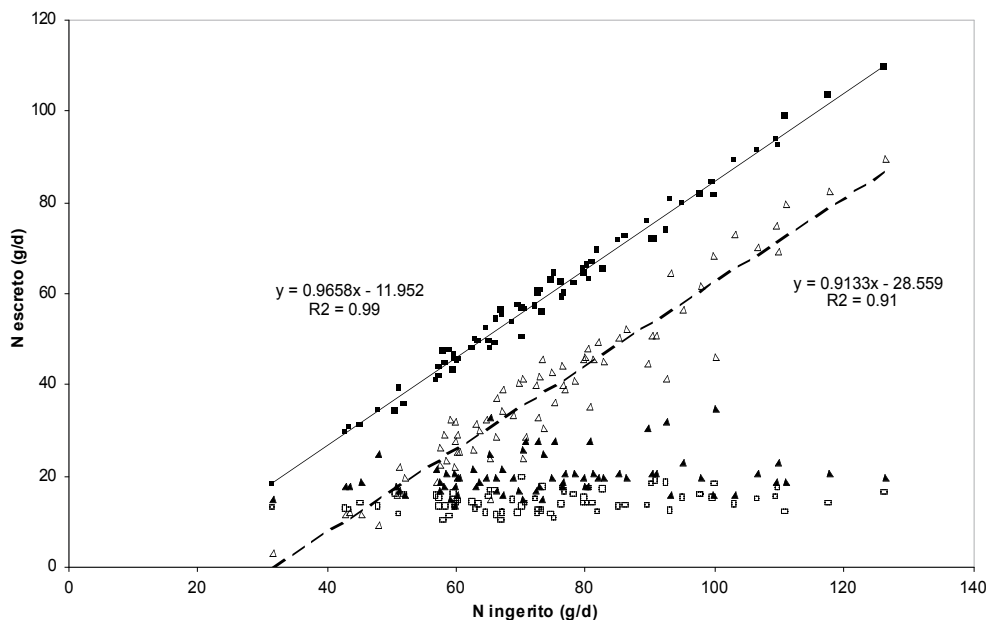


Figura 1 - Relazione tra N ingerito e N escreto nel latte (cerchi vuoti), nelle feci (triangoli pieni), nelle urine (triangoli vuoti, linea tratteggiata) e escrezione totale di N (quadrati pieni, linea continua) in pecore in lattazione al pascolo su consociazioni di graminacee e leguminose. Le regressioni lineari si riferiscono a N = 71 dati, un outlier è stato rimosso, ogni punto rappresenta la media di 3 soggetti. Modificato da Molle *et al.* (2007b).

Concentrazione e composizione dell'azoto alimentare

L'escrezione azotata, *in primis*, dipende dalla concentrazione di N (o proteina grezza = PG = N x 6,25) nella dieta. Ad esempio, questo effetto è stato rilevato indirettamente da Cannas *et al.* (1998) confrontando diete a differente concentrazione proteica (dal 14 % al 21% della SS) e simile concentrazione energetica (1,65 vs. 1,55 Mcal of NE/kg SS) offerte a pecore in lattazione. Questo studio suggerisce che l'urea può essere considerata un buon indicatore del livello dell'escrezione azotata in quanto ha messo in luce un aumento lineare dell'urea nel latte (da 26 a 57 mg/dl) all'aumentare della percentuale di proteine nella razione. Infatti, un aumento della concentrazione di azoto nella dieta, specie nella forma solubile o prontamente degradabile, comporta un incremento delle escrezioni azotate, soprattutto con le urine. Questo effetto dovrebbe essere modulato dall'energia apportata dalla dieta, anche se nella ricerca sopra citata tale modulazione non è stata rilevata, probabilmente a causa del limitato intervallo di energia esplorato.

Viceversa, all'aumentare nella dieta della concentrazione di proteina insolubile, vale a dire l'ADIN, si osserva un aumento dell'*escape* ruminale, come rilevato in ovini alimentati con foraggi freschi, insilati o fieni-silo (Gosselink *et al.*, 2004).

Densità energetica della dieta

Si è già evidenziato come la digeribilità della dieta, a parità di apporti azotati, influenzi l'escrezione di N, in genere riducendola per una minore perdita fecale. La densità energetica della dieta (concentrazione dell'energia), può dare una risposta simile, ma agisce soprattutto

to riducendo le perdite urinarie di N più che quelle fecali, come testimoniato, tra gli altri, da Giovanetti (2006) in pecore in lattazione alimentate in condizioni controllate.

Concentrazione e composizione dei carboidrati della dieta

L'aumento della percentuale dei carboidrati non fibrosi (NFC) in diete pellettate a simile tenore in N, offerte *ad libitum* a pecore in lattazione, ha causato una riduzione proporzionale dell'escrezione fecale ed urinaria di azoto (Giovanetti, 2006). In questo studio, l'escrezione di N urinario e fecale era negativamente correlata alla densità energetica della dieta come mostrato in figura 2.

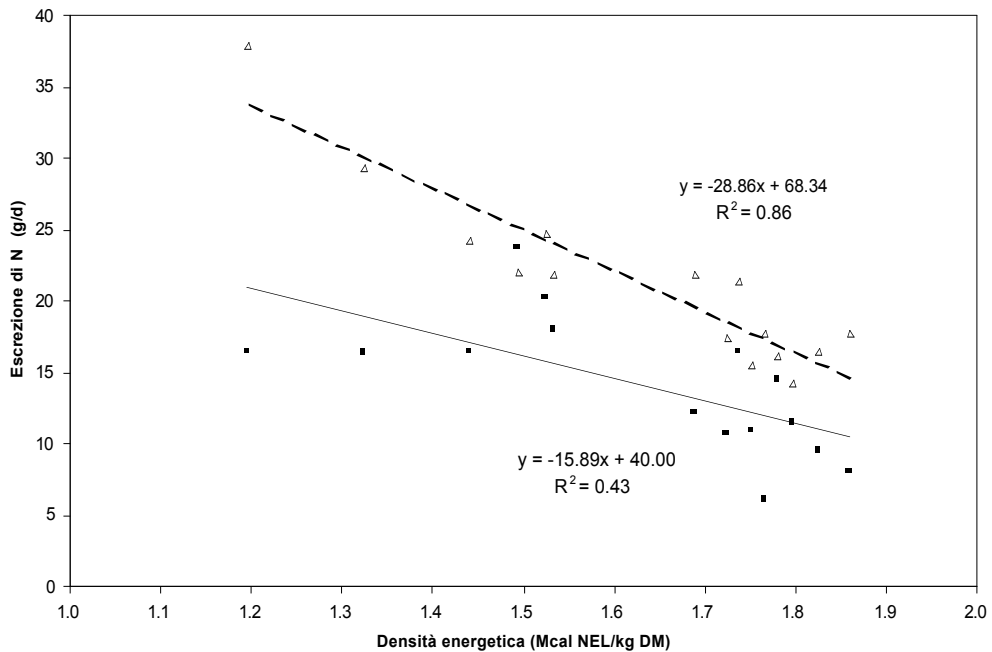


Figura 2 - Regressione dell'escrezione totale di N sulla densità energetica della dieta di pecore in lattazione alimentate con razioni pellettate. I triangoli vuoti e la linea tratteggiata si riferiscono all'escrezione di N urinario; i triangoli pieni e la linea continua si riferiscono all'escrezione di N fecale. N = 15; ogni punto rappresenta la media di 5 soggetti (Giovanetti, 2006).

In ovini sottoposti ad infusione di amido nell'intestino cieco, si è potuto osservare un incremento dell'escrezione di azoto microbico ed endogeno (Ørskov *et al.*, 1970). Questo studio di base testimonia il fatto che se il livello di amido *escape* è molto elevato nella dieta, le perdite di N metabolico e microbico possono controbilanciare gli effetti di riduzione dell'escrezione di N urinario che si manifestano con diete ad elevata concentrazione di carboidrati non fibrosi (NFC). Quindi la composizione dei carboidrati non fibrosi è anch'essa importante per stimare gli effetti dei loro apporti sull'escrezione azotata. A tale riguardo, sia sui bovini da latte (Miller *et al.*, 2001) che negli ovini (Lee *et al.*, 2001), recenti ricerche hanno evidenziato il potenziale beneficio ambientale del pascolamento su graminacee selezionate per l'elevata concentrazione in zuccheri solubili (WSC) rispetto a varietà standard della stessa specie.

Questo effetto ha però un'intensità variabile in relazione a diversi fattori come la cultivar, lo stadio di sviluppo della pianta, la gestione del pascolamento e l'andamento climatico duran-

te la stagione di utilizzo, che possono influenzare i WSC sia direttamente che indirettamente, favorendo per esempio l'attacco e la diffusione di patologie vegetali come la ruggine.

Equilibrio e sincronizzazione dell'N ed energia della dieta

In generale un appropriato bilanciamento dell'energia e dell'azoto nella razione è un pre-requisito per moderare le escrezioni azotate, a parità di apporti degli altri nutrienti (Tamminga, 2002).

Witt *et al.* (2000) hanno osservato che la sincronizzazione delle due quote, in pecore stabulate, ha ridotto sensibilmente la concentrazione dell'urea nel sangue durante l'arco della giornata, ma non ha determinato alcun aumento di produzione di latte. La modifica del piano giornaliero di integrazione dei concentrati può avere un effetto benefico nella riduzione degli eccessi di N su pecore al pascolo. Trevaskys *et al.* (2001) riportano una più alta efficienza microbica ed una minore concentrazione di ammoniaca nel rumine, in situazioni in cui la granella d'orzo veniva somministrata 2 ore prima dell'accesso al pascolo rispetto a un'integrazione effettuata 4 o 6 ore prima del pascolamento.

Effetto di altri nutrienti o sostanze bio-attive

Tutti i composti che agiscono sull'equilibrio della flora microbica ruminale possono indirettamente influenzare il destino dell'azoto ingerito favorendo la sua degradazione o, al contrario, il suo *escape* verso l'abomaso e l'intestino. Un simile effetto è esercitato da alimenti che apportano significative quantità di grassi non protetti, terpeni ed olii essenziali, spesso con proprietà terapeutiche per il consumatore (Rocheffort *et al.*, 2008). I polifenoli tannici, ed in particolare i tannini condensati, hanno anche un'azione diretta sulla digeribilità dell'azoto, in genere riducendola e quindi tendenzialmente favorendo l'incremento delle perdite di N fecale. Questa riduzione può essere anche drastica, infatti, sono state ad esempio misurate digeribilità apparenti negative in capre alimentate con solo lentischio (*Pistacia lentiscus*), un arbusto contenente il 20-25% di tannini condensati (Decandia *et al.*, 2005). A moderati livelli di tannini nella dieta possono però corrispondere effetti benefici sull'assorbimento dell'N alimentare e degli aminoacidi essenziali, con una riduzione complessiva dell'escrezione azotata e dell'emissione di CH₄ (Waghorn *et al.*, 2002).

Sistemi di allevamento: 'effetto pascolo'

In ovini di razza Merino (40 kg di peso vivo) allevati al pascolo a livello di mantenimento, è stato osservato che dei 14,5 kg di N ingerito in un anno con l'erba circa 0,5 kg (4%) erano trattenuti dall'animale nella lana, 3,8 kg (26%) erano escreti con le feci e 10,2 kg (70%) con le urine (Barrow e Lambourne, 1962; cit. da Smith e Frost, 2000). Tuttavia tali dati possono essere considerati solo come un'indicazione di massima dell'entità dell'escrezione di N in pecore al pascolo, poiché, in tali condizioni, l'escrezione è fortemente condizionata da vari fattori come, oltre a quelli già menzionati, la composizione chimica dell'erba pascolata, la quantità e la qualità delle integrazioni alimentari utilizzate.

Caratteristiche dell'erba

L'alimentazione al pascolo si realizza attraverso un processo complesso che include la ricerca ed il consumo di tessuti vegetali viventi, perciò soggetti a variazioni rapide legate al ciclo della pianta. Esiste una relazione biunivoca tra animale e pascolo nel senso che la brucatura dell'erba influenza la sua crescita; quest'ultima, a sua volta, influenza l'ingestione e le performance animali. Variabili ambientali quali le condizioni topografiche ed edafiche e l'andamento meteorologico modulano la relazione animale-pascolo. L'erba pascolata è quindi nel

contempo un alimento particolare ma anche una componente essenziale di un ecosistema di notevole importanza nei sistemi produttivi dei piccoli ruminanti.

Essendo l'erba pascolata un alimento vivo, durante la fase vegetativa è ovviamente ricca di N; quindi una mitigazione della concentrazione di N è auspicabile in queste circostanze, purché siano soddisfatte le esigenze proteiche degli animali.

Nei bovini al pascolo è stato stimato che il contenuto minimo di N nell'erba per evitare una riduzione delle sintesi microbiche a livello ruminale dovrebbe essere pari a circa 24 g/kg SS ingerita (Tamminga, 1992; Hoekstra *et al.*, 2007), o almeno non inferiore a 19 g/kg SS (Duru e Delaby, 2003). Tuttavia raggiungere questi valori ottimali e standardizzare la dieta di ruminanti al pascolo per un periodo significativo è praticamente impossibile dal momento che si devono affrontare contemporaneamente due difficili situazioni: 1. bilanciare la composizione e la produttività del pascolo; 2. controllare la selezione della dieta, particolarmente negli ovi-caprini.

È noto che la composizione chimica dell'erba, oltre che variare con la specie vegetale, la varietà e lo stadio fenologico, varia sensibilmente con la parte della pianta presa in considerazione, per cui la composizione di quella ingerita sarà tanto più diversa da quella dell'intera pianta quanto maggiore è il grado di selezione operato dagli animali. Secondo Duru e Delaby (2003) nei bovini da latte al pascolo la maggiore ingestione di erba si raggiunge quando la quantità disponibile è pari a 2200 kg SS/ha, dei quali 1300 kg (60%) costituiti da lamina fogliare, mentre le escrezioni di N mantengono un livello accettabile quando la concentrazione di proteina grezza nell'erba non supera i 220 g/kg SS, ossia 35 g di N per kg di SS. In pascoli utilizzati a rotazione, la durata del periodo di riposo tra due utilizzazioni influenza la struttura del pascolo e la composizione chimica dell'erba. In genere allungando l'intervallo tra utilizzazioni successive, si ottiene un'erba con una minore concentrazione proteica e più ricca in zuccheri solubili (WSC), il che favorisce una maggiore efficienza di utilizzo dell'azoto alimentare (Duru e Delaby, 2002). Bisogna tuttavia tenere conto dei minimi di cui sopra (19 g di N/kg SS) per evitare cali sensibili di ingestione e performance. Sulla quantità di N contenuto nell'erba hanno molta influenza le concimazioni azotate; infatti, il contenuto di N nell'erba aumenta nelle prime 2 settimane successive alla sua applicazione raggiungendo una concentrazione variabile, a seconda del livello di concimazione, di 40-60 g di N/kg di SS e si riduce successivamente con un tasso di 10 g di N/kg SS per settimana (Tamminga, 1996). La quota di azoto non proteico (NPN), riferita all'N totale, passerebbe dal 15% senza apporto di concimazione al 35% con concimazioni di N pari a 1000 kg/ha all'anno (Goswami e Willcox, 1979, cit. da Tamminga, 1996); ciò è importante in quanto questa forma di N è facilmente solubile in acqua ed è quindi velocemente assorbita dalla parete ruminale per essere quindi escreta come urea nelle urine. In condizioni di clima temperato (Nord e Centro Europa), gli ovini utilizzano spesso pascoli permanenti di alto valore nutrizionale ed ad elevata concentrazione di N, riportando rilevanti escrezioni di N (Orr *et al.*, 1995). Confrontando gruppi di pecore in asciutta che pascolavano su cotiche di altezza di 6 cm (costituite da monoculture di *Trifolium repens*, di *Lolium perenne*, da una consociazione di queste specie non sottoposte a concimazione e da una monocultura di *Lolium perenne* concimato con 420 kg/ha di N) gli stessi Autori hanno riscontrato escrezioni azotate urinarie più elevate nella monocultura di leguminosa e nel loglio concimato. Le escrezioni totali durante la stagione di pascolamento sono state di: 161 kg/ha nella graminacea non concimata; 249 kg/ha nella consociazione; 358 kg/ha nella leguminosa in purezza; 484 kg/ha nel loglio concimato. Queste escrezioni tendevano ad essere correlate con la percentuale di proteina dell'erba ingerita ed il carico animale (19-36 pecore/ha). Parsons *et al.*, (1991), in pecore da carne in lattazione che pascolavano in modo continuo consociazioni di *Lolium perenne* e *Trifolium repens* mantenute ad altezze di 3, 6 o 9 cm, hanno trovato dei range di escrezione azotata compresi tra 73 e 90 g/d di N per capo, con una percentuale di N escreto nelle feci pari a circa il 24% dell'azoto totale. Simili risultati sono stati recentemente trovati in ambiente mediterraneo da Molle *et al.* (2007b) in pecore sarde in mungitura al pascolo su consociazioni di *Lolium rigidum* Gaudin e

Medicago polymorpha. I suddetti Autori, in due dei tre anni di prova, in cui la leguminosa era rappresentata a livelli elevati nel pascolo (>30% della biomassa offerta), hanno riscontrato valori di escrezione totale intorno a 70 g/d per capo, con un'efficienza di utilizzazione dell'N inferiore al 20% (espressa come rapporto percentuale tra l'N escreto nel latte e l'N ingerito). Durante tale esperimento, Molle *et al.* (2007) hanno verificato minori perdite di N negli *excreta* ed una maggiore efficienza di utilizzo in pecore in lattazione della stessa razza, peso pre-sperimentale e produzione di latte, che pascolavano consociazioni della stessa graminacea con *Trifolium subterraneum* o *Hedysarum coronarium*. Le migliori 'performance ambientali' di questi ultimi pascoli sono state spiegate con una minore concentrazione di N nel trifoglio e con un moderato livello di tannini condensati, nella sulla. Un'analisi d'insieme dei dati raccolti in tale studio, ha evidenziato una relazione positiva e stretta tra escrezione di N nelle urine e ingestione di N o digeribilità apparente dell'N. Inoltre è stata individuata una relazione positiva tra escrezione fecale di N e concentrazione di polifenoli tannici nella dieta. Nel complesso, i sistemi di pascolamento esaminati nel suddetto studio si sono rivelati benigni per l'ambiente relativamente alle escrezioni di N, che non hanno mai superato i 100 kg di N/ha, con lisciviazioni misurate inferiori a 10 kg/ha (Sulas, com. pers.). E' da ricordare che in ambiente mediterraneo, la minore piovosità tende a favorire una minore perdita di nutrienti nelle falde durante la stagione di pascolamento, il che non evita comunque le perdite sotto forma gassosa. Inoltre, bisogna tenere presente che l'N fecale rilasciato durante il pascolamento (autunno o primavera) subisce un'intensa mineralizzazione durante l'estate; questa forma di N solubile può essere persa a velocità elevate nell'autunno seguente, quando le prime piogge trovano ancora il terreno nudo perché è stato lavorato o è scarsamente ricoperto da vegetazione (Sulas, com. pers.).

Integrazione al pascolo

Recenti pubblicazioni su bovini da latte hanno messo a fuoco gli effetti della somministrazione di concentrati a basso livello di N e/o ricchi in carboidrati prontamente fermentescibili in animali al pascolo su essenze allo stadio vegetativo e comunque ricche in N (ad es. Berry *et al.*, 2001, Mulligan *et al.*, 2004, Burke *et al.*, 2008). I risultati di questi studi, convergono verso un effetto positivo, seppure limitato, di questo tipo di integrazione *a livello individuale*, con particolare riferimento alla riduzione delle escrezioni azotate. Tuttavia Decandia *et al.* (2007) non sono stati in grado di riscontrare questi effetti in pecore al pascolo integrate con 600 g/d di concentrati a differente composizione in termini di NFC, probabilmente perché il livello di integrazione, peraltro abbastanza frequente nelle pratiche aziendali, era troppo limitato per evidenziare gli effetti attesi. Interessanti risultati sono stati recentemente ottenuti in ovini al pascolo infusi a livello ruminale con diciandamide o 4-metil-pirazole, sostanze ad azione inibitrice la nitrificazione dell'azoto urinario (Ledgard *et al.*, 2008). In questo modo, è stato possibile ridurre la quota di N urinario nitrificato del 90% nei 70 giorni successivi l'escrezione nell'ambiente. Se queste sostanze confermassero la loro efficacia e salubrità in successive prove, potrebbero costituire una valida alternativa all'uso degli zuccheri solubili ed amidi *a fini prettamente ambientalisti* (per esempio con un'integrazione dei ruminanti al pascolo in zone vulnerabili all'inquinamento da N o in aree di pregio naturalistico).

Fattori che influenzano l'escrezione di N a livello di unità di superficie

Le perdite di N escreto variano nella quantità e nella forma, quando sono riferite all'unità di superficie (l'ettaro) in funzione di diversi fattori, fra i quali i più importanti possono essere considerati:

- la topografia e le altre caratteristiche del luogo (come ad es. suolo e clima);
- il carico animale complessivo e la reale distribuzione nello spazio e nel tempo degli animali al pascolo;

- la durata di pascolamento giornaliero, mensile ed annuale;
- gli inputs di N extraziendali dati dalle integrazioni alimentari;
- il livello di concimazioni azotate.

Soltanto i primi due fattori influenzano direttamente le escrezioni di N per unità di superficie, in pratica indipendentemente da qualsiasi effetto sull'escrezione individuale dell'animale.

In accordo con quanto osservato da Verité e Delaby (2000) relativamente all'allevamento bovino da latte, il prodotto del carico animale per la durata della stagione di pascolamento durante l'anno (espressa come giorni di pascolamento per ettaro) può essere considerato un buon indicatore del potenziale eccesso di N su scala aziendale.

Ad esempio, un incremento di 100 giorni di pascolamento per ettaro con vacche da latte comporta un aumento della produzione di N escreto di 70÷80 kg/ha; a tal proposito, nelle aziende bovine da latte intensive è abbastanza comune rilevare eccedenze di escrezione azotata superiori a 200 kg/ha (Börsting *et al.*, 2003).

Studi recenti hanno evidenziato che, nelle vacche da latte, la riduzione della durata del pascolamento da 9,0 a 6,5 ore/giorno oppure a 4,0 ore/giorno comporta una riduzione della produzione di escreta rispettivamente pari al 20% ed al 40%; in particolare, è stato osservato che il trattamento intermedio (6,5 ore/giorno) ha dato la migliore performance in termini di escrezione azotata per kg di latte prodotto (Oudshoorn *et al.*, 2008).

Contrariamente agli allevamenti bovini da latte, nel caso degli ovini e dei caprini ci troviamo di fronte ad una carenza di informazioni relativamente agli effetti dei sistemi aziendali sull'escrezione di N. Tuttavia, in una recente indagine condotta su aziende ovine da latte – effettuata nell'arco di due anni in 40 aziende della Sardegna, rappresentative di 5 classi di suolo e di clima, caratterizzate da diversi livelli di intensificazione – è stato rilevato un eccesso di N a livello aziendale in media pari a 38 kg/ha (Porqueddu, 2008), che comunque corrisponde a circa un decimo del livello di eccesso riscontrato in una analoga ricerca condotta su vacche da latte nella pianura piemontese (Grignani, 1996).

In una prospettiva di “sistema”, l'integrazione alimentare con concentrati ricchi in carboidrati non strutturali (NFC), o carboidrati solubili (WSC), non è necessariamente vantaggiosa per l'ambiente, soprattutto se l'integrazione è associata ad un aumento del carico animale, che spesso è proprio ciò che avviene. Infatti, nella su indicata indagine condotta in Sardegna, il contributo dell'N extraziendale impiegato nell'integrazione alimentare rappresenta il principale input nel bilancio azotato aziendale (N da N-fissazione delle leguminose + N concime + N alimenti extraziendali – N fissato nel corpo degli animali allevati – N esportato come prodotti).

Al contrario, la riduzione del livello di concimazione azotata, oppure del contenuto di N negli alimenti impiegati nell'integrazione alimentare può in qualche modo avere degli effetti positivi sia a livello del singolo animale sia su scala aziendale. Paul *et al* (1998) in aziende bovine da latte, constatarono che la riduzione del contenuto di proteina grezza nei concentrati, dal 18% al 15% DM, comportava un incremento dell'efficienza di utilizzazione dell'N a livello aziendale, che aumentava dal 18% al 23%. Inoltre, questi Autori osservarono anche una minore concentrazione di N nelle escreta degli animali. Questo effetto è doppiamente positivo nel breve periodo ma, se le deiezioni sono accumulate ed utilizzate come unica forma di concimazione aziendale, potrebbe a lungo andare compromettere parzialmente la produzione delle coltivazioni e dei pascoli, a meno che non si ricorra all'utilizzo di N extraziendale per compensare questo svantaggio. Un fenomeno simile si può verificare con una riduzione significativa della concimazione azotata e prolungata nel tempo.

L'uso delle tecniche di integrazione alimentare finalizzate a migliorare la sincronizzazione della degradazione dei carboidrati e delle sostanze azotate nel rumine, può incrementare l'efficienza di utilizzazione dell'N sia a livello animale che aziendale (vedere la review sulla

nutrizione degli ovini da latte e sulla gestione del pascolamento, pubblicata da Molle *et al.*, 2008). Inoltre, il miglioramento del tasso di conversione dell'N alimentare in prodotti animali è anche importante per controllare, quanto più possibile, la ripartizione dell'N escreto sotto forma di feci oppure di urine, favorendo uno spostamento verso la prima forma, se possibile. Ciò è importante per ridurre la forma di escrezione di N considerata più pericolosa per l'ambiente, cioè l'N urinario.

Come già anticipato, questo obiettivo è meno realizzabile con gli animali allevati al pascolo piuttosto che con quelli allevati con sistema confinato. Nel primo caso tutti i fattori in grado di influenzare l'escrezione di N dovrebbero essere opportunamente considerati contemporaneamente, quali ad esempio: composizione chimica dell'erba, metodi e tecniche di pascolamento (durata, periodo, durata complessiva della stagione di pascolamento, carico animale) in rapporto anche alle caratteristiche del suolo, all'andamento climatico, oltre all'integrazione alimentare, all'impiego di concime azotato di origine extraziendale ed alla azoto-fissazione.

Un aspetto talvolta trascurato è che la deposizione delle deiezioni negli appezzamenti pascolati usualmente non è casuale ma, al contrario, gli animali tendono a concentrare il rilascio delle feci e delle urine in aree limitate della superficie pascolata. Ad esempio, la superficie dell'area bagnata con una urinazione emessa da un ovino è di circa 0,03 m²; ne deriva che la quantità di N accumulato in queste aree di deposizione di urina è più elevata della esigenza dell'erba per l'accrescimento, e di conseguenza rappresentano i siti di probabile lisciviazione dell'N o della sua emissione nell'atmosfera (Oenema *et al.*, 1997).

Le perdite di NH₃ per volatilizzazione sono maggiori quando le urine sono rilasciate sul suolo ricoperto da vegetazione, piuttosto che su suolo nudo; questo controbilancia parzialmente l'effetto positivo dell'N assorbito dalla pianta, nel caso di suolo coperto, rispetto all'N lisciviato nel caso di terreno nudo. Inoltre, il calpestio degli animali su terreni umidi può aumentare la quota di N persa dopo la denitrificazione, come N ammoniacale o altre forme volatili (Arogo *et al.*, 2001; Luo *et al.*, 2004; Oenema *et al.*, 1997).

Nei sistemi di produzione dei piccoli ruminanti, generalmente considerati come "benefici" per l'ambiente", di norma stagionali e basati sul pascolamento può accadere che essi possano diventare fonti di inquinamento, almeno in specifiche circostanze (temporali e spaziali). Per questo motivo è cruciale individuare degli utili indicatori dell'escrezione di N, allo scopo di stimare, in forma dinamica, il presunto carico inquinante di questi sistemi. Questo è un aspetto di rilevante importanza per: i) modellizzare l'escrezione di N e di altri nutrienti a livello animale ed aziendale; ii) definire adeguate strategie nutrizionali e gestionali per ridurre l'impatto degli animali di interesse zootecnico sull'ambiente.

Nei capitoli successivi saranno discussi questi argomenti con particolare riferimento agli ovini ed ai caprini allevati in condizioni di clima mediterraneo.

Indicatori dell'escrezione di N

In questa sintesi bibliografica, si considera come indicatore dell'escrezione di N una variabile che può essere misurata rapidamente, con sufficiente accuratezza e precisione ed a basso costo. Tale misura deve essere effettuata in azienda (anche in condizioni di pascolamento) e, ovviamente, deve essere ben correlata all'escrezione di N o all'efficienza della sua utilizzazione.

Benché la composizione chimica dell'erba possa essere stimata con metodi rapidi caratterizzati da sufficiente accuratezza e precisione, dopo adeguata calibrazione, vale a dire con il sistema Near-Infrared Reflectance System o NIRS, prelevare un campione rappresentativo della dieta di un erbivoro non è, comunque, un compito facile, soprattutto quando il pascolo è eterogeneo. Un'ulteriore difficoltà si incontra quando si vuole stimare la composizione chimica della dieta *in toto*, cioè comprensiva dell'integrazione alimentare. In questo caso, mentre la composizione chimica dell'eventuale integrazione può essere relativamente sem-

plice da misurare, la qualità ed il valore nutritivo dell'intera razione può essere difficilmente prevista, a causa della variabilità degli effetti dell'interazione tra erba ed integrazione (effetti associativi e di sostituzione). Sotto questo aspetto, il metodo indicato con il nome di "fecal NIRS", basato sulla correlazione tra spettri di riflettanza dei campioni di feci analizzati con il metodo NIRS e la composizione chimica e digeribilità della dieta misurate in condizioni controllate, fornisce delle prospettive incoraggianti (Landau *et al.*, 2006). Infatti, con questo metodo, Decandia *et al.* (2007b), hanno stimato con elevata accuratezza la concentrazione di N nella dieta, in pecore in mungitura alimentate con diete pellettate, mentre Landau *et al.*, (2006) hanno ottenuto risultati incoraggianti, su capre al pascolo. In tutti i casi, ulteriore ricerca è necessaria prima che questo metodo possa essere considerato uno strumento utilizzabile a livello aziendale.

Al contrario, una consistente letteratura prodotta nelle ultime decadi, evidenzia elevate potenzialità di utilizzo della concentrazione dell'urea nel sangue e nel latte come indicatore del metabolismo azotato ed in particolare dell'escrezione di N in capre (Ciszuk e Gebregziabher 1994) e vacche (Kohn *et al.*, 1997). L'urea è una piccola molecola neutra in grado di diffondere tra le membrane cellulari. Per questo motivo, la concentrazione di urea tende ad essere simile nel sangue e nel latte; come conferma la stretta correlazione tra le concentrazioni di urea nei due suddetti liquidi biologici (Broderick e Clayton, 1997; Roseler *et al.*, 1993). A tal proposito, Jonker *et al.* (1998) hanno proposto di utilizzare un modello, per predire l'escrezione totale di N e la sua efficienza di utilizzazione nelle vacche da latte, basato sulla concentrazione di urea nel latte. Un modello più recente, che stima l'escrezione di N urinario – calcolato sottraendo dall'N ingerito dall'animale quello fissato nel corpo e quello escreto come latte e feci – benchè consenta una buona stima dell'escrezione azotata fecale a partire dalla composizione della dieta, ha evidenziato una minore accuratezza rispetto ai modelli visti in precedenza (Hirooka *et al.*, 2007).

In pecore da latte – alimentate con razioni pellettate Cannas *et al.* (1998) hanno analizzato i risultati della letteratura relativa agli studi condotti sugli ovini alimentati in condizioni controllate, ed hanno trovato una robusta relazione tra concentrazione di urea nel latte o nel sangue e la concentrazione di proteina grezza nella dieta; nel lavoro, tuttavia, non è stato approfondito lo studio delle relazioni tra concentrazione di urea, nel latte e nel sangue, e l'escrezione di N.

Giovanetti *et al.*, (2007) in uno studio recente condotto su pecore in mungitura – alle quali furono somministrate razioni che differivano in misura maggiore per il contenuto energetico piuttosto che per quello proteico – hanno rilevato che l'energia della razione gioca un ruolo importante nella relazione tra N alimentare ed urea; inoltre, hanno evidenziato che esiste una stretta correlazione positiva tra la concentrazione dell'urea nel latte e l'escrezione urinaria di N (figura 3), analogamente a quanto osservato in altre specie di ruminanti (in linea con Ciszuk e Gebregziabher, 1994). In questo modo è stata avvalorata la potenziale utilità del contenuto di urea nel latte come indicatore dell'escrezione di N negli ovini.

In un altro, studio condotto su pecore da latte al pascolo, è stata confermata l'esistenza di una correlazione lineare tra la concentrazione di urea nel latte e la concentrazione di N nella razione da un lato (Molle *et al.*, 2007a), e l'escrezione di N con le urine, dall'altro lato (Molle *et al.*, 2007b).

Negli studi condotti sugli ovini al pascolo le relazioni osservate mostravano, comunque, un coefficiente di determinazione sensibilmente inferiore rispetto a quello misurato in condizioni controllate da Giovanetti *et al.* (2007) (0,53 vs 0,97 per la relazione tra N ureico nel latte e N nelle urine). Diversi sono i motivi che stanno alla base di questa discrepanza, tra di essi il metodo impiegato per misurare l'escrezione di N con le urine in condizioni di pascolamento, che era calcolata per differenza. In entrambi gli esperimenti, sia con animali al pascolo che con alimentazione controllata, gli Autori non hanno rilevato alcuna relazione tra concentra-

zione di urea nel latte e escrezione fecale di N, il che rinforza il concetto che l'urea è principalmente un indicatore dell'N escreto con le urine.

Dal momento che anche l'efficienza di utilizzazione dell'N è strettamente correlata con le perdite urinarie di N, piuttosto che con le perdite fecali, la concentrazione di urea può essere impiegata anche come indicatore di questo parametro, anche se con una minore accuratezza ($R^2=0,58$ nella correlazione tra urea nel latte ed efficienza di utilizzazione dell'N) rispetto alla stima dell'N escreto con le urine (Giovanetti, 2006).

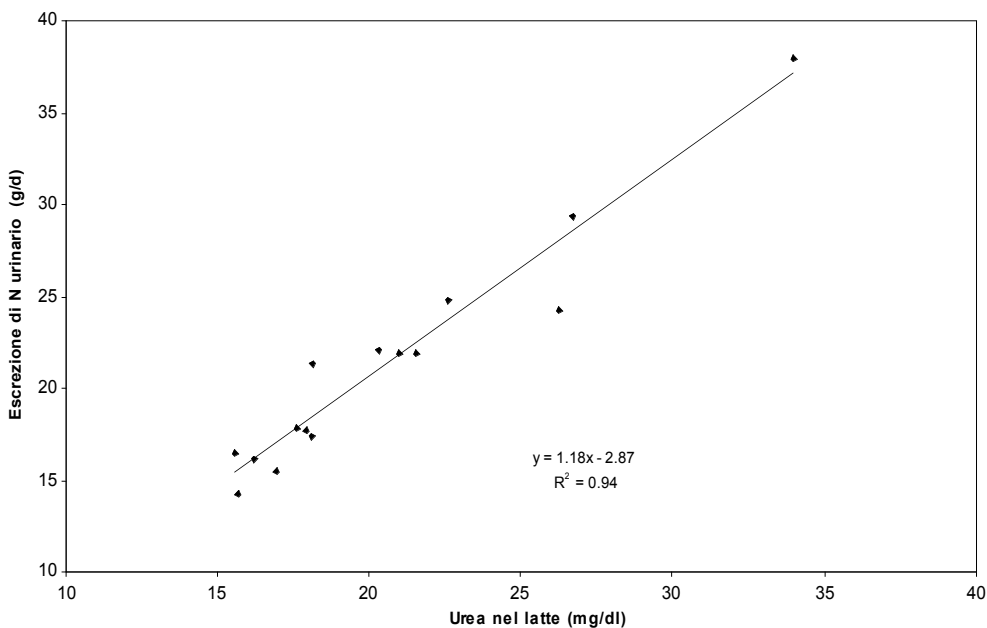


Figura 3 - Regressione dell'escrezione di N urinario sulla concentrazione nel latte di urea in pecore in lattazione alimentate con razioni pellettate di differente densità energetica (Giovanetti 2006). $N = 15$; ogni punto rappresenta la media di 5 soggetti

Per concludere su questo argomento, si può affermare che sebbene la concentrazione di urea nel latte o nel sangue possa essere utilizzata per predire l'escrezione di N a livello di singolo animale o di gregge, è comunque necessario considerare che questa relazione è modulata dalla concentrazione energetica e da altri componenti della razione come i tannini, come osservato da Molle *et al.* (2007a) negli ovini e da Decandia *et al.* (2005) nei caprini. In quest'ultimo lavoro non si è verificata alcuna relazione tra urea nel latte e concentrazione di proteina grezza nella razione in capre che pascolavano su macchia mediterranea, costituita prevalentemente da *Pistacia lentiscus*, quindi esposte all'effetto dei tannini condensati. Al contrario, le capre alimentate con la stessa razione ma riceventi polietilenglicole, sostanza anti-tannica, mostravano la relazione attesa. Una relazione stretta tra le variabili su indicate è stata recentemente osservata da Bonanno *et al.* (2008), in capre che pascolavano su essenze erbacee a base di graminacee, e quindi non esposte all'effetto dei tannini condensati.

Infine, a livello aziendale o territoriale, la concentrazione di urea nel latte dovrebbe essere integrata con "indicatori di sistema" quali per esempio l'eccesso di N per unità di superficie, stimato attraverso il bilancio aziendale dell'N (*farm-gate balance*).

Infatti, una gestione virtuosa a livello animale o di gregge – ad esempio somministrando razioni in grado di mantenere il contenuto di urea del latte entro un range di 30÷40 mg/100 ml – potrebbe essere annullata da una scorretta gestione a livello di sistema aziendale (ad es. eccesso di concimazioni azotate, carico eccessivo, uso elevato di alimenti proteici di origine extraaziendale).

Nei capitoli successivi saranno illustrati dei modelli di stima dell'escrezione e dell'efficienza di utilizzazione dell'N, con alcuni esempi della loro applicazione a diversi regimi alimentari o a diversi scenari di sistemi di produzione rilevanti per le aziende ovine e caprine.

Modelli di stima dell'escrezione azotata nei piccoli ruminanti

La modellizzazione delle attività zootecniche è stata concentrata per lungo tempo sugli aspetti nutrizionali e produttivi. Tuttavia, ultimamente gli aspetti ambientali legati all'allevamento degli animali, specialmente i problemi inerenti le escrezioni azotate, sono stati oggetto di studi di modellizzazione adottando un approccio multidisciplinare, in quanto per affrontare queste problematiche sono necessarie conoscenze di tipo zootecnico, agronomico, pedologico, ambientale ed economico.

Quando si crea un modello per descrivere il flusso dell'N, sia a livello animale che aziendale, l'utilizzazione della variabile tempo comporta la differenziazione dei modelli in *statici*, i quali danno una stima del parametro in un determinato momento, e *dinamici* i quali descrivono l'evoluzione nel tempo del parametro studiato.

Tale distinzione fu evidenziata da Cabrera *et al.* (2006), che confrontarono le stime dell'N escreto in aziende bovine da latte del Nord della Florida, ottenute con l'impiego di un modello dinamico e di due modelli statici. Gli Autori osservarono che i tre modelli adottati fornivano valori simili per la stima dell'escrezione annuale di N, mentre la stima dell'escrezione mensile era diversa in funzione del modello utilizzato, con differenze che variavano dal 3% al 10%. Ciò ha grande importanza perché i modelli dinamici consentono, sulla base dell'andamento delle escrezioni stagionali di N, non soltanto di programmare i volumi di N da stoccare, che possono essere riutilizzati in campo, ma anche di modificare la dinamica della mandria nelle aziende caratterizzate da stagionalità produttiva. Tuttavia, i modelli statici possono anch'essi fornire un andamento temporale, stimando la variabile a differenti intervalli di tempo.

Per quanto attiene alla modellizzazione delle escrezioni azotate degli animali e delle perdite di N a livello aziendale, tra i ruminanti, i bovini da latte allevati intensivamente sono stati quelli più studiati e per i quali è disponibile un maggior numero di modelli, contrariamente ai piccoli ruminanti per i quali esistono pochi studi.

Nello sviluppo di modelli di predizione dell'escrezione di N anche per le aziende ovine e caprine, finalizzati alla riduzione dell'inquinamento ambientale, bisogna considerare che, nella individuazione delle variabili che devono essere utilizzate nel modello, le due specie sono caratterizzate (almeno in ambiente mediterraneo) da stagionalità produttiva e da sistemi di allevamento estensivi e/o semiestensivi.

La modellizzazione delle perdite di N può avere diversi gradi di complessità, innanzitutto in funzione del livello al quale si opera, animale o aziendale. Nel primo caso (livello animale), l'escrezione di N da parte dell'animale è stimata sulla base del bilancio dell'N nell'animale, cioè come differenza tra N ingerito e N trattenuto. La complessità di questa modellizzazione dipende dal livello di aggregazione desiderato; per esempio, essa cambia se si stima l'escrezione totale di N oppure quella dell'N suddiviso fra feci ed urine. Il modello cambia inoltre a seconda che il suo obiettivo sia quello di stimare l'escrezione di N su base giornaliera oppure nel corso di un arco temporale più ampio, in modo da valutare il suo impatto ambientale nel lungo periodo.

Nel caso si intenda svolgere un bilancio aziendale dell'escrezione azotata, la modellizzazione del flusso dell'N in una determinata azienda zootecnica richiede un approccio multidisciplinare, poiché bisogna prendere in considerazione diversi sottomodelli (cioè animale,

suolo, vegetazione) che interagiscono tra loro. Infatti, come schematizzato da Kohn *et al.* (1997), l'N entra nell'azienda in forme diverse e esce da essa (figura 4) come produzione (latte, carne, prodotti agricoli) e come perdite (lisciviazione, deflusso superficiale e volatilizzazione). A livello aziendale, una minore perdita di N è ottenibile riducendo gli input o aumentando l'efficienza di utilizzazione dell'N a parità di input: nel primo caso si dovrebbe ottenere molto probabilmente una minore produzione zootecnica; il secondo caso, invece, sarebbe auspicabile per il mantenimento o l'incremento (con gli stessi input) delle produzioni (Kohn *et al.*, 1997).



Figura 4 - Bilancio dell'N nell'impresa zootecnica (Kohn *et al.*, 1997, modificato).

Modelli di stima dell'escrezione dell'N a livello animale nei piccoli ruminanti

Lo stato fisico-chimico delle deiezioni animali è, successivamente alla loro escrezione, altamente dinamico; di conseguenza, la quantità di nutrienti eliminati con le urine e le feci è spesso stimata con maggiore accuratezza mediante l'uso di modelli nutrizionali piuttosto che con la raccolta immediata delle stesse deiezioni (Van Horn *et al.*, 1994). Infatti, considerando un animale medio in un dato sistema e periodo di riferimento, l'escrezione di N può essere stimata con un semplice bilancio dei nutrienti:

$$N \text{ escreto} = N \text{ ingerito} - N \text{ nei prodotti animali} \quad [1]$$

Questa relazione è valida per tutti i mammiferi (Maynard e Loosli, 1969) ed implica che negli animali alimentati a livello di mantenimento – sebbene esista un certo turnover dei tessuti (soprattutto quello epiteliale) – la quantità di N escreto sia equivalente a quello ingerito. Quando l'animale accumula riserve corporee in forma proteica oppure dà origine a prodotti animali (latte o carne), l'N escreto può essere stimato come differenza tra l'N ingerito e l'N contenuto nei prodotti animali (Van Horn, 1998). L'approccio basato sul bilancio dei nutrienti applicato agli animali adulti prenderebbe in considerazione non soltanto l'N escreto nel latte (nel caso degli animali in lattazione) ma anche il ciclo di deposizione e mobilizzazione delle proteine corporee. Nelle vacche da latte, in qualsiasi momento dell'anno, il bilancio proteico medio può essere considerato vicino a zero, poiché in una mandria normale ci sono sempre animali con differente stadio fisiologico e le differenze complessive di questo bilancio si annullano. Pertanto, l'escrezione di N può essere calcolata semplicemente come:

$$N \text{ escreto} = N \text{ ingerito} - N \text{ nel latte} \quad [2]$$

Tuttavia, negli ovini e nei caprini da latte allevati in ambiente mediterraneo è frequente una marcata stagionalità dei cicli riproduttivi; questo comporta che molti animali dello stesso gregge si trovino nello stesso stadio produttivo o riproduttivo. Pertanto, nei primi 20-30 giorni di lattazione il bilancio proteico del gregge è di norma negativo e la predizione dell'N escreto dovrebbe tenere conto di questo aspetto. In questo caso l'equazione di stima dovrebbe essere:

$$N \text{ escreto} = (N \text{ ingerito} + N \text{ mobilizzato dalle riserve corporee}) - N \text{ nel latte} \quad [3]$$

Nella restante parte dello stadio di lattazione il bilancio proteico è di norma positivo (a patto che la dieta contenga adeguate quantità di N) l'N escreto può essere previsto come:

$$N \text{ escreto} = N \text{ ingerito} - (N \text{ nel latte} + N \text{ accumulato nel corpo}) \quad [4]$$

Tutti questi casi suppongono che l'N ingerito sia maggiore di quello contenuto nei prodotti. Tuttavia, durante l'estate nelle condizioni di allevamento tipiche del Mediterraneo è frequente che i piccoli ruminanti siano tenuti al pascolo su stoppie, caratterizzate da un basso contenuto proteico. In questo caso l'N ingerito è inferiore a quello necessario per soddisfare le esigenze di mantenimento degli animali, con la conseguenza di avere un bilancio azotato negativo e quindi una perdita obbligata di N endogeno. Pertanto, l'escrezione di N può essere stimata come:

$$N \text{ escreto} = N \text{ ingerito} + N \text{ endogeno nelle feci e nelle urine} \quad [5]$$

Nel caso delle femmine in gestazione, l'escrezione azotata sarà:

$$N \text{ escreto} = N \text{ ingerito} - N \text{ accumulato nel feto} \quad [6]$$

Nel caso degli animali in accrescimento, l'escrezione azotata sarà:

$$N \text{ escreto} = N \text{ ingerito} - N \text{ fissato nell'incremento di peso} \quad [7]$$

Predizione dell'accumulo o della mobilizzazione dell'N corporeo nei piccoli ruminanti in età adulta

Mentre l'N nel latte è facile da misurare, quello accumulato o mobilizzato nel corpo è, invece, più difficile da stimare; i valori previsti in differenti sistemi di alimentazione sono stati riassunti da Cannas (2004a).

In particolare, il sistema AFRC (1995) suggerisce un valore di 83 g/d di proteina netta (13,3 g/d di N) per kg di incremento di peso corporeo e 119 g/d (19,0 g/d di N) per kg di perdita di peso. Stime inferiori sono suggerite, invece, dal sistema CSIRO (1990), il quale indica un unico valore pari a 70 g/d di proteina netta (11,2 g/d di N) per kg di incremento o perdita di peso corporeo.

Cannas *et al.* (2004), a loro volta, hanno proposto un sistema di stima dell'N corporeo accumulato o perso basato sulla variazione della condizione corporea (BCS); questo sistema predice prima il peso corporeo lordo (FBW) in funzione dell'attuale BCS e del peso lordo dell'animale adulto con un BCS pari a 2,5:

$$FBW = (0,594 + 0,163 \times BCS) \times FBW_{BCS\ 2,5} \quad [8]$$

dove, FBW è il peso lordo attuale (kg); $FBW_{BCS\ 2,5}$ è il peso lordo dell'animale adulto con un valore di BCS pari a 2,5; BCS è il valore, in un determinato momento, della condizione corporea dell'animale, valutata su una scala da 0 a 5.

In questo modo la variazione di FBW è facile da calcolare passando da un valore di BCS ad un altro. Sulla base del valore di BCS è possibile stimare la proporzione di proteina (AP) nel peso corporeo netto (EBW, in kg):

$$AP = -0,0039 \times BCS^2 + 0,0279 \times BCS + 0,1449 \quad [9]$$

Quindi la proteina corporea totale (TP, in kg) è predetta come:

$$TP = AP \times EBW \quad [10]$$

Dove:

$$EBW = 0,851 \times 0,96 \times FBW \quad [11]$$

Con questo sistema, la variazione di proteina corporea può essere facilmente calcolata passando da un valore di BCS ad un altro e di conseguenza convertita in variazione di N corporeo per essere utilizzato nelle equazioni [3] e [4].

Nel caso di capre adulte, per le quali non sono stati pubblicati dati da parte dei principali sistemi di alimentazione attualmente utilizzati (Cannas *et al.*, 2008), si può affermare che, sulla base dei risultati preliminari ottenuti da Tedeschi *et al.* (2008), il modello descritto in precedenza per gli ovini può essere utilizzato bene anche per le capre.

Predizione dell'escrezione di N nelle feci e nelle urine

Le equazioni utilizzate dai diversi sistemi di alimentazione per stimare l'escrezione di N endogeno nelle feci e nelle urine sono state discusse e confrontate in altri lavori sia nel caso degli ovini (Cannas, 2004a) che nel caso dei caprini (Cannas *et al.*, 2008). In particolare, le equazioni proposte dal CSIRO (1990) di sotto indicate, adottate da Cannas *et al.* (2004) per gli ovini e da Tedeschi *et al.* (2008) per i caprini nel sistema Small Ruminant Nutrition System (SRNS; <http://nutritionmodels.tamu.edu/srns.htm>), possono essere utilizzate per stimare l'N endogeno escreto con le feci e le urine nell'equazione [5]:

$$EUN = (0,147 \times FBW + 3,375)/6,25 \quad [12]$$

$$EFN = (15,2 \times DMI)/6,25 \quad [13]$$

Dove EUN è l'N endogeno escreto con le urine (g/d); EFN è l'N endogeno escreto con le feci (g/d); FBW è il peso corporeo lordo (kg) e DMI è la sostanza secca giornalmente ingerita (kg/d).

Predizione dell'accumulo di N corporeo durante la gestazione

Anche in questo caso si fa riferimento alle equazioni proposte dai diversi sistemi di alimentazione per la stima della proteina accumulata durante la gestazione, riassunte da Cannas (2004a) per gli ovini e da Cannas *et al.* (2008) per i caprini.

A titolo di esempio, la proteina netta (NP) accumulata dal feto può essere stimata per qualsiasi giorno di gestazione attraverso l'equazione suggerita dal CSIRO (1990):

$$NPf = 1428,06 \times LBW \times \exp(-11,22 \times \exp(-0,00601 \times t) - 0,00601 \times t) \quad [14]$$

dove NPf è la proteina netta richiesta per la gestazione (g/d); t sono i giorni di gestazione; LBW è il peso totale atteso dell'agnello/i alla nascita (kg).

L'NPf può quindi essere convertito in N accumulato nel feto per essere utilizzato nell'equazione [6].

Predizione dell'N accumulato durante l'accrescimento

Una stima accurata della proteina netta accumulata durante l'accrescimento da parte dell'agnello può essere ottenuta utilizzando il modello CSIRO (1990), il quale, a differenza di altri sistemi di alimentazione, considera che la proporzione di proteina nell'incremento in peso varia con la crescita dell'animale, essendo maggiore nei primi stadi di crescita e minore in prossimità della maturità. Pertanto, il contenuto di proteina dell'incremento di peso medio giornaliero (ADG) è stimato nel seguente modo:

$$ADG_{proteina} = (212 - 8 * (L - 1) - \frac{0,12 - 8 * (L - 1)}{1 + e^{-6 * (P - 0,4)}}) * 0,92 \quad [15]$$

dove $ADG_{proteina}$ è il contenuto di proteina nell'accrescimento (g/kg ADG) ed L e P sono descritti di seguito:

$$L = \frac{MEI}{ME_m} - 1 \quad [16]$$

$$P = \frac{FBW}{SRW} \quad [17]$$

Dove L (Mcal/Mcal) è il livello nutritivo in multipli della EM di mantenimento meno una unità; MEI è la quantità di EM ingerita (Mcal/d); P è un indice di maturità; FBW è il peso corporeo lordo (kg); SRW è il peso lordo raggiunto da uno specifico animale di una determinata razza, età sesso e ritmo di accrescimento quando lo sviluppo scheletrico è completo e il peso netto contiene 250 g di grasso per kg di peso (corrispondente ad un valore di BCS delle pecore pari a 2,8-3,0 misurato in una scala variabile da 0 a 5).

Tedeschi *et al.* (2008) ritengono che nel sistema SRNS il modello precedentemente descritto per gli agnelli possa essere utilizzato anche per i capretti.

Il sistema AFRC (1995) proponeva, invece, un approccio più semplice per gli agnelli ai fini della stima della proteina netta (NPg) trattenuta nell'incremento di peso, escludendo quello della lana:

$$\text{Maschi, castrati} \quad NPg \text{ (g/d)} = \Delta BW \times (160,4 - 1,22 BW + 0,0105 BW^2) \quad [18]$$

$$\text{Femmine} \quad NPg \text{ (g/d)} = \Delta BW \times (156,1 - 1,94 BW + 0,0173 BW^2) \quad [19]$$

Dove ΔBW è la variazione giornaliera di peso (kg/d); BW è il peso corporeo (kg).

Per i capretti lo stesso sistema ha proposto una specifica equazione, valida però soltanto per i capretti castrati:

$$\text{Maschi, castrati:} \quad NPg \text{ (g/kg } \Delta BW) = (157,22 - 0,694 BW) \quad [20]$$

Indipendentemente dal modello utilizzato, la proteina netta giornaliera accumulata può essere quindi convertita in N per stimare quello accumulato durante la crescita e quindi essere utilizzato per l'equazione [7].

Ripartizione dell'N escreto tra feci ed urine

Come precedentemente discusso, l'N è presente nelle feci in forme chimiche che sono molto diverse da quelle presenti nelle urine. Ne deriva che le feci si differenziano dalle urine anche in termini di stabilità dell'N alla fermentazione, all'ossidazione ed alla volatilizzazione, mostrando così caratteristiche diverse in termini di proprietà fertilizzanti ma anche di potenziale lisciviazione.

Per questo motivo, in diversi casi è utile ripartire l'escrezione totale di N in quello eliminato con le feci ed in quello eliminato con le urine. Per fare questo bisogna per prima cosa stimare la digeribilità apparente dell'N presente nella razione, in modo tale da poter poi stimare l'N escreto con le feci. Pertanto, l'N eliminato con le urine è quindi stimato come differenza tra N totale escreto e quello contenuto nelle feci.

La digeribilità dell'N alimentare può essere stimata utilizzando diversi approcci e modelli (Van Soest, 1994); a tal proposito, recentemente è stato proposto un modello per gli ovini (Cannas *et al.*, 2004). Questo modello, successivamente adattato anche ai caprini e denominato, come già detto, SRNS, stima l'escrezione fecale di N come somma di due diverse componenti: l'N indigeribile di origine alimentare ed l'N metabolico, prendendo in considerazione la velocità di transito degli alimenti e quella di degradazione delle frazioni azotate (Cannas *et al.*, 2006; Cannas *et al.*, 2007; Tedeschi *et al.*, 2008). E' stata valutata, inoltre, la capacità del modello di predire la digeribilità della proteina grezza, per la quale ha mostrato un piccolo (-1,9 g/100 g di CP) e non significativo errore medio ed un limitata deviazione standard residua (7,2 g/100 g di CP).

Un esempio del tipo di informazioni che possono essere ottenute con questo modello sono evidenziate in figura 5 e in tabella 1, dove l'escrezione totale di N e la sua ripartizione tra latte, feci ed urine è stata stimata sulla base dei risultati di un esperimento in cui, a pecore da latte, erano somministrate razioni caratterizzate da 4 diversi livelli di concentrazione proteica e da 2 livelli di energia. Per chiarezza di esposizione i valori relativi ai due livelli di energia sono stati raggruppati. I dati mostrano chiaramente che con l'aumentare della concentrazione di proteina grezza della razione e di quella ingerita c'è una marcata riduzione dell'efficienza di utilizzazione dell'N ed un incremento dell'escrezione azotata, dovuta principalmente all'incremento dell'escrezione dell'N urinario.

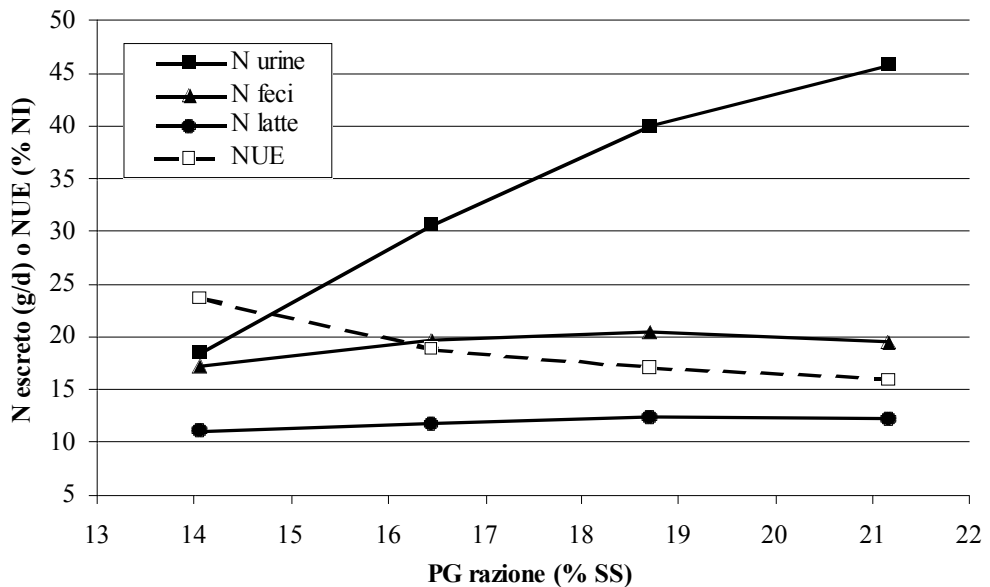


Figura 5 - Escrezione di N e sua ripartizione tra latte (misurato), feci e urine (stimate con il software SRNS) e efficienza di utilizzazione dell'N (NUE; N nel latte/N ingerito, % N ingerito) in un esperimento in cui sono stati confrontati 4 differenti livelli di concentrazione proteica e 2 livelli of energia alimentare in pecore da latte (Cannas *et al.*, 1998). In questa figura per chiarezza i valori relativi ai 2 livelli energetici sono stati mediati.

Tabella 1 – Bilancio azotato, escrezione azotata e sua ripartizione in feci ed urine stimata con il software Small Ruminant Nutrition System (<http://nutritionmodels.tamu.edu/>)

srms.htm) sulla base dei risultati di una esperimento in cui sono stati confrontati 4 differenti livelli di concentrazione proteica (% DM) e 2 livelli di energia nella dieta di pecore in lattazione (Cannas *et al.*, 1998). In questa tabella, per brevità e chiarezza, i valori relative ai 2 livelli energetici sono stati mediati.

	Unità	Proteina nella razione (% della DM) Dietary protein level			
		14,1	16,5	18,7	21,2
Ingestione di SS	kg	2,11	2,36	2,44	2,29
Produzione di latte	g/d	1,21	1,32	1,42	1,41
Ingestione di PG	g/d	294	388	455	486
Ingestione di N (NI)	g/d	47,1	62,0	72,8	77,7
Proteina vera nel latte	%	5,6	5,4	5,3	5,3
PG nel latte	%	5,9	5,7	5,6	5,6
PG escreta nel latte	g/d	71,3	74,7	79,2	78,6
N escreto nel latte (NL)	g/d	11,2	11,7	12,4	12,3
Urea	mg/dl	27,0	36,6	48,7	55,5
<i>Bilancio in proteina metabolizz.le</i>	<i>g/d</i>	<i>-9,0</i>	<i>27,9</i>	<i>50,5</i>	<i>72,3</i>
<i>Bilancio totale dell'N</i>	<i>g/d</i>	<i>-1,4</i>	<i>4,5</i>	<i>8,1</i>	<i>11,6</i>
<i>Bilancio dell'N nel rumine</i>	<i>g/d</i>	<i>11,6</i>	<i>16,9</i>	<i>23,4</i>	<i>28,9</i>
<i>Totale N escreto (NI-NL)</i>	<i>g/d</i>	<i>35,9</i>	<i>50,3</i>	<i>60,4</i>	<i>65,4</i>
<i>Efficienza di utilizzazione N (NL/NI)</i>	<i>%</i>	<i>23,7</i>	<i>18,9</i>	<i>17,0</i>	<i>15,9</i>
<i>Digeribilità apparente N</i>	<i>%</i>	<i>63,3</i>	<i>68,4</i>	<i>71,9</i>	<i>74,9</i>
<i>Digeribilità vera N</i>	<i>%</i>	<i>84,7</i>	<i>86,6</i>	<i>88,0</i>	<i>89,0</i>
<i>N escreto nelle feci (NF)</i>	<i>g/d</i>	<i>17,3</i>	<i>19,6</i>	<i>20,5</i>	<i>19,6</i>
<i>N escreto nelle urine (NU)</i>	<i>g/d</i>	<i>18,6</i>	<i>30,7</i>	<i>39,9</i>	<i>45,8</i>
<i>NF/ totale N escreto</i>	<i>%</i>	<i>48,1</i>	<i>39,0</i>	<i>33,9</i>	<i>29,9</i>
<i>NU/ totale N escreto</i>	<i>%</i>	<i>51,9</i>	<i>61,0</i>	<i>66,1</i>	<i>70,1</i>
<i>NF/NI</i>	<i>%</i>	<i>36,8</i>	<i>31,6</i>	<i>28,2</i>	<i>25,2</i>
<i>NU/NI</i>	<i>%</i>	<i>39,6</i>	<i>49,5</i>	<i>54,9</i>	<i>59,0</i>

Valori in corsivo stimati dallo SRNS (Cannas *et al.*, 2006; Cannas *et al.*, 2007; Tedeschi *et al.*, 2008).

Modellizzazione dell'escrezione azotata nei piccoli ruminanti a livello di gregge

L'escrezione di N può essere predetta mediante l'impiego di modelli finalizzati alla pianificazione ed alla gestione degli allevamenti dei piccoli ruminanti da latte, tali come i softwares *Caprisoft* (Boe *et al.*, 2005) per le aziende caprine, ed *Ovisoft* (Pulina e Rassu, 1994) per le aziende ovine. Questi due modelli di simulazione – realizzati su base Excel® e che possono essere scaricati gratuitamente dal sito <http://dsz.uniss.it> – consentono di predire non soltanto il carico sostenibile ed il reddito aziendale, ma anche la quantità di N escreta mensilmente dal gregge nel suo complesso e/o da ciascuna categoria di animali.

In *Caprisoft* ed *Ovisoft* l'N escreto (annualmente e mensilmente) è stimato per differenza tra l'N ingerito e l'N trattenuto nei prodotti animali (latte e carne):

- l'N ingerito è funzione degli input aziendali utilizzati (cioè peso corporeo degli animali, livello produttivo, qualità del latte, ritmo di accrescimento, piano alimentare) e della dinamica mensile del gregge (la quale dipende dalla distribuzione dei parti);

- l'N escreto dalle pecore in lattazione (pluripare e primipare) è stimato sottraendo la quantità di N presente nel latte da quello ingerito;
- l'N escreto dalle pecore in asciutta e dagli arieti è stata considerata uguale all'N ingerito, poiché in entrambe le categorie di animali la variazione complessiva del peso corporeo nell'arco di un anno sarebbe uguale a zero;
- l'N escreto dagli animali in accrescimento è stato stimato sottraendo dall'N ingerito la quantità di N trattenuto come proteina, calcolata con l'equazione [19].

In entrambi i *softwares*, che presentano lo stesso schema operativo, dopo aver inserito i dati aziendali di input, su un foglio collegato con altri fogli di calcolo, si ottiene, fra i tanti dati di output, anche l'escrezione mensile ed annuale di N.

Alcuni esempi di applicazione del software *Ovisoft* saranno illustrati di seguito, per mostrare l'importanza che può assumere la modellizzazione dell'escrezione azotata nelle aziende ovine da latte, ai fini della scelta della migliore strategia da adottare per ridurre l'inquinamento da N da parte dei piccoli ruminanti. Nell'ipotesi di avere un'azienda ovina di 600 pecore e degli input aziendali specifici, quali quelli elencati in tabella 2, il software è in grado di fornire informazioni importanti circa l'escrezione di N da parte del gregge nel suo complesso e da parte di ciascuna categoria di animali presente in allevamento.

Tabella 2 - Input aziendali

Parametri	Unità	Valore
Superficie	ha	60
Carico animale	pecore/ha	10
Fertilità totale delle pluripare	%	90
Fertilità autunnale delle pluripare	%	80
Fertilità delle primipare	%	75
Mese di parto delle pluripare	mese	Ott., Nov., Gen.
Mese di parto delle primipare	mese	Feb.
Pecore/ariete	n.	40
Quota di rimonta	%	20
Peso corporeo pluripare	kg	50
Peso corporeo primipare	kg	40
Peso corporeo arieti	kg	75
Ritmo accrescimento agnelle	g/d	115
Produzione pluripare	l/anno	230
Produzione primipare	l/anno	145
Contenuto lipidico e proteico latte	%	6,5-5,8
Fieno nella razione base	%	33
Concentrato nella razione delle pecore in lattazione	%	22

In questo ipotetico scenario, la quantità di N totale escreto per ettaro dal gregge è uguale a 116 kg/anno, dei quali il 67% è attribuibile alle pecore in lattazione ed il 23% a quelle in asciutta (figura 6) mentre il restante 10% è escreto dalle agnelle da rimonta e dagli arieti.

La quantità totale di N escreto risulta essere inferiore al valore massimo consentito (pari a 170 kg N/ha) dai regolamenti dell'UE per le aree vulnerabili. Tuttavia, la stima mensile dell'escrezione totale di N per ettaro dal gregge mostra un andamento altamente variabile nel corso dell'anno (range 4,6÷15,5 kg N/ha), dovuto principalmente all'andamento dell'N escreto dalle pecore in lattazione (che varia da 0,0 a 10,1 kg N/ha), che rappresentano la ca-

tegoria di animali più numerosa e con le maggiori esigenze nutrizionali. Anche se il picco di escrezione si raggiunge nei mesi di Marzo e Aprile, il periodo di maggiore escrezione azotata (Novembre-Febbraio) coincide spesso con la stagione delle piogge e con il periodo di minore capacità di crescita dell'erba a causa delle basse temperature (fine autunno-inverno).

Pertanto, in ambiente mediterraneo l'N escreto (specialmente come urine) sul terreno dagli animali al pascolo, durante questo periodo, ha una bassa probabilità di essere assorbito dall'erba ed, al contrario, un'alta probabilità di essere perso per lisciviazione o per percolazione, a causa delle elevate precipitazioni e della limitata copertura vegetale del suolo.

La stima dell'N escreto dal gregge e dalla singola categoria animale è importante poiché in alcuni periodi l'azienda gestisce tutti gli animali come unico gruppo, in altri periodi il gregge è suddiviso in più gruppi separati (ad es. le pluripare durante l'autunno sono suddivise in diversi sottogruppi di pecore quali in asciutta, a fine gestazione, in allattamento o in mungitura) e tenuti in aree diverse dell'azienda.

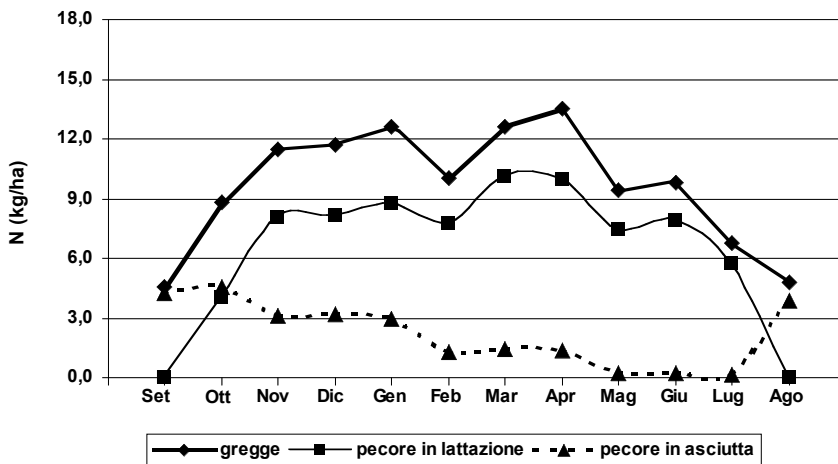


Figura 6 - Escrezione mensile di N del gregge, delle pecore in lattazione ed in asciutta. L'escrezione totale annuale del gregge è 116 kg di N/ha, dei quali il 67,0% dalle pecore in lattazione ed il 22,9% dalle pecore in asciutta.

La differenziazione dell'N escreto dalle diverse categorie di animali consente di stimare l'N depositato nelle diverse superfici – sulla base della durata del pascolamento e del confinamento in ovile o in un paddock (coperto con o senza lettiera o all'aperto) – e quindi i rischi da inquinamento azotato nell'azienda.

Il carico animale è, come si è detto nei precedenti capitoli, uno dei principali fattori in grado di modificare la quantità di N escreto dall'allevamento; infatti, se gli input aziendali precedentemente ipotizzati (tabella 2) restano gli stessi e si fa variare soltanto il carico unitario (ad es, 5, 10 e 15 pecore/ha), il modello stima che con un carico di 15 pecore/ha (che corrisponde ad un gregge di 900 pecore) si raggiunge una escrezione mensile di N (figura 7) così elevata da determinare una escrezione annuale pari a 174 kg di N, di poco superiore al valore soglia stabilito dall'UE per le aree vulnerabili.

Inoltre, mentre con un carico basso (5 pecore/ha) la variazione della quantità di N escreto mensilmente è limitata (range 2,3÷6,7 kg N), nel caso di un carico elevato (15 pecore/ha) tale variabilità è molto più elevata (range 6,9÷20,2 kg N) (figura 7), con seri rischi quando si ha un periodo di pascolamento prolungato sulla stessa superficie proprio nei periodi di maggiore escrezione azotata.

Come osservato da McGechan e Topp (2004), su bovini da latte allevati al pascolo, per una accurata analisi dell'impatto ambientale delle escrezioni N nei sistemi di allevamento estensivi è necessario tenere conto anche di altri importanti aspetti – quali la durata di pascolamento, il carico animale, la frequenza di urinazione e di defecazione, la quantità di N escreta con le urine e con le feci – in quanto con l'aumentare del carico e della durata di pascolamento aumentano le probabilità che le feci e le urine emesse ricoprano la stessa superficie.

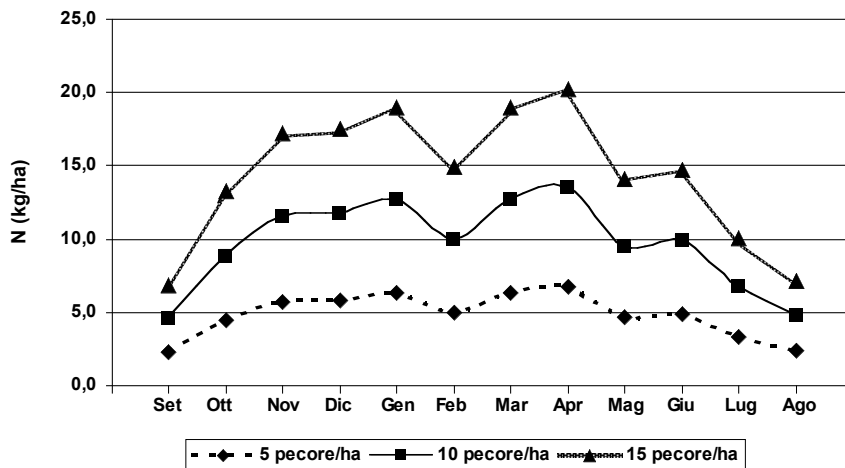


Figura 7 - Escrezione mensile di N con diverso carico di animali. L'escrezione totale annuale del gregge è 174 kg di N/ha con carico elevato, 116 kg di N/ha con carico intermedio e 58 kg di N/ha con carico basso

L'alimentazione è un altro importante fattore che influenza l'escrezione di N da parte degli animali; ciò è ancora più importante nei sistemi di allevamento dove il pascolamento è ampiamente diffuso e frequente, come nelle aziende ovine e caprine, poiché l'ingestione alimentare in generale, e quella proteica (o azotata) in particolare, non può essere facilmente controllata a causa della capacità selettiva delle due specie di animali.

Nell'ipotesi di utilizzare in un'azienda ovina da latte due diverse diete, in un caso facendo affidamento al solo pascolamento su una cotica ricca di graminacee e nell'altro caso prevedendo un impiego medio di fieno nella razione pari al 33% dei foraggi totali (50% durante l'inverno e 0% d'estate), mantenendo costanti gli altri inputs aziendali indicati in tabella 2, si evidenzia anche in questo caso una differente quantità di N escreto nei due scenari nutrizionali ipotizzati. Infatti, l'escrezione annuale complessiva di N è più elevata (130 vs. 116 kg N/ha) nell'azienda dove la base alimentare foraggiera del gregge è rappresentata dal solo pascolo, piuttosto che anche dal fieno. In particolare, con il pascolo l'andamento dell'escrezione di N coincide quasi perfettamente con l'andamento del contenuto proteico del pascolo (figura 8). La maggiore differenza di escrezione azotata si ha nel periodo autunno-inverno, quando le esigenze nutritive degli animali sono elevate, a causa della tipica stagionalità produttiva di questa specie, ed il pascolo è caratterizzato da un elevato contenuto proteico. Pertanto, in animali al pascolo durante le stagioni autunnale ed invernale l'utilizzo del fieno e dei concentrati energetici, questi ultimi con bassa o moderata concentrazione proteica, diventa essenziale non soltanto per consentire una buona produzione di latte all'inizio della lattazione, quando la disponibilità di pascolo è spesso limitata, ma anche per bilanciare l'alto contenuto proteico del pascolo riducendo così il rischio di inquinamento azotato. E' tuttavia da rammentare che

a livello di stima del bilancio azotato aziendale, che va oltre le capacità del modello testè descritto, è importante tener conto dell'origine (aziendale o extra-aziendale) dell'integrazione sia essa data da fieno, concentrati o entrambi.

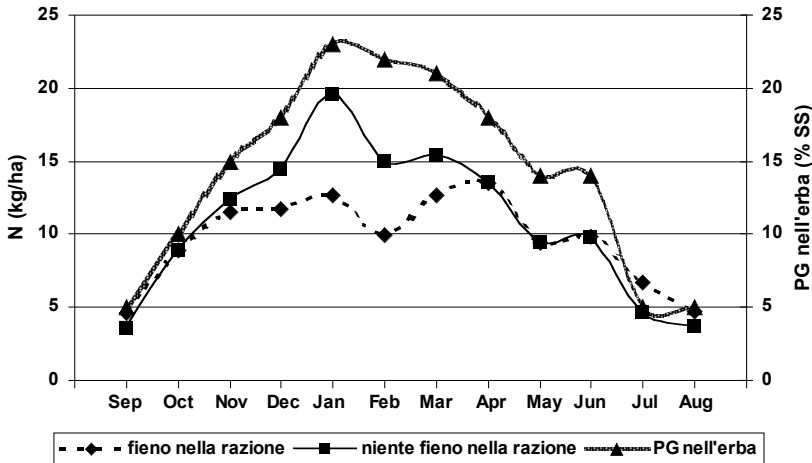


Figura 8 - Escrezione mensile di N in funzione dell'utilizzo o meno del fieno nell'alimentazione degli animali. L'escrezione totale annuale del gregge di 116 kg di N/ha negli animali alimentati anche con fieno e 130 kg di N/ha negli animali con solo pascolo.

APPLICAZIONE

Questa sintesi bibliografica ha evidenziato che un uso dei modelli di simulazione a livello di gregge è di grande utilità per individuare le migliori strategie in grado di limitare in azienda il rilascio di N nell'ambiente, possibilmente senza perdere in potenziale produttivo. Questi modelli dovrebbero combinarsi con l'uso di indicatori 'tattici', vale a dire l'urea nel latte il cui aiuto è cruciale almeno per individuare i punti critici, cioè problemi a livello di gregge per i quali sono richieste azioni immediate. Queste implicano la simultanea applicazione di strumenti nutrizionali e gestionali, quali la riduzione degli squilibri azotati nella dieta con l'integrazione alimentare, l'impiego di foraggi contenenti tannini e l'uso di appropriate tecniche di pascolamento allo scopo di favorire l'assorbimento dell'N da parte dell'erba, e la distribuzione il più possibile uniforme delle deiezioni nel terreno pascolato.

Possono essere previste anche azioni di lungo periodo le quali possono influenzare la strategia di alimentazione o anche la pianificazione dell'azienda nel suo insieme, come ad es. l'incremento della quota di superficie aziendale destinata alla produzione di fieno, oppure la riduzione del carico animale. Quest'ultimo è l'approccio che ha il maggiore impatto ma non dovrebbe essere utilizzato se il carico è in linea con la capacità di carico del pascolo; anche nel caso di un leggero sovra-carico esso sarebbe economicamente irrealizzabile, a meno che "il beneficio ambientale" ottenuto con la riduzione del carico sia pienamente compensato con aiuti pubblici.

Queste soluzioni di lungo periodo dovrebbero essere, comunque, valutate a livello di sistema. Tuttavia, in quest'area, è necessario portare avanti ulteriori ricerche con approccio multidisciplinare al fine di costruire dei modelli di simulazione robusti che considerino l'animale e le coltivazioni come dei sotto modelli, operanti contemporaneamente e, possibilmente, in modo dinamico.

CONCLUSIONI

L'escrezione individuale di N negli ovini e nei caprini, sebbene modesta in termini assoluti, può essere a volte elevata se rapportata alla unità di peso e di prodotto e confrontata con quella dei bovini. Questo è dovuto spesso all'eccesso di proteina nella razione – principalmente azoto solubile – ed allo squilibrio proteina/energia che i piccoli ruminanti subiscono durante il pascolamento di erba immatura, che rappresenta una condizione verosimile durante il periodo autunno-inverno. In queste condizioni, le perdite di N urinario – il più pericoloso per l'ambiente – possono essere sensibilmente aumentate: il pascolamento di essenze contenenti moderati livelli di tannini condensati, come della sulla, può limitare il rilascio di N sotto forma di urina.

L'aumento della concentrazione energetica della razione può ridurre l'escrezione individuale di N nelle deiezioni, sebbene l'intensità dell'effetto vari in dipendenza, fra gli altri, dalla concentrazione e dalla composizione dei carboidrati non strutturali presenti nella dieta. Anche gli integratori contenenti tannini o altri modulatori della microflora ruminale possono essere efficaci in tal senso, anche se sono necessari ulteriori studi per stabilire il loro effetto nel lungo periodo sulla digeribilità della razione e sulle performance.

Nonostante diversi modelli siano già disponibili per predire con adeguata accuratezza l'escrezione di N nei piccoli ruminanti sia a livello individuale che a livello di gregge, è necessario che essi siano combinati con l'uso di indicatori 'tattici', come l'urea nel latte, soprattutto nel caso di animali al pascolo. Sebbene l'urea fornisca una stima del bilancio azotato alimentare e dell'escrezione di N, in modo particolare a livello di gregge, bisogna avere ben chiaro che la sua relazione con l'N alimentare e con quello escreto è modulata da fattori quali l'energia della razione e la concentrazione di sostanze tanniche contenute negli alimenti.

Lo sviluppo di modelli 'di sistema' di tipo dinamico, riferiti anche all'allevamento dei piccoli ruminanti sembra un importante obiettivo di ricerca se si vorrà nel futuro coniugare appieno la zootecnia con la protezione dell'ambiente.

BIBLIOGRAFIA

- 1) AFRC, 1995. Energy and protein requirements of ruminants. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.
- 2) Allard, V., Newton, P.C.D., Lieffering, M., Clark, H., Matthew, C., Soussana, J.F., Gray, Y.S., 2003. Nitrogen cycling in grazed pastures at elevated CO₂: N returns by ruminants. *Global Change Biology*, 9:1731–1742.
- 3) Arogo, J., Westerman, P.W., Heber, A.J., Robarge, W.P., Classen, J.J., 2001. Ammonia in Animal Production – A Review. Annual International Meeting ASAE. Sacramento, California, USA, July 30-August 1.
- 4) Berry, N.R., Jewell, P.L., Sutter, F., Edwards, P.J., Kreuzer, M., 2001. Effect of concentrate on nitrogen turnover and excretion of P, K, Na, Ca and Mg in lactating cows rotationally grazed at high altitude. *Livestock Production Science*, 71:261–275.
- 5) Bocquier, F., Theriez, M., Brelurut, A., 1987. Recommandations alimentaires pour le brebis en lactation. In Alimentation des ruminants: revision du systèmes et des tables de l'INRA. Bull. Tech. Centre de Recherches Zootechniques et Veterinaires de Theix, INRA, (70):199-211.
- 6) Boe, F., Cannas, A., Rassu, S.P.G., Pulina, G., 2005. Caprisoft, un software di programmazione per le aziende caprine. In: L'alimentazione della capra da latte. G. Pulina, Ed. Avenue Media, Bologna:347-364.

- 7) Bonanno, A., Fedele, V., Grigoli, A., 2008a. Grazing management of dairy goats on Mediterranean herbaceous pastures. In: Cannas A., Pulina G. (Eds.) Dairy goats feeding and nutrition. CAB International, Wallingford, UK, pp. 189-220.
- 8) Bonanno, A., Todaro, M., Di Grigoli, A., Scatassa, M.L., Tornambè, G., Alicata, M.L., 2008b. Relationships between dietary factors and milk urea nitrogen level in goats grazing herbaceous pasture. *Italian Journal of Animal Science*, 7:219-235.
- 9) Børsting, C.F., Kristensen, T., Misciattelli, L., Hvelplund, T., Weisbjerg, M.R., 2003. Reducing nitrogen surplus from dairy farms. Effects of feeding and management. *Livestock Production Science*, 83:165-178.
- 10) Broderick, G.A., Clayton, M.K., 1997. A statistical evaluation of animal and nutritional factors influencing concentrations of milk urea nitrogen. *Journal Dairy Science*, 80:2964-2971.
- 11) Brun-Bellut, J., 1996. Urea recycling in the rumen of dairy goats: effects of physiological stage and composition of intake. *Small Ruminant Research*, 23:83-90.
- 12) Burke, F., O'Donovan, M.A., Murphy, J.J., O'Mara, F.P., Mulligan, F.J., 2008. Effect of pasture allowance and supplementation with maize silage and concentrates differing in crude protein concentration on milk production and nitrogen excretion by dairy cows. *Livestock Science*, 114:325-335.
- 13) Bussinink, D.W., Oenema, O., 1998. Ammonia volatilisation from dairy farming systems in temperate areas. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 51:19-33.
- 14) Cabrera, V.E., de Vries, A., Hildebrand, P.E., 2006. Prediction of Nitrogen Excretion in Dairy Farms Located in North Florida: A Comparison of Three Models. *Journal Dairy Science*, 89:1830-1841.
- 15) Cannas, A., 2004a. Energy and protein requirements. In: Pulina G. (Ed.), Dairy sheep nutrition. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, pp. 31-49.
- 16) Cannas, A., 2004b. Feeding of lactating ewes. In: Pulina G. (Ed.), Dairy sheep nutrition. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, pp. 79-108.
- 17) Cannas, A., Pes, A., Mancuso, B., Vodret, B., Nudda, A., 1998. Effect of dietary energy and protein concentration on the concentration of milk urea nitrogen in dairy ewes. *Journal of Dairy Science*, 81:499-508.
- 18) Cannas, A., Tedeschi, L.O., Fox, D.G., Pell, A.N., Van Soest, P.J., 2004 A mechanistic model for predicting the nutrient requirements and feed biological values for sheep. *Journal of Animal Science* 82, 149-169.
- 19) Cannas, A., Tedeschi, L.O., Fox, D.G., 2006. Small Ruminant Nutrition System: A computer model to develop feeding programs for sheep and goats. In: American Society of Animal Science. ASAS-ADSA, Minneapolis, MN, pp. 376.
- 20) Cannas, A., Tedeschi, L. O., Fox, D.G., 2007. Prediction of metabolizable energy intake and energy balance of goats with the Small Ruminant Nutrition System. In: International Symposium on Energy and Protein Metabolism and Nutrition, 2nd. Vichy, France, pp. 569-570.
- 21) Cannas, A., Atzori, A.S., Boe, F., Teixeira, I.A., M.A., 2008. Energy and protein requirements of goats. In: Cannas, A. and Pulina, G. (Eds.) Dairy Goats, Feeding and Nutrition. CAB International, Wallingford, UK, pp. 118-146.
- 22) Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E., France, J., 2000. A review of nitrogen utilization in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Science*, 9:1-32.
- 23) Cizuk, A.U., Gebregziabher, T., 1994. Milk urea as an estimate of urine nitrogen of dairy cows and goats. *Acta Agric. Scand.*, 44:87-95.
- 24) CSIRO. Standing Committee on Agriculture. Ruminants Subcommittee. 1990. Feeding standards for Australian livestock. Ruminants. CSIRO Publications, East Melbourne, Australia.

- 25) Decandia, M., Pinna, G., Cabiddu, A., Molle, G., 2005. Intake by lactating goats browsing on Mediterranean shrubland. In: Proceedings of the 20th International Grassland Congress, p. 540 (Abstr.).
- 26) Decandia, M., Cannas, A., Cabiddu, A., Giovanetti, V., Fois, N., Sitzia, M., Molle, G., 2007a. Effects of carbohydrate composition of concentrate on performance and nutrients' utilisation efficiency of grazing ewes. In: A. De Vlieghe and L. Carlier (Eds), Proceedings of the 14th Symposium of EGF Permanent and Temporary Grassland, Plant, Environment and Economy, Book of Abstract, p. 35 (Abstr.).
- 27) Decandia, M., Giovanetti, V., Boe, F., Scanu, G., Cabiddu, A., Cannas, A., Landau S., 2007b. Faecal NIRS to assess the chemical composition and the nutritive value of dairy sheep diet. Proceedings of the 12th FAO-CIHEAM Meeting on Sheep and Goat Nutrition, Thessaloniki, Greece, October 11-13, 2007. In press
- 28) Duru, M., Delaby, L., 2003. The use of herbage nitrogen status to optimize herbage composition and intake and to minimize nitrogen excretion: an assessment of grazing management flexibility for dairy cows. *Grass and Forage Science*, 58:350–361.
- 29) FAOSTAT, 2008. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available: <http://faostat.fao.org/site/573/default.aspx>. Accessed December 2008.
- 30) Flachowschy, G., Lebzien, P., 2006. Possibilities for reduction of Nitrogen (N) excretion from ruminants and the need for further research – a review. *Landbauforschung Völkenrode*, 1-2,(56):19-30.
- 31) Fujihara, T., Martin, N. Shem, M.N., Nakamura, K., 2005. Effect of dietary energy levels on the urinary excretion of purine derivatives in sheep. *Animal Science Journal*, 76:441–445.
- 32) Giovanetti, V. (2006). Urea as indicator of nitrogen metabolism and excretion in dairy sheep. PhD thesis.
- 33) Giovanetti, V. Decandia, M., Boe, F., Cannas, A., Molle, G., 2007. Nitrogen excretion and utilization efficiency in dairy sheep fed diets with different dietary energy contents. *Journal Dairy Science*, 90 (Suppl. 1):685 (Abstr. n. 993).
- 34) Giráldez, F.J., Valdés, C., Peleáz, R., Frutos, P., Mantecón, A.R., 1997. The influence of digestible organic matter and nitrogen intake on faecal and urinary nitrogen losses in sheep. *Livestock Production Science*, 51:183-190.
- 35) Gosselink, J.M.J., Dulphy, J.P., Poncet, C., Aufrère, J., Tamminga, S., Cone, J.W., 2004. Rumen escape nitrogen from forages in sheep: comparison of in situ and in vitro techniques using in vivo data. *Animal Feed Science and Technology*, 116:35–51.
- 36) Grignani, C., 1996. Influenza della tipologia di allevamento e dell'ordinamento colturale sul bilancio di elementi nutritive di aziende padane (Italian, abstract in english). *Rivista di Agronomia*, 30, suppl. 3:414-422.
- 37) Harmeyer, J., Martens, H., 1980. Aspects of urea metabolism in ruminants with reference to the goat. *Journal of Dairy Science*, 63:1707-1728.
- 38) Hirooka, H., Liang, J.B., Terada, F., 2007. Development and evaluation of a model for prediction of fecal and urinary nitrogen excretions in cattle. *Livestock Science*, 107:282–288.
- 39) Hoekstra, N.J., Schulte, R.P.O., Struik, P.C., Lantinga, E.A., 2007. Pathways to improving the N efficiency of grazing bovines. *European Journal Agronomy*, 26:363–374.
- 40) INRA, 1989. Ruminant nutrition. Recommended allowances and feed tables. Edn. Institut National de la Recherche Agronomique, John Libbey Eurotext, Montrouge, France.
- 41) Jonker, J.S., Kohn, R.A., Erdman, R.A., 1998. Using milk urea nitrogen to predict nitrogen excretion and utilization efficiency in lactating dairy cows. *Journal Dairy Science*, 81:2681–2692.

- 42) Kebreab, E., France, J., Beever, D.E., Castillo, A.R., 2001. Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60:275–285.
- 43) Kohn, R.A., Dou, Z., Ferguson, J.D., Boston, R.C., 1997. A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 50:417–428
- 44) Kohn, R.A., Dinneen, M.M., Russek-Cohen, E., 2005. Using blood urea nitrogen to predict nitrogen excretion and efficiency of nitrogen utilization in cattle, sheep, goats, horses, pigs, and rats. *Journal of Animal Science*, 83:879–889.
- 45) Kyvsgaard, P., Sørensen, P., Møller, E., Magid, J., 2000. Nitrogen mineralization from sheep faeces can be predicted from the apparent digestibility of the feed. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 57:207–214.
- 46) Landau, S., Glasser, T., Dvash, L., 2006. Monitoring nutrition in small ruminants with the aid of near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) technology: A review. *Small Ruminant Research*, 61:1-11.
- 47) Leclerc, B., 1985. Utilisation du maquis corse par des caprins et des ovins. II - Comparaison du regime des ovins et des caprins. *Acta Oecologica Applicata*, 6:303-314.
- 48) Ledgard, S.F., Menneer, J.C., Dexter, M.M., Kear, M.J., Lindsey, S., Peters, J.S., Pacheco, D., 2008. A novel concept to reduce nitrogen losses from grazed pastures by administering soil nitrogen process inhibitors to ruminant animals: A study with sheep. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125:148–158.
- 49) Lee, M.R.F., Jones, E.L., Moorby, J.M., Humphreys, M.O., Theodorou, M.K., MacRae, J.C., Scollan, N.D., 2001. Production responses from lambs grazed on *Lolium perenne* selected for an elevated water-soluble carbohydrate concentration. *Animal Research*, 50:441-449.
- 50) Leterme, P., Barre, C., Vertes, F., 2003. The fate of 15N from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie*, 23:609–616.
- 51) Luo J., Goetsch A.L., Nsahlai I.V., Sahlu T. Ferrell C.L., Owens F.N. Galyean M.L., Moore J.E., Johnson Z.B., 2004. Metabolizable protein requirements for maintenance and growth of growing goats. *Small Ruminant Research*, 53:309-326.
- 52) Lynch, G.P., Elsasser, T.H., Jackson, C.J., Rumsey, T.S., Camp, M.J., 1991. Nitrogen metabolism of lactating ewes fed rumen-protected methionine and lysine. *Journal of Dairy Science*, 66:2268-2276.
- 53) Mainard, L.A., Loosli, J.K., 1969. *Animal nutrition*. McGraw-Hill, New York, pp.361-362, 472-473.
- 54) McGechan M.B., Topp C.F.E. (2004). Modelling environmental impacts of deposition of excreted nitrogen by grazing dairy cows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103:149–164.
- 55) Miller, L.A., Moorby, J.M., Davies, D.R., Humphreys, M.O., Scollan, N.D. MacRae, J.C., Theodorou, M.K., 2001. Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.): milk production from late-lactation dairy cows. *Grass Forage Science*, 56:383-394.
- 56) Molle, G., Giovanetti, V., Cabiddu, A., Cuccureddu, M., Scanu, G., Decandia, M., 2007a. Milk urea as nutritional indicator in sheep grazing legume-based mixtures. *Proceedings of the 12th FAO-CIHEAM Meeting on Sheep and Goat Nutrition*, Thessaloniki, Greece, October 11-13, 2007. In press
- 57) Molle, G., Giovanetti, V., Cabiddu, A., Cuccureddu, M., Sitzia, M., Decandia, M., 2007b. The effect of different grass-legume mixtures on nitrogen excretion of grazing sheep. In: Papachristou, T.G. and Parissi Z.M. (Eds.) 'Nutritional foraging ecology of sheep and goats. 12nd Seminar of the Sub-Network FAO-CIHEAM on Sheep and Goat Nutrition, Thessaloniki, Greece, October 11-13, In press.

- 58) Molle, G., Cabiddu, A., Decandia, M., Landau, S.Y., Cannas A., 2008. An update on the nutrition of dairy sheep grazing Mediterranean pastures. *Small Ruminant Research*, 77:93-112.
- 59) Mulligan, F.J., Dillon, P., Callan, J.J., Rath, M., O'Mara, F.P., 2004. Supplementary Concentrate Type Affects Nitrogen Excretion of Grazing Dairy Cows. *Journal Dairy Science*, 87:3451–3460.
- 60) Oenema, O., Velthof, G.L., Yarnulki, S., Jarvia, S.C., 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13:288-295
- 61) Orr, R.J., Penning, P.D., Parsons, A.J., Champion, R.A., 1995. Herbage intake and N excretion by sheep grazing monocultures or a mixture of grass and white clover. *Grass and Forage Science*, 50:31-40.
- 62) Ørskov, E.R., Fraser, C., Mason, V.C., Mann, S.O., 1970. Influence of starch digestion in the large intestine of sheep on caecal fermentation, caecal microflora and faecal nitrogen excretion. *British Journal Nutrition*, 24:671-682.
- 63) Oudshoorn, F.W., Kristensen, T., Nadimi, E.S., 2008. Dairy cow defecation and urination frequency and spatial distribution in relation to time-limited grazing. *Livestock Science*, 113:62–73.
- 64) Parsons, A.J., Orr, R.J., Penning, P.D., Lockyer, D.R., Ryden, J.C., 1991 Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass-clover swards continuously grazed by sheep. *Journal Agriculture Science*, 116:47-61.
- 65) Paul, J.W., Dinn, N.E., Kannangara, T., Fisher, L.J., 1998. Waste management. Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *Journal of Environmental Quality*, 27:528-534.
- 66) Porqueddu, C., (2008). Low-input farming systems in southern Europe: the role of grassland for sustainable livestock production. In: K. Biala, J.M. Terres, P.Pointereau, M.L. Paracchini (Eds) *Low Input Farming Systems: an Opportunity to Develop Sustainable Agriculture*. Proc. Of JRC Summer University, Ranco, 2-5 July 2007, pp. 52-58
- 67) Pulina G., Rassu S.P.G. (1994). L'impiego di fogli elettronici nella programmazione delle aziende ovine da latte. *L'Informatore Agrario*, 50(45):57-60.
- 68) Rochfort S., Parker A.J., Dunshea, F.R., 2008. Plant bioactives for ruminant health and productivity. *Phytochemistry*, 69:299–322.
- 69) Roseler, D.K., Ferguson, J.D., Sniffen, C.J., Herrema, J., 1993. Dietary protein degradability effects on plasma milk urea nitrogen and milk non protein nitrogen in Holstein cows. *Journal Dairy Science*, 76:525-534.
- 70) Sarraseca, A., Milne, E., Metcalf, M.J., Lobley, G.E., 1998. Urea recycling in sheep: effects of intake. *British Journal of Nutrition*, 79:79-88.
- 71) Silanikove, N., 2000. The physiological basis of adaptation in goats to harsh environments. *Small Ruminant Research*, 35:181-193.
- 72) Smith, K.A., Frost, J.P., 2000. Nitrogen excretion by farm livestock with respect to land spreading requirements and controlling nitrogen losses to ground and surface waters. Part 1: cattle and sheep. *Bioresource Technology*, 71:173-181
- 73) Tamminga, S., 1992. Nutrition Management of Dairy Cows as a Contribution to Pollution Control. *Journal of Dairy Science*, 75:345-357.
- 74) Tamminga, S., 1996. A Review on Environmental Impacts of Nutritional Strategies in Ruminants. *Journal of Animal Science*, 74:3112–3124.
- 75) Tedeschi, L.O., Cannas, A., Fox, D.G., 2008. A nutrition mathematical model to account for dietary supply and requirements of energy and nutrients for domesticated small ruminants: The development and evaluation of the Small Ruminant Nutrition System. *Proceedings of the 9th International Conference on Goats, Queretaro, Mexico, August 31-September 4*.

- 76) Trevaskis, L.M., Fulkerson, W.J., Gooden, J.M., 2001. Provision of certain carbohydrate-based supplements to pasture-fed sheep, as well as time of harvesting of the pasture, influences pH, ammonia concentration and microbial protein synthesis in the rumen. *Australian Journal Experimental Agriculture*, 41:21-27.
- 77) Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Powers, W.J., Nordsted, R.A., 1994. Components of dairy manure management systems. *J. Dairy Sci.*, 77:2008-2030.
- 78) Van Horn, H.H., 1998. Factors affecting manure quantity, quality, and use. Proc. Mid-South Ruminant Nutrition Conf., Dallas-Ft. Worth, May 7-8, 1998, Texas Animal Nutr. Council, 17360 Coit Road, Dallas TX 75252-6599, pp 9-20.
- 79) Van Soest, P.J., 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*. 2nd ed. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- 80) Vérité, R., Delaby, L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales Zootechnique*, 49:217-230.
- 81) Waghorn, G.C., Tavendale, M.H., Woodfield, D.R., 2002. Methanogenesis from forages fed to sheep. *Proc. NZ Grassl. Assoc.* 64, 159-165.
- 82) Witt, M.W., Sinclair, L.A., Wilkinson, R.G., Buttery, P.J., 2000. The effects of synchronizing the rate of dietary energy and nitrogen supply to the rumen on milk production and metabolism of ewes offered grass silage based diets. *Animal Science*, 71:187-195.

ASPETTI AMBIENTALI CONNESSI ALL'ALLEVAMENTO BUFALINO

(Environmental issues of buffalo [Bubalus bubalis] husbandry)

LORENZO BOCCIA¹, ROBERTA INFASCELLI¹, GIUSEPPE CAMPANILE²

¹ Dipartimento Ingegneria Agraria e Agronomia del Territorio (DIAAT)
via Università 100, 80055 Portici (NA)

² Dipartimento di Scienze Zootecniche ed Ispezione degli Alimenti (DISCIZIA)
via Delpino 1, 80137 Napoli

RIASSUNTO

In alcune zone e principalmente in Campania, l'allevamento della Bufala è una componente essenziale dell'economia locale, ed ha un ruolo fondamentale nel contesto ambientale. Dal punto di vista ambientale la bufala è stata sino ad ora associata alla bovina da latte, tanto che anche le normative considerano le due specie equivalenti. In questo lavoro sono state definite le ricadute ambientali degli allevamenti bufalini sul suolo, la falda e l'atmosfera. Vengono presi in considerazione i problemi relativi alla gestione dell'azoto, del fosforo e dei metalli, nonché i rischi di propagazione di patogeni che potrebbero insorgere in caso di errata gestione. Si evidenzia che a fronte di un'elevata densità di allevamento, i dati di inquinamento da nitrati sulle acque in Campania non mostrano una forte correlazione tra inquinamento misurato e prevedibile. L'inquinamento da nitrati effettivo è infatti sostanzialmente inferiore a quello prevedibile assimilando le bufale alle bovine. Ciò è stato indagato con un'analisi territoriale basata su campionamenti delle acque di falda e su elaborazioni geostatistiche. Si dimostra che il ridotto inquinamento riscontrato è giustificabile col bilancio dell'azoto per la bufala, presentato in questo lavoro. Questo bilancio prevede che l'azoto escreto è sensibilmente inferiore a quello escreto dalla bovina ed assunto come base per i piani di concimazione dalla normativa. Le considerazioni fisiologiche presentate nel lavoro, giustificano questo bilancio.

SUMMARY

In some areas and especially in Campania region, buffalo (Bubalus bubalis) livestock is essential for local economy and plays a fundamental role in the environmental context. Buffalo has always been associated to bovine, also looking at the environmental impacts due to livestock activities. As a matter of fact, legislation considers the two species as equivalent.

This paper deals with the environmental impacts on soil, water and atmosphere due to buffalo livestock. It focuses on manure management considering nitrogen, phosphorous, heavy metals and pathogens diffusion that could happen in case of wrong management.

In spite of the intensive livestock activities that characterize the Campania region, it is showed that there is no spatial correlation between measured and estimated pollution. If buffalo is assimilated to bovine, the real nitrate pollution is less than the estimated one. This was showed by spatial analysis based on groundwater sampling and geostatistic elaborations.

This paper also demonstrates, through physiologic considerations, that the low measured pollution is mainly justified by nitrogen balance production for buffalo species. The balance shows that buffalo nitrogen excreta are less than the bovine ones, even if the legislation usually considers bovine nitrogen balance as base for fertilization planning.

Parole chiave

Bubalus bubalis, nitrati, fonti di inquinamento non puntuali

Key words

Bubalus bubalis, nitrate excreta, non point pollution sources

INTRODUZIONE

È ormai necessario che l'allevamento sia considerato come un sistema assai complesso nel quale prendono atto processi di trasformazione di input (mangimi, acqua, energia), processi di produzione (carne, latte, uova, ecc.) e processi di generazione di scarti (reflui solidi e liquidi, emissioni gassose) che impattano sull'ambiente (Burton e Turner, 2003). La gestione dei reflui di allevamento, siano essi solidi o liquidi con le annesse esalazioni gassose, è un elemento determinante per lo sviluppo sostenibile del settore zootecnico. Il refluo zootecnico, se non gestito accuratamente, può contribuire all'incremento dell'inquinamento dei tre comparti ambientali (aria, acqua e suolo), ma al contempo è potenzialmente una risorsa economica ed ambientale.

INQUINAMENTO DEL SUOLO

Con lo sviluppo dell'agricoltura intensiva e dell'allevamento intensivo, si è reso necessario regolamentare lo spandimento del refluo animale in relazione alle caratteristiche del suolo, alle tipologie di colture praticate e al clima. La mutabilità delle variabili pedologiche, idrogeologiche e l'aleatorietà propria delle variabili ambientali-climatiche, connesse alle diverse possibili tipologie di uso del suolo, richiedono una opportuna gestione delle aziende zootecniche, intese come sistemi produttivi, e dei reflui che ne derivano. Anche la natura eterogenea del refluo stesso, la sua variabile composizione in termini di nutrienti e di frazione liquida e solida, comportano la necessità di definire razioni e periodi di spandimento in relazione alle colture e alle caratteristiche pedologiche del territorio, evitando l'insorgere di effetti negativi per il suolo e per le acque superficiali e sotterranee.

L'azoto

In accordo con quanto stabilito dalle direttive europee e dalle leggi nazionali (Dir. 91/676 CEE e Decreti legislativi 152/99, 258/00), l'azoto, nello specifico la quantità di nitrati lisciviati, è considerato un indicatore del livello dell'inquinamento ambientale (Garnier *et al.*, 1999).

L'azoto, contenuto nel refluo zootecnico, che viene apportato al suolo e che va ad aggiungersi all'eventuale azoto dato alle colture attraverso fertilizzanti, si presenta nelle frazioni:

- inorganica, immediatamente disponibile;
- frazione organica facilmente mineralizzabile;
- frazione organica mineralizzabile nell'arco temporale di almeno un anno.

Una volta depositato sul terreno, l'azoto organico subisce una serie di trasformazioni, dipendenti fondamentalmente dal rapporto carbonio/azoto, il cui output è la riduzione di carbonio disponibile per la crescita eterotrofica e l'aumento di azoto mineralizzato. Quest'ultimo viene a sua volta ossidato a nitrito e successivamente a nitrato, per opera dei batteri *Nitrosomonas* e nitrobatteri (figura 1).

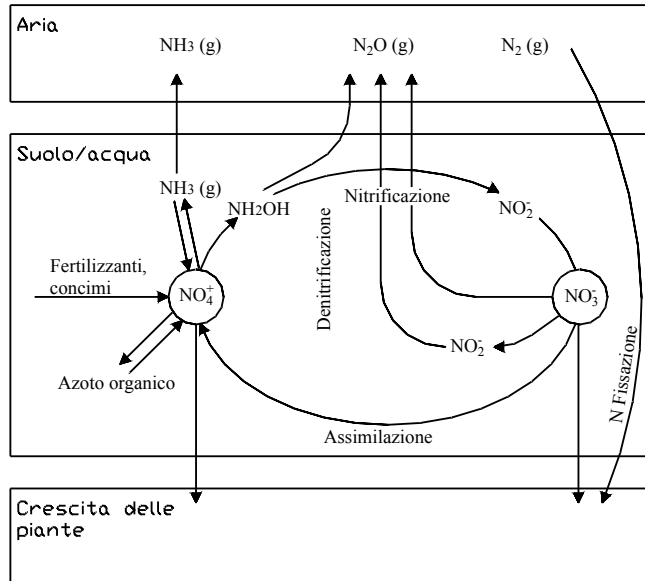


Figura 1 - Ciclo dell'azoto

La nitrificazione è direttamente influenzata non solo dalla quantità di batteri presenti, ma anche da variabili fisico-chimiche quali la temperatura, la concentrazione di ossigeno disciolto, il pH.

La caratteristica principale del nitrato è la elevata solubilità in acqua. La sua mobilizzazione avviene, quindi, soprattutto per lisciviazione, coinvolgendo i corpi idrici sotterranei (Leone, 2004).

Il Decreto Legislativo n°258 del 2000 e il successivo Decreto Ministeriale del 7 Aprile 2006 forniscono tabelle di riferimento per la stima del quantitativo di azoto prodotto da un determinato carico di bestiame. Viene stabilito il peso vivo medio annuo, espresso in tonnellate, cui corrisponde una produzione massima di azoto pari a 340 kg/ha, in zone classificate come non vulnerabili ai nitrati ed una produzione massima di azoto pari a 170 kg/ha in zone vulnerabili. In particolare alla specie bufalina, assimilabile alla specie bovina, è assegnato un peso vivo di 4 t/ha.

La composizione del refluo varia considerevolmente in funzione di alcuni fattori determinanti, come il tipo di alimentazione, il tipo di stabulazione, i sistemi di stoccaggio e la diluizione con acqua, sia essa piovana o dovuta ad altri apporti, come quelli utilizzati in sala di mungitura. Pertanto, secondo quanto stabilito dal Decreto Legislativo, l'azoto totale prodotto da un animale adulto, di massa corporea corrispondente a circa 550 kg, è pari a circa 83 kg/anno tenuto conto delle perdite per lo stoccaggio.

In considerazione delle caratteristiche produttive, della lunghezza della lattazione e del periodo di asciutta, il suddetto dato non corrisponde all'esatta quantità di azoto prodotto per anno da una bufala adulta. L'ingestione di azoto in questa specie risulta, infatti, inferiore rispetto a quanto documentato nella bovina da latte, ciò è legato alla minore ingestione di sostanza secca, ai livelli proteici della dieta che risultano inferiori e al diverso metabolismo proteico (Campanile *et al.*, 1998; Campanile, 2006).

Nella specie bufalina i livelli di urea del latte e del sangue risultano influenzati dalla distanza dal parto e dalla quantità di proteine ingerite nella prima fase della lattazione così come riportato dalla seguente equazione (Campanile *et al.*, 2003):

MU (mmol/l) = - 12,475 + 0,008 Proteine Grezze (g) + 0,029 giorni di lattazione; $R^2 = 0,587$.

L'azotemia risulta influenzata dalla distanza dal parto e dalla dieta. Infatti, nelle bufale che assumono con la dieta una concentrazione proteica bassa, l'azotemia presenta un andamento che riflette le modificazioni di assunzione di sostanza secca nel corso della lattazione. Bassi valori di azotemia causano nella bovina da latte una maggiore increzione di GH che stimola la lipomobilizzazione, inibisce l'attività dell'insulina, e rende disponibile l'azoto di derivazione tissutale al fine di garantire la quantità necessaria di energia e proteine per far fronte al particolare momento produttivo (Ndibualonji *et al.*, 1995). Negli allevamenti, invece, che adottano concentrazioni proteiche più alte, a nostro avviso più idonee a garantire il soddisfacimento dei fabbisogni proteici nel periodo caratterizzato da minore assunzione di sostanza secca ed in particolare nei soggetti più produttivi, l'abbassamento dell'azotemia non si verifica (Campanile, 1997).

Le caratteristiche delle proteine ingerite con la dieta ed il rapporto proteine:energia (P/E) influenzano i livelli di urea nel sangue e nel latte a partire dalla metà della curva di lattazione (Campanile *et al.*, 1996):

MU (mmol/l) = -5,371 + 41,60 PG/NSC - 53,58 UIP/NSC; $R^2 = 0,906$.

(dove PG = proteine grezze; NSC = carboidrati non strutturali; UIP = proteina indegradabile)

Risulta, pertanto, necessario valutare in maniera più corretta tale rapporto (P/E) anche in considerazione del migliore adattamento alle basse concentrazioni proteiche della bufala rispetto alla bovina (Bertoni *et al.*, 1993). L'abbassamento dei valori di urea nel sangue (BU) e nel latte (MU) è stato registrato soltanto quando la concentrazione proteica della dieta è stata ridotta dal 12% al 9%. Concentrazioni proteica 9% s.s., utilizzate per molto tempo non causano, infatti, abbassamento dei valori di azoto ureico nel sangue e nel latte, ma sono responsabili dell'innalzamento del punto crioscopico del latte, specialmente se la dieta presenta una elevata quota di energia fermentescibile (Campanile *et al.*, 1996).

L'impiego, nella specie bufalina, di diete caratterizzate da un rapporto P/E più elevato sortiscono effetti meno deleteri rispetto a quanto riportato in letteratura per le vacche da latte.

In questa specie tutto ciò, probabilmente, è legato o ad una maggiore utilizzazione dell'azoto ammoniacale da parte dei microrganismi ruminanti o ad una più efficace sintesi di urea a livello epatico limitando l'innalzamento dell'ammoniaca ematica. Le bufale, infatti, utilizzano meglio delle bovine l'azoto apportato con la dieta anche in carenza di carboidrati (Langer, 1969) in quanto l'ambiente intraruminale in questa specie risulta più favorevole alla crescita dei microrganismi che utilizzano l'azoto non proteico. Del resto Singh e Gupta (1984) hanno osservato nel bufalo indiano una maggiore quantità di acidi grassi volatili nel rumine e di ATP nei bufali che ricevevano maggiori quantità di azoto con la paglia trattata con ammoniaca, mentre autori italiani, in bufale di razza mediterranea, hanno evidenziato un incremento dell'attività enzimatica epatica all'aumentare dell'ingestione proteica.

Si può, pertanto, confermare che i livelli di urea nel sangue e nel latte anche nella bufala sono positivamente influenzati dal rapporto PG/NSC. Infatti la maggiore disponibilità di energia fermentescibile permette una migliore utilizzazione dell'ammoniaca da parte della microflora ruminale per le sintesi delle proteine microbiche. Ciò causerebbe una minore produzione di urea (Journet *et al.*, 1975).

La lunghezza del periodo di somministrazione di diete con bassa concentrazione proteica, come già detto, influenza i livelli di urea nel sangue e nel latte, che si presentano alti quando i bassi livelli proteici sono somministrati per lungo periodo, mentre si abbassano rapidamente in seguito ad immediata riduzione dell'apporto proteico con la dieta. Il prolungamento dell'assunzione di basse concentrazioni proteiche induce i soggetti a massimizzare l'uso della sostanza organica fermentescibile per la produzione di proteine batteriche (Bertoni *et al.*, 1993); questa condizione, pertanto, influenzerebbe il normale catabolismo proteico man-

tenendo così alti i livelli di urea. L'immediata riduzione del contenuto proteico della dieta, invece, causa una diminuzione dell'urea circolante. Ciò è possibile in quanto l'elevata quota di energia fermentescibile aumenta i livelli di insulina che, com'è noto, blocca il normale catabolismo proteico, riducendo così i livelli di urea circolante.

Nella bovina da latte, del resto, l'abbassamento dell'azotemia è stato registrato esclusivamente se con la dieta i soggetti ricevevano bassi livelli di azoto associati a bassi livelli di energia (Ndibualonji *et al.*, 1995). Essa, invece, risultava normale se i bassi livelli di azoto erano associati ad alti livelli energetici. Smith (1969) riporta, infatti, che la deficienza di azoto nei ruminanti che vivono in aree tropicali diminuisce la *clearance* renale dell'urea, ne aumenta il ritorno al rume e diminuisce i livelli ematici del metabolita. Si avrebbe, pertanto, un miglior riciclo dell'urea nel tratto digestivo e una migliore sintesi proteica da parte dei batteri ruminali (Haupt, 1970). A tal proposito va ricordato (Zicarelli, 1995) che il basso tenore proteico che presentano le foraggere tropicali, meglio soddisfa i fabbisogni della bufala vs la vacca per il più largo rapporto energia/proteine del latte. Oltre a questo vantaggio il miglior riciclo dell'urea nella bufala spiega il miglior adattamento, rispetto alla vacca, di questa specie nelle aree tropicali e subtropicali.

In definitiva, dall'analisi del bilancio di azoto nella specie bufalina (tabella 1) si osserva che il quantitativo medio prodotto da una bufala adulta risulta mediamente di 56,7 kg/anno. Tale dato deriva dal calcolo dell'ingestione media di sostanza secca e delle sue caratteristiche in termini di azoto ingerito e azoto ritenuto effettuato su una bufala adulta che produce per 270 giorni e rimane in asciutta con una dieta razionata per circa 100 giorni. Il dato è stato, inoltre, corretto per la fertilità media della mandria bufalina (circa 75%) che condiziona il numero di giorni di lattazione delle bufale presenti in allevamento e di conseguenza la quantità di azoto ingerito e ritenuto. Le bufale in accrescimento (rimonta) eliminano, invece, mediamente, durante tutto l'anno, circa 32 kg di azoto (tabella 1).

Tab. 1 - Bilancio di azoto (N) nella bufala adulta e nei soggetti in accrescimento (rimonta)

	Bufala adulta	Rimonta
	kg	kg
Peso medio*	670	300
Ingestione sostanza secca**	4410	2409
Ingestione proteina grezza**	576	289
N ingerito	92,2	46,3
N ritenuto	13,5	1,9
Perdita di N per volatilizzazione (28%)	22	12,4
N escreto	56,7	31,9

* Il peso medio è stato calcolato per la bufala adulta considerando il 20% di incidenza di primipare e per la rimonta l'incidenza delle varie fasi di accrescimento.

** Calcolata in funzione delle razioni utilizzate nei diversi momenti fisiologici

Ulteriore dato che deve essere preso in considerazione, per effettuare un corretto bilancio dell'azoto, è rappresentato dall'incidenza della rimonta sull'intero patrimonio aziendale. I soggetti in accrescimento incidono, infatti, per circa il 50% e di conseguenza contribuiscono per il 50% al bilancio di azoto di un'azienda bufalina. In definitiva l'escrezione di azoto per capo allevato è di 44,3 kg/anno. Da quanto riportato sarebbe opportuno rivalutare le caratteristiche del refluo in aziende bufaline al fine di programmare gli opportuni bilanci di azoto sulle colture agronomiche delle zone di allevamento e centrare le concimazioni ottimizzando l'utilizzazione dei reflui.

Tuttavia, è consuetudine comune assimilare le caratteristiche del refluo bufalino a quelle

del refluo bovino da latte. In tali circostanze si assume, quindi, che il contenuto di azoto totale sia in media pari a 4 kg per metro cubo di refluo liquido e a 5,5 kg per metro cubo di refluo solido (Burton e Turner, 2000). Questi valori sono puramente indicativi, data l'estrema variabilità della composizione del refluo.

Più del 50% dell'azoto totale, presente nel refluo bufalino, è in forma inorganica. Si stima, inoltre, che l'azoto in forma ammoniacale sia mediamente in quantità di 2 kg per m³ di liquame e di circa 1 kg per m³ di letame. Tale forma di azoto può facilmente lisciviare nelle falde acquifere o essere trasportato in acque superficiali provocando eventuali fenomeni di eutrofizzazione, incrementando il contenuto di sostanze inquinanti e tossiche per l'ecosistema.

Queste considerazioni non possono, però, prescindere dall'assunzione che l'azoto, specie se in forma organica, è un nutriente fondamentale per la concimazione del suolo. La lenta degradazione dell'azoto organico e l'elevata percentuale resistente alla mineralizzazione (60-70%) fanno sì che esso sia disponibile per le colture nel lungo termine. In particolare, se la sostanza organica, che perviene al suolo è non umificata (rapporto C/N compreso tra 8 e 30) le molecole vengono degradate, dai microrganismi, in tempi brevi (5-6 giorni), ottenendo, quindi, una disponibilità rapida di nitrati. Viceversa, se la sostanza organica è caratterizzata da un rapporto C/N maggiore di 30, ed è quindi da ritenersi umificata, le molecole sono strutturate in maniera più complessa e presentano una debole barriera idrofoba sulla superficie. I processi di degradazione coprono, pertanto, un arco temporale di qualche mese. Sarebbe opportuno garantire il compostaggio del refluo a monte dello spandimento sui suoli, perché alti contenuti di carbonio determinano tempi di degradazione della sostanza organica ampi, con conseguente rilascio dei nutrienti in tempi lunghi.

La tessitura del suolo gioca un ruolo importante nel controllo dei processi di trasporto e trasformazione dell'azoto totale. Fondamentalmente i terreni con elevata concentrazione di particelle argillose riescono a rallentare i processi di lisciviazione dell'azoto fissando lo ione ammonio (NH₄⁺) negli spazi interstiziali, rallentando, quindi, i processi di nitrificazione, stoccando l'azoto organico in forma di polipeptidi adsorbiti e garantendo così tempi più ampi per l'utilizzazione dell'azoto (Mengel, 1996). Viceversa, i terreni sabbiosi, caratterizzati da basse forze di coesione interstiziali, garantiscono una elevata lisciviazione dell'azoto con la conseguente scarsa efficienza nell'utilizzo dell'azoto stesso.

Il fosforo

Il rapporto tra l'azoto e il fosforo presenti nel refluo animale è solitamente minore rispetto al rapporto tra gli stessi nutrienti contenuti nei comuni fertilizzanti sintetici. Ciò comporta che, attraverso lo spandimento di refluo, si apporti al suolo, solitamente, una maggiore quantità di fosforo rispetto a quella fornita dalla concimazione sintetica.

Winthers e Sharpley (1995) riportano l'esistenza di un diretto legame tra la quantità di fosforo nel suolo utilizzabile dalle piante e la concentrazione di fosforo nelle perdite di run-off che determinano l'accrescere di fenomeni di eutrofizzazione nelle acque superficiali, in relazione alle caratteristiche idrogeologiche del territorio.

Il fosforo è presente nel terreno sotto forma di fosfato organico ed inorganico. La principale caratteristica del fosforo è la bassa solubilità e l'elevato tasso di adsorbimento alle particelle di suolo. Pertanto l'utilizzazione di fosforo da parte delle piante è normalmente modesta, viceversa è cospicua la presenza di fosforo adeso, detto fosforo particolato. Il fosforo particolato si distingue principalmente in due forme: l'apatite (fosfato di calcio insolubile) e fosforo solubile. Il fenomeno di adsorbimento è reversibile, pertanto il particolato può rientrare in soluzione attraverso processi di desorbimento.

Difficilmente il fosforo può comportare problemi per le acque sotterranee. Difatti, per arrivarvi, la bassa percentuale di P in soluzione deve attraversare i vari orizzonti pedologici e

la zona insatura dell'acquifero nei quali la scarsa presenza della sostanza determina una forte azione di adsorbimento. I principali impatti negativi legati ad un'eccessiva presenza di P riguardano, soprattutto i corpi idrici superficiali. Esso è il principale responsabile dei fenomeni di eutrofizzazione dei laghi. Il fosforo in soluzione nell'acqua del terreno e quello particolato inorganico solubile sono eutrofizzanti. Al contrario, la maggior parte del fosforo particolato inorganico insolubile e il fosforo organico solubile, solitamente indisponibile, sono non eutrofizzanti (Sharpley e Menzel, 1987).

Dai terreni agricoli è asportato, attraverso fenomeni di run-off e dilavamento, soprattutto fosforo particolato, adsorbito al suolo e solubile, e fosforo in soluzione nel terreno. La concimazione fosfatica può avere impatti negativi sull'ambiente perché interventi conservativi del suolo- come la realizzazione di fasce filtro, siepi, colture di copertura- sebbene garantiscano minore dilavamento, determinano un cambiamento della tipologia di fosforo asportato, che tende ad essere tutto di tipo eutrofizzante (Sharpley *et al.*, 1994).

La movimentazione del fosforo avviene prevalentemente attraverso un deflusso superficiale accompagnato da erosione del suolo. Il fosforo in soluzione nell'acqua del terreno viene così liberato, si discioglie il fosforo solubile e parte dell'inorganico adsorbito. Attraverso l'erosione viene trasportato il fosforo particolato che rimane inerte fino a che non si creano eventuali condizioni di desorbimento. Durante il trasporto possono inoltre presentarsi fenomeni di trasformazione di fosforo solubile in fosforo particolato a causa della capacità di adsorbimento dei sedimenti, specie quelli a granulometria più fine. Potrebbero, tuttavia, sopraggiungere successive condizioni per le quali si inneschino processi di desorbimento (Leone, 2004).

Generalmente l'80% del fosforo apportato agli animali con la nutrizione viene escreto (Mikkelsen, 2000). In particolare si stima che la concentrazione di tale nutriente sotto forma di P_2O_5 sia nel liquame bovino, e quindi per assunzione comune nel liquame bufalino, mediamente pari a $1,5 \text{ kg/m}^3$ e nella corrispondente frazione solida circa $2,5 \text{ kg/m}^3$ (Burton e Turner, 2003). Si fa presente, tuttavia, che ancora una volta tali valori sono puramente indicativi, essendo la composizione del refluo estremamente variabile.

La sostanza organica

L'utilizzo di refluo zootecnico come fertilizzante-ammendante generalmente garantisce una maggiore fertilità del suolo, con conseguenti migliori rese delle colture. La sostanza organica contenuta in esso conferisce non solo un maggiore apporto di nutrienti al suolo, ma favorisce anche la respirazione del suolo, le reazioni enzimatiche, lo sviluppo dei microrganismi e, non ultimo, migliorano le caratteristiche strutturali del terreno, rallentando i fenomeni di erosione e normalizzando i fenomeni di drenaggio e ritenzione idrica.

Tuttavia, lo spandimento incondizionato di refluo può determinare un eccesso di materia organica oltre il quale le attività di respirazione del suolo si inibiscono per il raggiungimento del rapporto massimo di ossidazione. In tale condizione si verifica una degradazione delle caratteristiche fisico-chimiche del suolo: il materiale organico si accumula ostruendo i pori di traspirazione del suolo. Decresce in tal modo la disponibilità di ossigeno nel suolo e si diffondono le zone anaerobiche. Di conseguenza si verifica la produzione di metano, acidi organici, ossidi d'azoto, azoto gassoso, acidi di zolfo. La maggior parte di questi prodotti, ottenuti attraverso processi anaerobici, risulta non assimilabile dalle piante. Alcuni di questi hanno caratteristiche di tossicità per le piante stesse e, quando raggiungono l'atmosfera, favoriscono il surriscaldamento globale.

I metalli pesanti

Lo spandimento di reflui può apportare percentuali più o meno elevate di metalli pesanti al suolo. Alcune tracce di elementi come il ferro, il rame, lo zinco, il manganese sono essenziali per la crescita vegetale. In aggiunta a questi, il nichel, il selenio, il vanadio, il cromo e il

cobalto sono importanti per gli animali. Elevate concentrazioni di metalli pesanti provocano tuttavia danni alla fertilità del suolo e possono giungere anche agli animali e all'uomo attraverso la catena alimentare.

Tali sostanze sono in grado, in concentrazioni elevate, di compromettere le attività microbologiche del suolo e conseguentemente la respirazione del suolo, i processi di ossidazione, nitrificazione, mineralizzazione.

La capacità di un suolo di rilasciare metalli varia in funzione di numerosi fattori tra cui l'attività degli ioni metallici presenti in soluzione, la quantità totali di metalli pesanti presente o apportata, il pH, il contenuto di sostanza organica, la capacità di scambio cationico, la tessitura del suolo, ecc. L'interazione esistente tra cationi di scambio (Ca, Mg, Na e K) e metalli pesanti, in particolare Cu e Zn, è utile per analizzare la capacità di rilascio di un suolo. Generalmente, il rame e lo zinco inducono una lisciviazione delle basi scambiabili di entità maggiore rispetto alle quantità degli stessi metalli aggiunti al sistema.

Il refluo bufalino può presentare concentrazioni più o meno elevate di rame e zinco. In particolare, nel liquame si stima la presenza di circa 50 mg/kg ss di Cu e 250 mg/kg ss di Zn; nel letame, invece, le concentrazioni medie di rame sono di 67 mg/kg ss e le concentrazioni medie di zinco sono pari a 275 mg/kg ss (Mantovani e Bonazzi, 2004). Il mezzo principale di assunzione di tali sostanze è l'alimentazione. I livelli raccomandati negli alimenti sono per il Cu di 4-16 mg/kg ss e per lo Zn di 20-65 mg/kg ss (Schultheiß *et al.*, 2003). La loro efficienza di assimilazione è normalmente bassa (minore del 5%). Tuttavia, dato che spesso le materie prime che costituiscono la base dell'alimentazione non contengono le concentrazioni necessarie di microelementi, rame e zinco vengono aggiunti ai mangimi zootecnici, quasi sempre in quantità eccedenti il reale fabbisogno. In tal modo si determina un aumento della loro concentrazione nei reflui.

Al livello europeo è entrata in vigore, dal 26 gennaio 2004, la direttiva CEE n° 1334/2003 che stabilisce i tenori massimi di rame e zinco autorizzati nei mangimi. Per il rame il limite è 15 mg/kg di alimento completo, per lo zinco la soglia stabilita è 150 mg/kg alimento completo.

In considerazione della loro tossicità e dei potenziali fenomeni di bioaccumulo, i metalli pesanti possono rappresentare un notevole fattore limitante nella pratica sostenibile degli spandimenti.

Gli agenti patogeni

L'utilizzo dei reflui zootecnici come fertilizzante-ammendante, attraverso spandimento sui suoli, richiede una valutazione accurata del carico di microrganismi, alcuni dei quali patogeni, contenuti nel refluo stesso. La presenza di agenti patogeni può essere causa del diffondersi di malattie, che possono riguardare l'uomo, gli animali stessi e le colture.

Gli animali possono essere contaminati da microrganismi patogeni attraverso l'alimentazione. I pascoli possono avere presenza di batteri gastrointestinali, vermi gastro-intestinali, parassiti epatici, ascaridi, ecc. Il fieno convenzionale dovrebbe essere considerato non contaminato solo dopo alcuni mesi di stoccaggio. Viceversa, la paglia e i mangimi finiti sono ritenuti puliti da agenti patogeni (Burton e Turner, 2003).

Le malattie possono essere causate da parassiti, possono essere di natura virale; la maggior parte di esse è, però, di natura batterica. Tra queste le più diffuse sono la salmonellosi, la leptospirosi, la tularemia e la sindrome emolitico-uremica causata da *E.coli* O157.

In particolare il refluo liquido può incrementare il rischio di insorgenza e diffusione di agenti patogeni. Difatti esso garantisce la creazione di condizioni per processi biotermici che controllano il numero di patogeni. Trattamenti aerobici del liquame sono in grado di abbattere la frazione anaerobica di patogeni; d'altra parte, trattamenti anaerobici e temperature elevate determinano un calo nel numero dei microrganismi aerobici. Tuttavia, per alcuni patogeni

particolarmente infettivi e pericolosi per la salute umana, animale e vegetale, sono necessari trattamenti completi, complessi.

Il suolo e la vegetazione sovrastante fungono da filtro per gli agenti patogeni. Quando tale capacità di ritenzione diminuisce- per effetto di fenomeni di dilavamento, run-off, ecc.- i microrganismi possono essere trasportati nell'acquifero ed entrare nella catena alimentare, di uomini e animali.

La temperatura del suolo e il contenuto di umidità sono i principali fattori che garantiscono la sopravvivenza dei batteri nel suolo. Il contenuto batterico nel refluo è variabile. Reddy *et al.* (1981) stimano che nel refluo non stoccato il numero di batteri è circa pari a 10^8 CFU (unità formanti colonie) per g di feci. La sopravvivenza degli agenti patogeni nel suolo è relazionata oltre che alla temperatura e all'umidità del suolo, anche al grado di diluizione del refluo, alla presenza eventuale di altri microrganismi, al pH, alla tipologia di suolo.

Alcuni batteri posseggono ciglia e flagelli per potersi muovere all'interno del suolo, altri vengono movimentati solo dalle infiltrazioni di acqua potendo così anche raggiungere acque profonde. Terreni ad alto contenuto di particelle argillose ostacolano il movimento dei microrganismi patogeni in quanto le particelle argillose riescono ad assorbire cellule batteriche. Viceversa terreni sabbiosi garantiscono un buon movimento microbico. La presenza di altre microspecie può ridurre la proliferazione di agenti patogeni, perché garantisce una maggiore competizione per l'approvvigionamento di nutrienti e ossigeno, oltre al fatto che può esistere un legame-preda.

Considerando i fattori di rischio per il diffondersi di agenti patogeni, il refluo zootecnico può essere apportato al suolo previa valutazione del contenuto di patogeni e conseguenti trattamenti di abbattimento di questi.

INQUINAMENTO DELLE ACQUE

Il refluo zootecnico è una causa potenziale dell'inquinamento delle acque superficiali e di falda.

La materia organica trasportata nelle acque dal refluo zootecnico può causare la possibile insufficienza di ossigeno disponibile per la crescita delle attività macrobiotiche conseguenti. In corsi d'acqua stagnanti si sviluppano rapidamente condizioni anaerobiche con conseguenti emissioni maleodoranti e riduzione della biodiversità dell'ecosistema acquatico.

Le sostanze nutrienti possono lisciviare e/o essere trasportate attraverso run-off verso acque profonde o superficiali. Laddove non vengono messe in pratica le adatte pratiche di gestione, può altresì verificarsi uno sversamento di refluo in corsi d'acqua. L'azoto e il fosforo, se presenti in quantità eccessive nelle acque, sono i principali elementi per lo sviluppo dei fenomeni di eutrofizzazione.

Come detto nella sezione precedente, il fosforo può raggiungere le acque attraverso asportazione dal suolo per deflusso superficiale. Nei fiumi e nei laghi, il fosforo può essere utilizzato dalle specie vegetali e possono verificarsi fenomeni di adsorbimento-desorbimento con i sedimenti delle sponde. Laddove dovesse giungere ai corsi d'acqua sedimenti poveri di fosforo, può quindi verificarsi un fenomeno di adsorbimento, con la sottrazione di fosforo in soluzione, particolarmente eutrofizzante (Leone, 2004).

Vanno inoltre considerati i rischi connessi alla salute umana. I nitrati, in particolare, vengono assunti dall'uomo principalmente attraverso l'acqua potabile e gli ortaggi. Di per sé il nitrato è innocuo, ma se si stabiliscono condizioni per cui si innescano reazioni di denitrificazione, può trasformarsi in nitrito, dagli effetti tossici. Assumendo alti quantitativi di nitrati si innalza il rischio di formazione di nitriti e quindi il rischio di danni alla salute umana. La Comunità Europea, infatti, discute su quali siano i limiti più adatti per la concentrazione li-

mite di nitrati NO₃ nelle acque. In Italia la soglia per le acque potabili è fissata a 50 mg/l di NO₃ dal D.P.R. n°236 del 24/05/88, poi seguito dalla Direttiva Nitrati che ha stabilito tale limite a livello comunitario.

Studi recenti condotti in USA (Santamaria, 2006) hanno riportato due casi di bambini affetti dalla cosiddetta “blue baby syndrome”. In entrambi i casi i bambini avevano attinto acqua potabile da pozzi privati nei quali la concentrazione di azoto come N-NO₃ era tra i 23 e i 27 mg/l¹.

CASO APPLICATIVO: INDAGINE SULLA GESTIONE DEGLI ALLEVAMENTI BUFALINI NEL TERRITORIO DELLA PROVINCIA DI CASERTA

Il seguente caso studio esamina un'area della regione Campania in cui le attività zootecniche, con l'assoluta predominanza dell'allevamento della bufala, sono particolarmente intensive. Lo scopo di tale ricerca è analizzare la relazione che intercorre tra l'inquinamento da fonti non puntuali legate principalmente all'attività zootecnica e la distribuzione sul territorio delle aziende zootecniche.

L'inquinante che viene preso in considerazione, in prima istanza, è l'azoto. Difatti i fenomeni di lisciviazione riguardano soprattutto l'azoto, presente nel refluo bufalino in concentrazioni che oscillano attorno al 3%. La frazione organica presente nel refluo, pari circa al 50% dell'azoto totale, non è immediatamente disponibile per le piante e circa il 50% viene trasformato in ione ammonio nell'arco di un anno. Attraverso nitrificazione lo ione ammonio viene ossidato a nitrato assimilabile, con processi lenti, dalle piante. Il nitrato non assimilato, condizionatamente alla tipologia di terreno, può quindi lisciviare verso le falde acquifere.

Il comparto bufalino è uno dei settori zootecnici portanti dell'economia campana, che, soprattutto con le province di Caserta e Salerno, annovera 131.000 capi bufalini, di cui 94.000 nella sola provincia casertana (dati ISTAT, V censimento dell'agricoltura, 2000). Al settore bufalino si affianca quello bovino con 212.000 capi nell'intera Campania di cui 53.000 nella provincia di Caserta (V censimento dell'agricoltura, ISTAT 2000). Tra gli anni 2000-2007 si stima vi sia stata una crescita di circa il 70% della popolazione bufalina, raggiungendo così circa 250.000 capi sul territorio regionale campano.

L'allevamento bufalino svolge un ruolo fondamentale per l'economia campana. Considerando che il valore del latte di bufala è di circa 1,1 €/l con una produzione di 1900 l/lattazione e che il latte bovino vale 0,4 €/l con una produzione di circa 5.000 l/lattazione, gli introiti provenienti dalla catena del latte sono stimati intono ai 600 milioni di €/anno. A questi devono essere aggiunti i ricavi dell'industria casearia, quantificabili in un raddoppio del fatturato. L'allevamento bufalino e bovino e l'intera filiera lattiero-casearia appaiono, pertanto, fondamentali per lo sviluppo economico della regione.

La provincia di Caserta può essere considerata un laboratorio per lo studio della gestione dei reflui zootecnici, intendendo le attività zootecniche come un sistema produttivo integrato che trasforma input in output, che produce reddito, emette effluenti, ecc.

Una tale intensa attività zootecnica è accompagnata dal conseguente problema della gestione del refluo, affinché venga rispettata la tutela dell'ambiente.

Sono stati eseguiti studi nella provincia di Caserta (Infascelli *et al.*, 2009), in particolare nella valle del Volturno-Garigliano, per la valutazione dell'impatto sulle acque, superficiali e di falda, che l'allevamento intensivo determina, soprattutto in termini di contaminazione da nitrati.

Il territorio esaminato è caratterizzato da una tessitura del suolo franco-argillosa (30% argilla, 35% sabbia, 35% limo). Sono stati, pertanto, campionati circa 200 pozzi tra il 1999 e il

¹ 23 mg/l di N-NO₃ (nitrate N) corrispondono a circa 102 mg/l di NO₃.

2005 per misurare la concentrazione di nitrati. L'ubicazione geografica dei pozzi è stata rilevata tramite GPS. Dei dati raccolti, il 36% eccedeva il contenuto di nitrati massimo ammesso in acque superficiali e profonde, stabilito dal decreto legislativo 152/1999, di 50 mg/l; il 22% dei dati presentava concentrazioni di nitrati comprese tra 25 e 50 mg/l e il 42% era caratterizzato da concentrazioni inferiori a 25 mg/l.

La significatività dei dati puntuali non può prescindere dalle elaborazioni geostatistiche degli stessi. Gli strumenti geostatistici permettono, infatti, di ottenere informazioni aggiuntive di enorme rilievo, riguardanti le caratteristiche indagate. I dati puntuali, raccolti nella provincia di Caserta, sono stati quindi elaborati con lo stimatore kriging e il software Arcview 3.2. Sono state così ottenute mappe di predizione ed identificate le aree nella provincia di Caserta in cui la concentrazione di nitrati non era stata direttamente misurata. Il risultato ottenuto è una mappa continua in cui, attraverso differenti gradazioni di colore, vengono messe in evidenza le zone con più alto contenuto di nitrati in falda previsto (figura 2).

È stata quindi effettuata un'analisi sulle aziende zootecniche presenti sul territorio casertano. I dati ISTAT del 2000 (V censimento dell'agricoltura) riportano la presenza di 3141 aziende. Dall'analisi delle ortofoto del 1998 ne sono state identificate, invece, 2441. Tale discrepanza è probabilmente dovuta alla possibile non corrispondenza tra le sedi legali-amministrative delle aziende zootecniche e la loro reale sede operativa.

I dati ISTAT riguardanti la consistenza municipale di capi bufalini sono quindi stati attribuiti come media comunale alle 2.441 aziende identificate tramite ortofoto. Seguendo quanto stabilito dal Decreto Ministeriale del 7 aprile 2006 Allegato I, sono stati calcolati i quantitativi di refluo e relativo azoto prodotti mediamente in ogni azienda zootecnica. In particolare, è stata stimata una quantità di azoto prodotto annualmente dalle aziende della provincia di Caserta pari a circa 14.700 t/a.

Attraverso una funzione di convoluzione, è stata ottenuta la distribuzione spaziale dell'azoto ($\text{Kg N/ha} \cdot \text{anno}$) mediamente prodotto da ogni azienda del territorio (figura 3). È stato formalizzato, nei termini della funzione di convoluzione, che la presenza dell'azoto perde significatività in relazione al crescere della distanza dall'azienda considerata. Il raggio di ricerca considerato è stato posto pari a 6.000 m, distanza alla quale il costo di spandimento del refluo, pari a 1,5 €/t (Provolo, 2003), risulta minore o uguale al doppio del costo dell'azoto sintetico (0,5 €/kg, dato riferito al 2003). Ad oggi è possibile ritenere che il rapporto tra costo di spandimento del refluo e costo dell'azoto sintetico sia rimasto praticamente costante rispetto al 2003. All'aumento, di quasi tre volte, del costo dell'azoto sintetico, infatti, va affiancato l'incremento dei costi di carburante, dei costi di manodopera, dei costi di trasporto del refluo, che, indubbiamente, determinano un innalzamento del costo complessivo di spandimento.

È stato quindi creato un metodo per confrontare la mappa di predizione della distribuzione di nitrati nelle acque di falda del territorio casertano e con la distribuzione spaziale della produzione di azoto calcolata per ciascuna azienda. Lo strumento di confronto è stato una griglia di maglia 1.000 metri, dalla quale estrarre i valori corrispettivi di entrambe le distribuzioni spaziali. Il confronto ha dimostrato che non esiste una correlazione positiva; piuttosto, tra il carico di azoto potenzialmente prodotto dalle aziende e l'inquinamento da nitrati riscontrato e previsto in falda intercorre una correlazione negativa (il coefficiente di correlazione ottenuto è $r=-0,38$, figura 4). Ciò lascia supporre sia un effettivo utilizzo agronomico dei reflui sia una cattiva modalità di sversamento degli stessi.

A sostegno della seconda ipotesi sono stati eseguiti, nel settembre 2007, campionamenti in acque superficiali del bacino Volturno-Garigliano, al fine di misurare le concentrazioni di nitrati. Lo strumento utilizzato per le misure è stato un reflottometro. Dei dati raccolti (tabella 2), solo uno eccede il valore soglia di concentrazione di nitrati nelle acque, stabiliti dal Decreto Legislativo 152/1999 (50 mg/l per le aree vulnerabili, 25 mg/l per le aree sensibili). Tali osservazioni non possono, però, prescindere dalla valutazione della portata dei corsi d'acqua

superficiali considerati e dalle concimazioni azotate di natura chimica che vengono effettuate sia sulle colture foraggere sia su quelle orticole.

Un'ulteriore osservazione deve essere fatta riguardo alle comuni attività agronomiche che vengono praticate in alcune aree della Campania. Difatti, laddove la piovosità e la granulometria del terreno lo permettono, è frequente effettuare più raccolti di *loïssa* da destinare a fieno-silo e in secondo raccolto il mais. Tale ordinamento colturale sottrae notevoli quantità di azoto al terreno (oltre 600 kg/ha) e ridurrebbe il rischio di inquinamento della falda freatica (Campanile *et al.*, 1995).

In un'area così densamente caratterizzata dall'allevamento della bufala, un'ulteriore fattore da tenere in considerazione nella gestione dei reflui provenienti da tali attività zootecniche e che potrebbe in parte spiegare la discrasia tra il carico di azoto potenzialmente prodotto dalle aziende e l'inquinamento da nitrati riscontrato e previsto in falda è quello relativo al diverso metabolismo delle componenti azotate che si registra per la specie bufalina e che risulta legato alla sua origine tropicale.

In definitiva, anche in considerazione del metabolismo della sostanza azotata nella specie bufalina, risulta fondamentale verificare la necessità di adottare complessi sistemi di gestione che effettuino anche una globale valutazione degli impatti ambientali connessi all'utilizzo dei reflui zootecnici. Sarebbe necessario introdurre sistemi di gestione delocalizzata a livello regionale, caratterizzata dal trasporto del refluo da zone ad alta concentrazione di fattori inquinanti verso zone meno interessate e che necessiterebbero di concimazione azotata. Ciò, tuttavia, comporterebbe costi abbastanza elevati. D'altra parte, trattamenti di separazione solido-liquido ridurrebbero i costi di trasporto del refluo di circa il 30-40%.

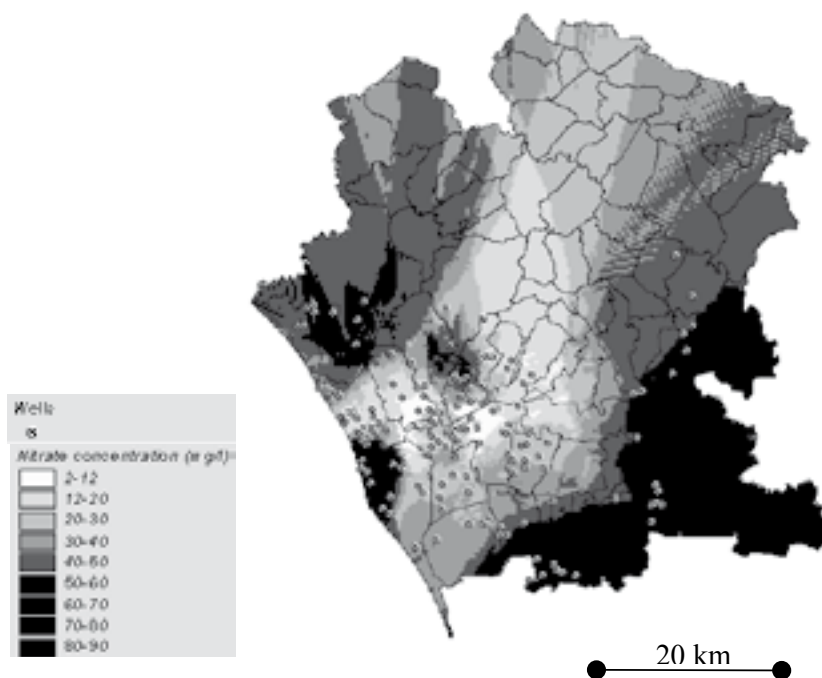


Figura 2 - Predizione kriging della concentrazione (mg/l) di nitrati in falda, nella provincia di Caserta

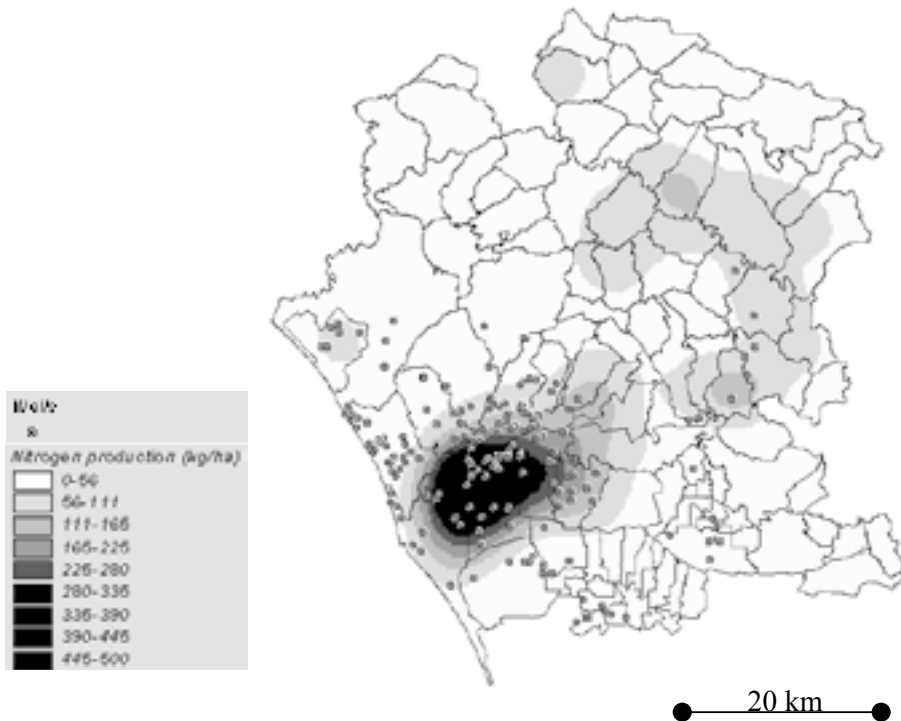


Figura 3 - Distribuzione spaziale dell'azoto prodotto dalle aziende in un anno

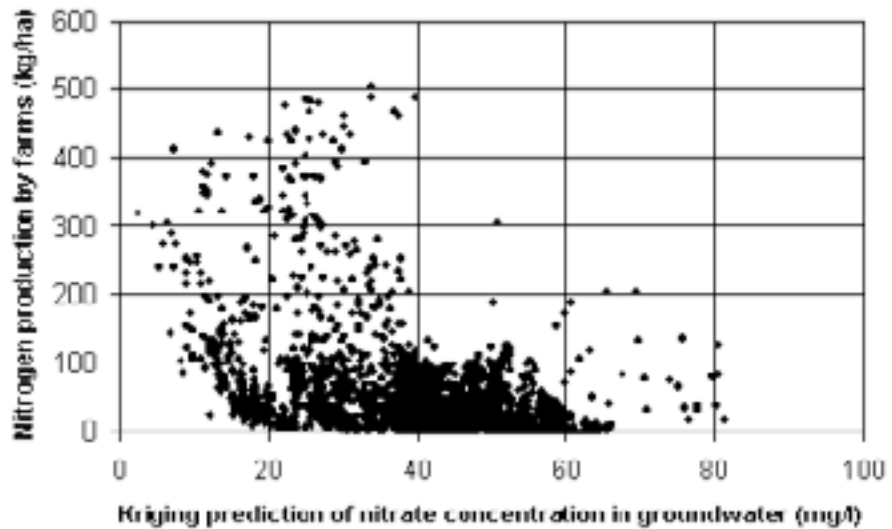


Figura 4 - Confronto tra predizioni di concentrazioni di nitrato in falda e azoto prodotto annualmente dalle aziende.

Tabella 2 - Concentrazione di nitrati in acque superficiali

#	Long. Est	Lat. Nord	NO ₃ mg/l
1	13°59'32"	41°00'12"	11.07
2	13°59'29"	41°00'10"	6.67
3	14°00'54"	41°00'51"	8.53
4	13°59'49"	40°59'28"	56.74
*5	13°56'18"	41°02'04"	5.22
6	13°55'08"	41°04'40"	3.97
7	13°53'34"	41°06'04"	16.40
8	13°51'17"	41°09'52"	10.09
9	13°49'15"	41°14'38"	7.76
**10	13°46'13"	41°14'19"	6.16

Note: * fiume Volturno, ** fiume Garigliano

Un ulteriore quadro potrebbe essere la delocalizzazione delle aziende zootecniche sul territorio, ma appare poco attuabile in un contesto tanto consolidato come quello della zootecnia nell'area casertana. L'introduzione di trattamenti complessi del refluo sarebbero auspicabili, ma i costi energetici e necessari per gli impianti risultano ancora elevati per la filiera. Incentivi economici e strumenti economico-gestionali sarebbero i mezzi attraverso i quali portare avanti una gestione sostenibile dei reflui.

Attualmente sono in atto approfondimenti sul tema della gestione dei reflui, considerando come "area-laboratorio" la provincia di Caserta, che, per quanto detto, presenta le caratteristiche fondamentali per uno studio sistematico e integrato volto alla definizione di un sistema di gestione ottimale

INQUINAMENTO DELL'ARIA

Le attività di allevamento zootecnico sono tra le principali cause dell'aumento dell'inquinamento atmosferico. È stato stimato (Ecoelettra onlus, 2008) che gli allevamenti risultano responsabili di un quinto delle emissioni gassose mondiali.

Le emissioni gassose principalmente connesse alle attività zootecniche riguardano NH₃, CH₄, H₂S, N₂O, N₂, CO₂, CO.

La presenza di cattivi odori e di ammoniaca, soprattutto, non solo desta particolare interesse per la protezione dell'ambiente, ma anche per aspetti sociali, specie se ci si riferisce a zone abitate. L'emissione di metano e anidride carbonica è direttamente connessa al riscaldamento terrestre globale. I gas sulfurei e il monossido di carbonio sono dannosi per la salute degli animali. I processi di produzione delle sostanze gassose dipendono, tuttavia, da alcuni fattori fisico-chimici della zona di raccolta e stoccaggio dei reflui come la temperatura, il pH, lo stato eventuale di anossia o anaerobiosi.

Gli animali stessi producono attraverso la respirazione anidride carbonica e, attraverso la metabolizzazione di alcuni alimenti, specie quelli ricchi di cellulosa, il metano. La maggior parte delle emissioni gassose proviene dai processi di abbattimento della sostanza organica contenuta nel refluo depositato o stoccato.

Le quantità e la tipologia di gas prodotti dipendono dal tipo di animali allevati, dal sistema di allevamento (con o senza stabulazione), dall'eventuale sistema di stoccaggio e spandimento del refluo.

Studi condotti in Bretagna (Francia), zona caratterizzata da allevamenti intensivi bovini, specie le cui caratteristiche sono convenzionalmente assimilate a quelle della specie bufalina, hanno stimato che la gestione del refluo zootecnico contribuisce per circa il 75%, 25% e il 20% delle emissioni totali nazionali di NH_3 , N_2O e CH_4 . In particolare è stato calcolato che l'allevamento bovino, paragonabile a quello bufalino, è responsabile, su base annuale nazionale, del 70% delle emissioni totali di CH_4 , del 90% delle emissioni di N_2O e del 70% di NH_3 (Gac *et al.*, 2007). Le fonti principali di emissione di gas metano sono da ritrovarsi nel sistema di stabulazione e stoccaggio del refluo. Viceversa i sistemi di allevamento all'aperto e di spandimento del refluo in campo contribuiscono per la maggior parte all'emissione di ossido nitroso. Per ciò che riguarda l'ammoniaca, i sistemi di stabulazione e spandimento del refluo contribuiscono per circa il 35% e il 30% rispettivamente alle emissioni totali.

In Italia i dati disponibili a livello nazionale sono ancora scarsi. Facendo riferimento all'Inventario delle emissioni del 2000 riportato nel Piano Regionale per la Qualità dell'Aria della Regione Lombardia, le attività zootecniche sono responsabili della produzione di:

- 212.880 t/anno di CH_4 , di cui un 70% dovuto alle fermentazioni enteriche e un 30% derivante dagli stoccaggi, dai ricoveri e dalla distribuzione in campo;
- 2.250 t/anno di N_2O provenienti dalle operazioni di stoccaggio e utilizzo agronomico dei reflui;
- 76.340 t/anno di NH_3 , emessa dai ricoveri, dagli stoccaggi e dallo spandimento sui campi del refluo.

Secondo l'approccio Tier 2 (IPPC 2000), è stato calcolato che, nell'anno 2005, il fattore di emissione medio di CH_4 , per la specie bufalina, attraverso fermentazioni enteriche, è stato 78,4 kg CH_4 /capo/anno (fonte APAT, 2007).

Le attività di gestione dei reflui zootecnici sono fonte di emissioni di CH_4 e N_2O , soprattutto². L'APAT, nel rapporto sulla presenza di gas serra in Italia del 2007, riporta che la produzione di metano nel 2005 dalle attività di gestione dei reflui ammontava a 150 Gg, pari al 20,3% del CH_4 prodotto dal settore agricoltura e pari a circa l'8% delle emissioni nazionali di CH_4 . La gestione di refluo proveniente da allevamenti bovini determinava emissioni di CH_4 per 59,19 Gg (espressi in CO_2 eq.), pari a circa il 40% del totale. I fattori di emissione, su scala nazionale, di gas metano sono stati ottenuti attraverso elaborazioni, proposte dall'approccio Tier 2 dell'IPPC 2000, che analizzano sia l'ambito regionale sia, in una fase successiva, il contesto nazionale. Vengono considerati vari parametri tra cui le temperature medie mensili regionali, le produzioni medie di refluo solido e liquido, le tecniche di utilizzo del refluo per scopi agronomici, ecc. Attraverso tali procedure, è stato quindi calcolato che, in riferimento all'anno 2005, la gestione del refluo bufalino fosse caratterizzato da fattori di emissione di CH_4 pari a 15,25 kg/capo.

Le emissioni di N_2O scaturite dalle gestione dei reflui zootecnici, nel 2005 in Italia, sono state pari a 11,90 Gg (espressi in CO_2 eq.); di queste, l'88,4 % è stato attribuito alle operazioni di stoccaggio del refluo. L'emissione totale nazionale di N_2O , nello stesso anno, è stata pari a 130,8 Gg, di cui 70 Gg provenienti dall'agricoltura.

Le metodologie di gestione dell'allevamento zootecnico, includendo anche quelle per la gestione del refluo, risultano, quindi, i principali elementi in grado di influenzare le emissioni gassose. In tale contesto Schils *et al.* (2007) hanno pubblicato una review dei modelli utilizzabili su scala aziendale per la mitigazione delle emissioni di gas effetto serra provenienti dai sistemi di allevamento.

² Si tenga presente che 1 t di CH_4 emessa equivale a 23 t di CO_2 e che 1 t di N_2O emessa equivale a 310 t di CO_2

BIBLIOGRAFIA

- 1) APAT, 2007. Italian Greenhouse gases Inventory 1990-2005. National Inventory Report 2007. Documento presentato in occasione della Conferenza Nazionale Cambiamenti Climatici 2007.
- 2) Bertoni G, Amici A, Lombardelli R, Bartocci S., 1993. Variations of metabolic profile and hormones in blood of buffaloes, cattle and sheep males fed the 5 same diets. Proc of the Inter Symp "Prospect of buffalo production in the 6 Mediterranean and the Middle-East", Cairo, 9-12 November 1993, 345- 348.
- 3) Burton C.H. e Turner C., 2003. Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture. Ed. Silsoe Research Institute.
- 4) Campanile G., Di Meo C., Anastasio A., Zicarelli L., 1995. L'Informatore Agrario, 34, 55-60.
- 5) Campanile G., 1997. Relationship between nutrition and reproduction. 3th course on biotechnology of reproduction in buffaloes. Third course on biotechnology of reproduction in buffaloes, October 6-10, Caserta-Italy. Suppl. *Bubalus bubalis*, II/98, 217-235.
- 6) Campanile G., De Filippo C., Di Palo R., Taccone W., Zicarelli L., 1998. Influence of dietary protein on urea levels in blood and milk of buffalo cows. *Lives. Prod. Sci.*, 55: 135-143.
- 7) Campanile G., Di Palo R., Infascelli F., Gasparrini B., Neglia G., Zicarelli F., D'Occhio M. J., 2003. Influence of rumen protein degradability on productive and reproductive performances in buffalo cows. *Reprod Nutr Dev.* 43: 557-566.
- 8) Campanile G., 2006. Nutrition and milk production in dairy buffalo. Proc. III Simposio búfalos de las Américas and 2nd Buffalo Symposium of the Europe and Americas. 6-8 September 2006 Medellín (Columbia). 132- 141.
- 9) Ecoelettra Onlus, 2008. www.ecoelettra.org
- 10) Gac A., Beline F., Bioteau T., Maguet K., 2007. A French inventory of gaseous emission (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, Elsevier.
- 11) Garnier M., Loporto A., Marini R., Leone A., 1999. Integrated use of GLEAMS and GIS to prevent groundwater pollution caused by agricultural disposal of animal waste. *Environmental Management.* 22, 747-756.
- 12) Houpt R., 1970. Trasfer of urea and ammonia to the rumen. In: *Physiology of Digestion and Metabolism in the Ruminant* (AT Phillipson ed), Oriel Press Limited, New Castle Upon Tyne, Royaume-Uni, 119-131.
- 13) Infascelli R., Boccia L., Pelorosso R., 2007. Nitrate leakage in a high buffalo breeding district (Caserta province). *Italian Journal of Animal Science*, vol. 6. ed. Avenue media.
- 14) Infascelli R., Pelorosso R., Boccia L., 2009. Spatial assessment of animal manure spreading and ground water nitrate solution. *Geospatial health*, 4 (1): 27-38.
- 15) Journet M., Verite R., Vignon B., 1975. L'azote non proteique du lait: facteurs de variation. *Le Lait Mars-Avril* (543-544), 212-221.
- 16) Langer P.N., Sidhu G.S., Bathia J.S., 1969. A study of the microbial population in the rumen of buffalo (*Bos bubalis*) and zebu (*Bos indicus*) on a feeding regimen deficient in carbohydrates. *Indian J Vet Sci*, 38, 333-336.
- 17) Leone A., 2004. Ambiente e territorio agroforestale. Linee guida per la pianificazione sostenibile e gli sudi di impatto ambientale. Ed. Franco Angeli/Urbanistica.
- 18) Mantovani P. e Bonazzi G., 2004. Riduzione del tenore di rame e zinco nei mangimi. *L'informatore agrario.* 4: 61-64.
- 19) Mikkelsen R.L., 2000. Beneficial uses of swine by-products: opportunities for the future. Eds. J.F. Power, W.A. Dick. SSSA Book series no.6.

- 20) Ndibualonji B.B., Dehareng D., Godeau J.M. 1995. La sous-alimentation énergétique et/ou azotée chez la vache tarie. Effect sur les acides gras volatils du rumen, quelques métabolites et hormones du plasma et l'excrétion urinaire de la 3-methylhistidine. *Reprod. Nutr. Dev.* 35: 137-154.
- 21) Provolo G., 2000. Il trasporto dei liquami ed i relativi cantieri, i costi di distribuzione. *DI.RE.ZO. Distribuzione dei reflui zootecnici Regione Lombardia.*
- 22) Reddy K.R., Khaleel R., Overcash M.R., 1981. Behaviour and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soil treated with organic waste. *Journal of environmental quality.* 10, 255-66.
- 23) Santamaria P., 2006. Nitrate in vegetables: toxicity, content, intake and EC regulation. *Journal of the science of food and agriculture.* 86, 10-17.
- 24) Schils R.L.M., Olesen J.E., del Prado A., Soussana J.F., 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouses gas emission from ruminant livestock systems. *Livestock Science, Elsevier.*
- 25) Schultheiß U., Dohler H., Schenkel H., 2003. Possibilities in feeding practices to reduce trace elements/heavy metals in animal manures. Traduzione non pubblicata.
- 26) Sharpley A.N., Menzel R.G., 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on environment. *Advances in agronomy.* 41, 297-324.
- 27) Sharpley A.N., Chapra S.C., Wedepohl R., Sims J.T., Daniel T.C., Reddy K.R., 1994. Managing agriculture phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of environmental quality.* 23, 437-451.
- 28) Singh S.P., Gupta B.N., 1984. Effect of ammonia treatment of wheat straw on fibre digestion and volatile fatty acids production rates in the rumen of male Murrah buffaloes. *Indian J. Anim. Nutr.* 1, 27-30.
- 29) Smith, R. H., 1969. Reviews of the progress of dairy science. *J. Dairy Res.*, 36: 313-331.
- 30) Winthers P.J., Sharpley A.N., 1995. Phosphorous fertilizers. In soil amendments and environmental quality. Ed. J.E. Rechcigl.
- 31) Zicarelli L., 1995. Management in different environmental conditions. *Buffalo J.*, suppl. 2: 17-38.

NORMATIVE

- 1) D.P.R. n°236 del 24/05/88 su <http://www.artecambiente.it/pdf/DPR236-1988.pdf>
- 2) Dir. 91/676 CEE su <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:IT:HTML>
- 3) Dlgs 152/99, 258/00 su <http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe/00258dl.htm>. Per gli allegati http://spazioinwind.libero.it/ambientekr/normativa/acque/dlgs152-1999_allegati.htm
- 4) Dir. 1334/2003 CEE su <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32003R1334:IT:NOT>
- 5) DM 7 Aprile 2006 su http://www.ambientediritto.it/Legislazione/INQUINAMENTO/2006/dm_7apr2006.htm

**PROBLEMATICHE AMBIENTALI LEGATE
ALL'ALLEVAMENTO INTENSIVO DEL SUINO PESANTE**
(Environmental issues of intensive heavy pig production)

ANNA SANDRUCCI, GIANLUCA GALASSI, G.MATTEO CROVETTO

Dipartimento di Scienze Animali – Sezione di Zootecnica Agraria
Università degli Studi di Milano

RIASSUNTO

Il processo di intensificazione dell'allevamento suinicolo italiano in corso da molti anni ha portato ad una forte concentrazione di animali in alcune aree del paese accentuando i rischi per l'ambiente. In particolare i maggiori problemi connessi con l'industrializzazione della suinocoltura riguardano il rischio di inquinamento delle acque superficiali e di falda da parte dei nutrienti presenti nei liquami, soprattutto azoto e fosforo, l'emissione di ammoniaca nell'ambiente con i conseguenti fenomeni di piogge e deposizioni acide, l'emissione di odori e il rischio di accumulo nei suoli agrari di metalli pesanti.

SUMMARY

During the last decades the intensification process of pig production in Italy has led to extremely high animal densities in some regions with increasing environmental risks. Major issues of pig industry are eutrophication of ground and surface water bodies, due to the nitrogen and phosphorus content of slurries, ammonia emissions in the air, with the derived problem of acid rains and depositions, and the accumulation of heavy metals in soils.

Parole chiave

suino pesante, ambiente

Key words

heavy pig, environment

INTRODUZIONE

L'evoluzione dell'allevamento suino in Italia ha portato nell'ultimo secolo ad una progressiva concentrazione dell'attività produttiva con riduzione del numero di aziende suinicole e aumento considerevole delle dimensioni aziendali medie. Secondo l'ISTAT (2000; 2008) in Italia, solo nel periodo compreso tra il 2000 e il 2007, il numero di allevamenti suinicoli si è praticamente dimezzato a fronte di un leggero aumento del numero di capi allevati (+5%). In Lombardia, la regione che detiene da sola circa la metà del patrimonio suinicolo nazionale, la dimensione media aziendale è passata, nello stesso periodo, da circa 500 a circa 1000 capi.

L'allevamento suinicolo intensivo in Italia si è specializzato sempre più nella produzione del suino pesante da destinare alla trasformazione. Nel 2008 circa l'86% dei suini macellati in Italia apparteneva alla categoria dei suini grassi, con un peso medio alla macellazione di circa 163 kg (ERSAF, 2009). Gli allevamenti si sono concentrati principalmente nelle zone a maggior produzione maidicola (Pianura Padana) e vicino alle aree di trasformazione. Per quanto riguarda il prosciutto crudo DOP, che è la produzione più pregiata, le aree di trasformazione, come è noto, sono circoscritte ad una ristretta zona della provincia di Parma, per il prosciutto di Parma, e al solo comune di San Daniele del Friuli, per il prosciutto crudo di San Daniele.

Quasi il 90% del patrimonio suinicolo italiano, che ammonta a circa 9.252.000 suini, risulta concentrato in quattro regioni: Lombardia (52%), Emilia-Romagna (18%), Piemonte (10%) e Veneto (circa 8%) (ERSAF, 2009).

Dal punto di vista ambientale i maggiori problemi legati all'allevamento intensivo del suino sono connessi proprio alla elevatissima concentrazione di animali in aree limitate. A ciò si aggiunge il fatto che una buona parte degli alimenti impiegati per l'alimentazione dei suini è acquistato e non autoprodotta il che comporta importanti input di nutrienti dall'esterno dell'azienda.

INQUINAMENTO DELLE ACQUE

Una delle maggiori problematiche ambientali dell'allevamento suinicolo di tipo intensivo riguarda il rischio di inquinamento delle acque superficiali e di falda da parte dei nutrienti escreti, soprattutto azoto e fosforo, con i conseguenti fenomeni di eutrofizzazione di fiumi, laghi e mari. I nitrati, come è noto, sono particolarmente mobili nel suolo. Se la concentrazione di nitrati nel terreno raggiunge livelli elevati, questi possono essere lisciviati nelle acque di falda. I nitrati inoltre possono contaminare le acque superficiali attraverso il fenomeno dello scorrimento in seguito ad applicazione eccessiva o errata dei reflui sui terreni. Il fosforo, per contro, risulta normalmente poco mobile nei suoli rispetto all'azoto dei nitrati. Esso minaccia soprattutto le acque superficiali per effetto dello scorrimento e dell'erosione dei suoli.

I fattori che possono influire sull'inquinamento delle acque superficiali e di falda da parte dei nutrienti contenuti nei reflui suini sono principalmente: la concentrazione dei nutrienti e l'umidità dei reflui, la quantità di reflui distribuiti per unità di superficie, le modalità e la tempistica delle distribuzioni, la presenza, il tipo e lo stadio di sviluppo della coltura, le condizioni di temperatura e piovosità.

Tra i fattori più importanti nel determinare la concentrazione di nutrienti e la forma dei reflui suini vi sono l'alimentazione e il tipo di stabulazione adottato. L'efficienza di utilizzazione degli alimenti ha un effetto importante sull'escrezione dei nutrienti, soprattutto per quanto riguarda l'azoto. Accanto all'alimentazione anche la genetica degli animali svolge un ruolo importante per il suo effetto sull'efficienza di utilizzazione degli alimenti. Nell'allevamento suinicolo l'efficienza di utilizzazione dell'azoto e del fosforo degli alimenti è compresa generalmente tra il 18 e il 40% (de Lange *et al.*, 1999). Tali efficienze sono generalmente più basse nel settore riproduzione rispetto al settore allevamento.

In suini in fase di allevamento-ingrasso alimentati con diete a base di cereali e farina di estrazione di soia circa il 32% dell'azoto ingerito viene ritenuto (Dourmad *et al.*, 2007). L'escrezione di azoto fecale, che ammonta al 17% circa dell'azoto ingerito, corrisponde alle proteine alimentari indigeribili, alla proteina microbica e alle perdite azotate endogene dovute agli enzimi digestivi e alle desquamazioni del digerente. Le proteine alimentari digeribili sono invece assorbite come aminoacidi utilizzati successivamente per la sintesi proteica. Perdite obbligate di aminoacidi sono collegate al turnover proteico e al rinnovamento dei tessuti. Gli aminoacidi che residuano, una volta soddisfatte le necessità della deposizione proteica, del turnover proteico e del rinnovamento dei tessuti, sono catabolizzati ed escreti soprattutto sotto forma di urea con le urine. In suini alimentati con diete convenzionali questa frazione dell'azoto escretto è generalmente la più importante (Dourmad *et al.*, 2007).

La formulazione di diete contenenti aminoacidi di sintesi e differenti fonti proteiche opportunamente combinate può consentire di apportare gli aminoacidi nei quantitativi corrispondenti ai fabbisogni e nei rapporti più simili a quelli corrispondenti alla cosiddetta "proteina ideale", evitando eccessi azotati e riducendo così il catabolismo azotato e la conseguente escrezione azotata attraverso le urine. Si calcola che quasi la metà dell'escrezione

azotata nelle deiezioni suine sia attribuibile a errato bilanciamento aminoacidico (de Lange *et al.*, 1999). Soprattutto negli anni '90 diversi studi sono stati condotti per valutare la possibilità di ridurre il livello proteico della dieta alimentare integrando con aminoacidi prodotti a livello industriale al fine di mantenere bilanciata la composizione aminoacidica (Bosi *et al.*, 1995; Chauvel, 1994; Crovetto *et al.*, 1995; Gatel e Grosjean, 1992; Martelli *et al.*, 1995; Piva *et al.*, 1993; Quiniou *et al.*, 1994; Schutte *et al.*, 1993). Da questi studi emerge la possibilità di ridurre il livello proteico nelle diete alimentari fino al 30% circa, senza penalizzare le prestazioni produttive, qualora si integri con gli aminoacidi liberi normalmente disponibili in commercio. In particolare gli aminoacidi essenziali che più frequentemente risultano "limitanti" con le razioni a base di cereali, e quindi interessanti per le integrazioni, sono lisina, metionina, treonina e triptofano. Tra l'altro la riduzione del tenore proteico delle diete e il contemporaneo apporto dei singoli aminoacidi necessari può consentire anche di risparmiare sui costi energetici connessi con la sintesi di urea. La minor quantità di azoto escreto attraverso le urine e lo spostamento del rapporto tra N urinario ed N fecale a favore di quest'ultimo, oltre a ridurre il rischio di lisciviazione dei nitrati, contribuiscono a limitare le emissioni ammoniacali e la produzione di odori. A ciò concorre anche la riduzione del pH delle urine dovuta all'alterazione del bilancio elettrolitico conseguente alla riduzione del tenore proteico delle diete. Infatti la riduzione del pH delle urine comporta una minor volatilizzazione dell'ammoniaca (Cahn *et al.*, 1998a).

Anche l'adozione di diete specifiche per le diverse fasi di accrescimento e di ingrasso, con apporti di proteine e di aminoacidi adatti agli specifici fabbisogni di ogni fase, può consentire di limitare l'escrezione azotata. Attualmente nella produzione del suino pesante è prassi normale l'adozione di due/tre mangimi diversi nel corso del ciclo produttivo, con riduzione progressiva del livello proteico. Purtroppo i vantaggi di tale pratica sono in parte inficiati dalla tendenza diffusa ad adottare tenori proteici dei mangimi superiori a quelli raccomandati come è emerso di recente da un'indagine di Tagliapietra *et al.* (2004), svolta in Veneto.

Ulteriore logica evoluzione sarebbe quella di adattare frequentemente l'apporto azotato ai fabbisogni. Tale tecnica "multifase" richiederebbe la miscelazione di due mangimi, in proporzioni continuamente variate, i cui contenuti aminoacidici rispondano, per uno, alle esigenze di inizio ciclo di ingrasso e, per l'altro, a quelle di fine ciclo. Per avere il medesimo equilibrio aminoacidico durante tutto il periodo di crescita, i due mangimi dovrebbero presentare lo stesso profilo aminoacidico almeno per i primi aminoacidi essenziali limitanti. Va segnalato tuttavia che il fabbisogno di treonina, triptofano e aminoacidi solforati, relativamente alla lisina, tende a essere leggermente maggiore in finissaggio a causa della maggiore importanza dei fabbisogni di mantenimento. Questo sistema "multifase" è applicabile utilizzando strutture automatizzate di miscelazione e distribuzione dei mangimi che hanno un costo supplementivo, ma portano a vantaggi in termini di riduzione dell'azoto escreto. In una fase di crescita da 25 a 105 kg Dourmad *et al.* (1992) misurarono una riduzione dell'escrezione azotata del 20% circa, sostituendo una razione unica al 17% di proteine con una tecnica di alimentazione "multifase" che utilizzava due mangimi: uno al 17% e l'altro al 13% di proteine.

La combinazione dei due approcci descritti, il bilanciamento aminoacidico e il razionamento per fasi, potrebbe consentire di ridurre sensibilmente l'escrezione azotata. Bourdon *et al.* (1997) hanno messo a confronto un'unica dieta convenzionale al 17,5% di proteine sul secco, utilizzata per l'intero periodo di accrescimento e ingrasso, con una strategia alimentare multifase basata su diete a tenore proteico inferiore (13,0 e 10,7% di proteine sul secco) integrate con aminoacidi liberi. Le performances di accrescimento degli animali e la qualità delle carcasse sono risultate simili tra i due trattamenti ma, con le diete multifase integrate con aminoacidi, l'escrezione azotata è diminuita del 50% circa rispetto alla dieta unica (1,83 vs 3,56 kg N escreto per capo). Con tale strategia alimentare l'escrezione azotata si è attestata su valori molto bassi, pari a circa il 50% dell'azoto ingerito.

Tuttavia l'applicazione corretta di queste tecniche implica una conoscenza molto approfondita della biodisponibilità degli aminoacidi presenti negli alimenti e delle variazioni dei fabbisogni aminoacidici in funzione della fase di crescita, dello stato fisiologico, del genotipo e degli obiettivi produttivi.

Per quanto riguarda il fosforo, in suini in fase di allevamento-ingrasso, alimentati con diete a base di cereali e farina di estrazione di soia, circa il 45% del fosforo ingerito è assorbito, circa il 30% è ritenuto e il rimanente 15% è escreto con le urine. Nel complesso il 70% circa del fosforo ingerito è quindi escreto con le urine o con le feci (Poulsen *et al.*, 1999).

Le attuali conoscenze relative alla biodisponibilità del fosforo negli alimenti di origine vegetale e gli studi sull'efficacia dell'enzima fitasi forniscono strumenti per ridurre i contenuti di fosforo delle diete e anche dei reflui suini. È noto infatti come il fosforo presente nelle piante sia incluso in strutture complesse (fitati, cioè sali dell'acido fitico) scarsamente digerite dai suini; la scarsa digeribilità del fosforo di origine vegetale impone la necessità di forti integrazioni con fosforo inorganico che, al contrario, è caratterizzato generalmente da elevata digeribilità nel suino, anche se esistono differenze sensibili tra le diverse forme. Attualmente sono disponibili fitasi sintetiche che, se usate correttamente, possono consentire di migliorare la biodisponibilità del fosforo fitinico, permettendo di ridurre i livelli complessivi di fosforo nelle diete e, di conseguenza, limitandone il rilascio nell'ambiente (Simons *et al.*, 1990). In base ai risultati di alcuni studi l'impiego di fitasi potrebbe consentire di ridurre l'escrezione di fosforo del 40-50% (Jongbloed e Lenis, 1992; Latimier *et al.*, 1994).

EMISSIONI GASSOSE

Un aspetto particolarmente importante dell'impatto sull'ambiente degli allevamenti suinicoli intensivi, che influenza anche il benessere degli animali e talvolta la salute degli operatori, è rappresentato dall'emissione di ammoniaca (NH₃) dai reflui.

Gli effetti sugli animali di alte concentrazioni di ammoniaca si evidenziano in una riduzione dell'incremento corporeo, in un peggioramento degli indici di conversione, in infiammazioni acute a carico dell'apparato respiratorio, in un aumento del cannibalismo e in ritardi nel raggiungimento della maturità sessuale nelle scrofette, dovuti al danneggiamento del sistema olfattivo e alla conseguente difficoltà nel riconoscimento dei feromoni maschili (Barbari *et al.*, 1995; Berg, 1997; Malagutti *et al.*, 2000). Anche gli operatori che sono esposti per diverse ore della giornata ad elevate concentrazioni di ammoniaca possono subire danni notevoli. Gli effetti maggiormente osservabili sono riconducibili a lacrimazione, bruciore ed irritazione agli occhi e alle prime vie respiratorie, nausea e perdita di appetito (Donham *et al.*, 1989).

A livello di ambiente le emissioni ammoniacali comportano cattivi odori, piogge e deposizioni acide (Portejoie *et al.*, 2002) ed eutrofizzazione delle acque e dei suoli per effetto delle deposizioni azotate.

Diverse tecniche sono state studiate per ridurre le emissioni ammoniacali dalle deiezioni suinicole (Peet-Schwering *et al.*, 1999; Bonazzi, 2003). Come già accennato precedentemente, alcuni interventi sulle diete, come la riduzione del tenore proteico e l'integrazione con aminoacidi, possono consentire di ridurre la quantità di azoto catabolizzato ed eliminato con le urine. Infatti l'azoto presente nelle feci si trova principalmente in forma proteica, poco suscettibile a degradazione rapida; per contro l'azoto escreto con le urine si trova principalmente sotto forma di urea che, essendo rapidamente convertita in ammoniaca per azione dell'enzima ureasi, è la maggiore responsabile del fenomeno delle emissioni ammoniacali. Portejoie *et al.* (2004) hanno dimostrato che è possibile ridurre l'emissione di ammoniaca dai reflui suini, nell'intero processo dalla stalla fino al campo, del 63%, riducendo il tenore proteico della dieta di suini all'ingrasso dal 20 al 12% sul secco e integrando con aminoacidi di

sintesi. Inoltre, come già accennato, la riduzione del pH delle urine per alterazione del bilancio elettrolitico, causata dalla riduzione del tenore proteico delle diete, comporta anch'essa una minor volatilizzazione dell'ammoniaca (Cahn *et al.*, 1998a)

Molti lavori hanno inoltre evidenziato l'influenza di alcuni fattori dietetici, in particolare l'impiego di polisaccaridi non amidacei (NSP, *Non Starch Polysaccharides*), sul pH e sull'emissione di ammoniaca dai reflui suinicoli (Canh *et al.*, 1997; Canh *et al.*, 1998b; Canh *et al.*, 1998c; Kreuzer *et al.*, 1998; Ly *et al.*, 2003). La somministrazione di polisaccaridi non amidacei infatti determinerebbe uno spostamento dell'escrezione azotata da N urinaria a N fecale per effetto della proliferazione microbica a livello dell'intestino crasso del suino. In alcuni casi tali tecniche alimentari consiglierebbero l'impiego di materie prime ricche di polisaccaridi non amidacei, che non rientrano negli elenchi di quelle consentite dai disciplinari di produzione dei maggiori consorzi di produzione del prosciutto tipico italiano. In altri casi sono ammesse dai disciplinari, ma in quantità molto limitata (ad esempio le polpe di bietola essiccate).

In un recente lavoro Galassi *et al.* (2005) hanno dimostrato che la formulazione di diete contenenti polpe di bietola disidratate può consentire di ottenere una riduzione dell'emissione ammoniacale dai reflui, con calo dell'escrezione urinaria di azoto e aumento dell'escrezione fecale. In particolare l'inclusione di polpe di bietola in ragione del 15% della razione ha comportato vantaggi in termini di emissioni ammoniacali (-8,5%), rispetto alla dieta di controllo, senza influire negativamente sulle performances degli animali in alcuna fase di crescita. Per contro l'adozione di un livello più elevato di polpe di bietola (30%), pur consentendo una riduzione ancora più importante delle emissioni ammoniacali rispetto alla dieta di controllo (-33%), ha mostrato un effetto negativo sulle prestazioni produttive degli animali ma solo al di sotto dei 120 kg di peso mentre non ha alterato le prestazioni dei suini di peso compreso tra i 120 e i 170 kg. Questo risultato è stato confermato da un altro lavoro (Galassi *et al.*, 2007) che ha evidenziato prestazioni analoghe dei suini che ingerivano una dieta contenente il 12% di polpe di bietola, rispetto a quelli di controllo, e peggioramenti con il 24%, ma solo nella prima fase del ciclo di ingrasso; anche per le rese alla macellazione le uniche differenze significative sono state registrate per la dieta con il 24% di polpe sia nella resa sia nel peso del tratto digerente. In 14 giorni le due diete (12 e 24% di polpe) hanno determinato riduzioni dell'emissione ammoniacale dei reflui pari al 16 e 25% rispetto al controllo, rispettivamente.

L'inclusione di elevati livelli di polpe di bietola nella dieta tende a determinare un abbassamento del pH dei reflui (Galassi *et al.*, 2007). Questo è in accordo con quanto riportato da Kreuzer *et al.* (1998), che ha rilevato pH dei reflui minori con elevati tenori di NSP nella dieta, e da Canh *et al.* (1998b; 1998c). Quest'ultimo ha evidenziato una stretta correlazione tra pH dei reflui ed emissioni ammoniacali, calcolando una riduzione del 45% di emissioni ammoniacali per ogni unità di decremento del pH. La riduzione del pH delle deiezioni sarebbe dovuta allo sviluppo di acidi grassi volatili nell'intestino e nei reflui come conseguenza delle fermentazioni a carico degli NSP. Va sottolineato che l'impiego di diete contenenti polpe, se da un lato comporta una riduzione delle emissioni ammoniacali, può, per contro, determinare un aumento della metanogenesi soprattutto nelle ultime fasi dell'allevamento del suino pesante (Galassi *et al.*, 2004).

Un'analisi sugli effetti dell'impiego delle polpe di bietola essiccate e insilate in suinicoltura è stata condotta da Scipioni e Martelli (2001); da tale analisi emerge ancora la possibilità di includere le polpe di bietola nella dieta per suini all'ingrasso in quantità largamente superiore al 4%, il limite massimo imposto dai disciplinari di produzione dei Consorzi di Parma e San Daniele, probabilmente fino a livelli del 15-20% in funzione anche del peso degli animali.

Per quanto riguarda le emissioni ammoniacali dalle strutture di allevamento e di stoccaggio queste possono essere ridotte con un controllo accurato delle condizioni climatiche all'interno dei capannoni (temperature e velocità dell'aria), con l'ottimizzazione delle caratteristiche

delle strutture di allevamento (riduzione delle superfici emettenti, asportazione frequente delle deiezioni) e attraverso la copertura delle strutture di stoccaggio (IPPC, 2002). Un rapido ed efficace interrimento del liquame nel terreno può consentire inoltre di ridurre le emissioni ammoniacali durante e dopo la distribuzione dei reflui sui campi.

Un altro problema ambientale connesso in parte con le emissioni ammoniacali è rappresentato dall'odore generato dalle porcilaie, soprattutto quelle di tipo intensivo. Più di 160 composti volatili sono stati identificati nei reflui suini. Almeno tredici di questi contribuiscono all'odore delle deiezioni suine fresche. Essi possono essere riuniti in 4 principali gruppi di composti (acidi grassi volatili, composti fenolici, indoli e sulfidi) a cui si aggiungono ammoniaca, SO₂ e NO₂ (de Lange *et al.*, 1999). Questi composti derivano dal metabolismo microbico che avviene nell'intestino crasso e nei reflui. La limitazione dell'odore passa principalmente attraverso interventi sulla pulizia, sulla manipolazione e conservazione dei reflui e sulle pratiche di spargimento dei reflui sui terreni agrari mentre la manipolazione delle diete degli animali sembra dare risultati limitati. La riduzione delle escrezioni azotate, ottenibile attraverso la limitazione del tenore proteico della dieta con un miglior bilanciamento aminoacidico, comporta la riduzione di alcuni composti, ma non di tutti, responsabili dell'emissione di odori da parte delle porcilaie e delle deiezioni (Hobbs *et al.*, 1996). Molte sperimentazioni sono in atto relativamente alla possibilità di ridurre il problema degli odori attraverso l'aggiunta alla razione di additivi, quali ad esempio acidi, agenti leganti o enzimi.

INQUINAMENTO DEL SUOLO DA METALLI PESANTI

La concimazione ripetuta e abbondante dei terreni agrari con liquami suini può determinare nel tempo l'accumulo di metalli pesanti nel suolo; in particolare questo problema riguarda il rame e lo zinco. Questo fenomeno dipende dal fatto che questi elementi vengono forniti generalmente in eccesso nelle diete, data la loro importanza ai fini della salute e delle performances degli animali, ma la ritenzione di questi elementi è molto scarsa e la maggior parte dell'ingerito viene escreto. L'accumulo di tali metalli nei suoli può risultare fitotossico (Copenet *et al.*, 1993) e può costituire un fattore di rischio per la salute umana e animale.

Una conoscenza più precisa dei fabbisogni dei suini nelle diverse fasi e della biodisponibilità di questi elementi può consentire di evitare forti sovradosaggi. In un lavoro di Jongbloed *et al.* (2001) sono riportati diversi criteri, e il loro ordine di importanza, per valutare lo stato di nutrizione minerale nel suino e alcuni effetti delle interazioni che agiscono tra i diversi elementi minerali sulla biodisponibilità dei diversi elementi stessi. Inoltre alcune tecniche alimentari come l'aggiunta di fitasi microbica o l'impiego di forme organiche o di chelati, caratterizzati da una maggiore biodisponibilità, possono permettere di ridurre i contenuti di Cu e Zn delle diete limitando i rischi di inquinamento dei suoli (Jondreville *et al.*, 2003).

CONCLUSIONI

L'efficienza di utilizzazione dei nutrienti, e dell'azoto in particolare, da parte del suino è più elevata rispetto ad altre specie di animali da carne e può essere ulteriormente migliorata in maniera efficace attraverso l'adozione di alcune strategie di razionamento (razionamento multifase, integrazione con aminoacidi). Inoltre l'inclusione di polisaccaridi non amidacei nella razione del suino pesante si è dimostrata una tecnica utile per il contenimento delle emissioni ammoniacali. Tuttavia il problema centrale dell'allevamento del suino in Italia è legato soprattutto alla fortissima concentrazione di suini che caratterizza alcune aree del Paese (nord Italia in particolare) che tra l'altro sono anche le aree più vocate per l'allevamento

bovino da latte e da carne. Il problema dell'eccesso di reflui zootecnici in alcune circoscrritte regioni non può chiaramente essere risolto semplicemente attraverso l'adozione di piani alimentari più sofisticati. Tanto più che, al momento attuale, le leggi applicative della Direttiva Nitrati, calcolando l'apporto di azoto al campo semplicemente in base al carico animale, non consente una valorizzazione delle strategie di gestione "virtuose" sotto l'aspetto ambientale. Questo di fatto non incentiva il mondo produttivo a muoversi verso l'applicazione delle tecniche già esistenti per il contenimento di escrezioni ed emissioni.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Barbari M., Gastaldo A., Valli L., 1995. Gas nocivi, come combatterli. *Rivista di Suinicoltura*, 36, 4, 39-56.
- 2) Berg W., 1997. Reducing emissions from livestock farming - costs and potential. *Landtechnik*, 52, 262-263.
- 3) Bonazzi G., 2003. Come ridurre le emissioni azotate negli allevamenti suini. *Informatore Agrario*, 59, 59-61
- 4) Bosi P., De Grossi A., Cacciavillani J., 1995. Effetto del livello proteico della dieta sulla produzione di carne magra e sull'escrezione azotata del suino pesante. *Atti XI Congresso Nazionale ASPA*, 373-374.
- 5) Bourdon D., Dourmad J.Y., Henry Y., 1997. Reduction of nitrogen output in growing pigs by multiphase feeding with decreased protein level. 48th Annual Meeting of the E.A.A.P., 25-28 August, Vienna.
- 6) Canh T.T., Aarnink A.J.A., Schutte J.B., Sutton A., Langhout D.J., Verstegen M.W.A., 1998a. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*, 56, 181-191.
- 7) Canh T.T., Aarnink A.J.A., Verstegen M.W.A., Schrama J.W., 1998b. Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, 76, 1123-1130.
- 8) Canh T.T., Sutton A., Aarnink A.J.A., Verstegen M.W.A., Schrama J.W., Bakker G.C.M., 1998c. Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, 76, 1887-1895.
- 9) Canh T.T., Verstegen M.W.A., Aarnink A.J.A., Schrama J.W., 1997. Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *Journal of Animal Science*, 75, 700-706.
- 10) Chauvel J., Granier R., 1994. Incidence de l'utilisation d'aliments à taux azotés décroissants sur les performances zootechniques et les rejets du porc charcutier. *Journées Rech. Porcine en France*, 26, 97-106.
- 11) Coppenet, M., Golven J., Simon J.C., Le Corre L., Le Roy M., 1993. Évolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif: Exemple du Finistère. *Agronomie*, 13, 77-83.
- 12) Crovetto G.M., Galassi G., Tamburini A., Sandrucci A., 1995. Escrezione azotata di suini in accrescimento. *Atti del XLIX Convegno S.I.S.Vet.*, Salsomaggiore Terme, 903-904.
- 13) de Lange K., Nyachoti M., Birkett S., 1999. Manipulation of diets to minimize the contribution to environmental pollution. *Adv. Pork Prod.*, 19, 173-186.
- 14) Dourmad J.Y., Guillou D., Noblet J., 1992. Development of a calculation model for predicting the amount of N excreted by the pig: effect of feeding, physiological stage and performance. *Livestock Production Science*, 31, 95-107.
- 15) Donham K., Hanglind P., Peterson P., Rylander Y., Belin L., 1989. Environmental and wealth studies in Swedish swine confinement buildings. *British journal of Industrial Medicine*, 46: 31-37.

- 16) Dourmad J.Y., Jondreville C., 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112, 192-198.
- 17) ERSAF, 2009. Il mercato dei suini produzione e consumo. Anno 2009. Osservatorio agroalimentare lombardo, Quaderno n° 18, edizione aprile 2009. <http://www.ersaf.lombardia.it/Upload/AASuini%20statistiche/osservatorio%20carni%20suine/Osservatorio%20Suini%202009.pdf>
- 18) Galassi G., Crovetto G.M., Malagutti L., 2005. Effect of beet pulp on growing performance, digestibility, N balance, and ammonia emission in the heavy pig. *Italian Journal Animal Science*, 4 (Suppl. 2), 458-460.
- 19) Galassi G., Crovetto G.M., Rapetti L., Tamburini A., 2004. Energy and nitrogen balance in heavy pigs fed different fibre sources. *Livestock Production Science*, 85, 253-262.
- 20) Galassi G., Malagutti L., Crovetto G.M., 2007. Growth and slaughter performance, nitrogen balance and ammonia emission from slurry in pigs fed high fibre diets. *Italian Journal Animal Science*, 6, 227-239.
- 21) Gatel F., Grosjean F., 1992. Effect of protein content of the diet on nitrogen excretion by pigs. *Livestock Production Science*, 31, 109-120.
- 22) Hobbs P.J., Pain B.F., Kay R.M., Lee P.A., 1996. Reduction of odorous compounds in fresh pig slurry by dietary control of crude protein. *J. Sci. Food and Agric.*, 71, 508-514.
- 23) IPPC, 2002. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs. Draft dated October 2002. European Commission, Seville, Spain.
- 24) ISTAT, 2000. 5° Censimento Generale dell'agricoltura I principali risultati. 24 settembre 2002 <http://censagr.istat.it/dati.htm>
- 25) ISTAT, 2008. Indagine sulla struttura e le produzioni delle aziende agricole (SPA) - Anno 2007. http://www.istat.it/dati/dataset/20090120_01/tav10aep.html
- 26) Jondreville, C., Revy, P.S., Dourmad, J.Y., 2003. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livestock Production Science*, 84, 147-156.
- 27) Jongbloed A.W., Kemme P.A., van den Top A.M., 2001. The role of nutrition in reducing the accumulation of minerals in the environment by pigs. Commission on Animal Nutrition, 52th Annual Meeting of the E.A.A.P., 26-29 August, Budapest.
- 28) Jongbloed A.W., Lenis N.P., 1992. Alteration of nutrition as a means to reduce environmental pollution by pigs. *Livestock Production Science*, 31, 75-94.
- 29) Kreuzer M., Machmüller A., Gerdemann M.M., Hanneken H., Wittmann M., 1998. Reduction of gaseous nitrogen loss from pig manure using feeds rich in easily-fermentable non-starch polysaccharides. *Animal Feed Science & Technology*, 73, 1-19.
- 30) Latimier P., Pointillard A., Corlouër A., Lacroix C., 1994. Influence de l'incorporation de phytase microbienne dans les aliments, sur les performances, la résistance osseuse et les rejets phosphorés chez le porc charcutier. *Journées Rech. Porcine en France*, 26, 107-116.
- 31) Ly J., Ty C., Samkol P., 2003. N balance studies in young Mong Cai and Large White pigs fed high fibre diets based on wheat bran. *Livestock Research for rural Development*, 15, 1-8.
- 32) Malagutti L., Zannotti M., Mazzoli E., Sciaraffia F., 2000 Utilizzo della fibra di cocco come lettiera per suini all'ingrasso. *Rivista di Suinicoltura*, 41, 183-186.
- 33) Martelli G., Parisini P., Sardi L., Ricci G., 1995. Riduzione del tenore proteico della razione per il suino pesante: diverse formulazioni dietetiche. *Atti XI Congresso Nazionale ASPA*, 379-380.

- 34) Peet-Schwering C.M.C. van der, Aarnink A.J.A., Rom H.B., Dourmad J.Y., 1999. Ammonia emission from pig houses in The Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science*, 58, 265-269.
- 35) Piva G., Ferrarini F., Morlacchini M., Varini G., Prandini A., 1993. Effetto degli aminoacidi protetti (slow release) sull'escrezione azotata e sulle performances produttive del suino pesante. *Rivista di Suinicoltura*, 6, 57-67.
- 36) Portejoie S., Dourmad J.Y., Martinez J., Lebreton Y., 2004. Effect of lowering crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, 91, 45-55.
- 37) Portejoie S., Martinez J., Landmann G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole: impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Prod. Anim.*, 15, 151-160.
- 38) Poulsen H.D., Jongbloed A.W., Latimier P., Fernandez J.A., 1999. Phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science*, 58, 251-259.
- 39) Quiniou N., Dourmad J.Y., Henry Y., Bourdon D., Guillou D., 1994. Influence du potentiel de croissance et du taux proteique du régime sur le performances et le rejets azotés des porcs en croissance - finition, alimentés à volonté. *Journées Rech. Porcine en France*, 26, 91-96.
- 40) Schutte J.B., de Jong J., van Kempen G.J.M., 1993. Dietary protein in relation to requirement and pollution in pigs during the body weight range of 20 to 40 kg. In Verstegen M.W.A., den Hartog L.A., van Kempen G.J.M., Metz J.H.M. (Ed.) *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences*, EAAP Publication no. 69, 259-263.
- 41) Scipioni R., Martelli G., 2001. Consequences of the use of ensiled sugar beet-pulp in the diet of heavy pigs on performances, carcass characteristics and nitrogen balance: a review. *Feed Science and Technology*, 90, 81-91.
- 42) Simons P.C.M., Versteegh H.A.J., Jongbloed A.W., Kemme P.A., Slump P., Bos K.D., Wolters M.G.E., Beudeker R.F., Verschoor G.J., 1990. Improvement of phosphorus availability by microbial phytase in broilers and pigs. *British Journal of Nutrition*, 64, 525-540.
- 43) Tagliapietra F., Ceolin C., Schiavon S., Gallo L., 2004. Growth performance and nitrogen balance of growing pigs farms in Northern Italy [Veneto]. *Italian Society of Veterinary Science. 58th Annual meeting*, Grado, Gorizia (Italy), 22-25 Sep, 58, 483-484.

IMPATTO AMBIENTALE DA PASCOLAMENTO SUINO

(*Environmental impact of pig rooting*)

ALESSANDRO PISTOIA, GUIDO FERRUZZI

Sezione di Scienze Zootecniche, Dipartimento di Agronomia e Gestione dell'Agroecosistema
Università degli Studi di Pisa, Italy

RIASSUNTO

L'allevamento all'aperto del suino è stato riscoperto e rivalutato nell'ultimo ventennio in molte nazioni europee, come quelle del Regno Unito e della Scandinavia ed in alcune del bacino Mediterraneo come la Francia, il Portogallo e la Spagna. In Italia questa tipologia di allevamento è stata riproposta, recentemente, per una serie di motivi legati per lo più allo sfruttamento delle aree marginali, alla salvaguardia di razze in via di estinzione, all'affermazione della zootecnia biologica ed alla maggiore attenzione del consumatore verso prodotti di qualità. Infatti, l'alimentazione del suino con prodotti spontanei, determina un miglioramento delle caratteristiche organolettiche e dietetiche dei prodotti carnei, ma allo stesso tempo, presenta anche aspetti negativi legati ad una difficile gestione delle risorse naturali con possibili riflessi negativi sull'ambiente. Il suino è l'animale che, con il pascolamento, può determinare i maggiori problemi di impatto ambientale, soprattutto in ambiente boschivo. Le ricerche scientifiche su queste tematiche sono state intraprese solo da pochi anni, soprattutto nei paesi del nord Europa come Germania, Regno Unito, Svezia, Danimarca ed hanno riguardato i danni arrecati dall'allevamento brado del suino, ma solo su pascolo erbaceo. In tal senso, sarebbe auspicabile muoversi in una direzione simile effettuando studi sull'impatto ambientale di questa specie, anche nelle foreste, nei boschi e nella macchia Mediterranea, ambienti che recentemente vengono sempre più utilizzati come pascolo per i suini. L'impatto ambientale del suino al pascolo è causato da molteplici fattori, legati sia all'eccessivo sfruttamento della vegetazione erbacea ed arbustiva, per l'attività di brucatura caratterizzata dall'elevata voracità della specie, sia al notevole "disturbo" provocato all'ecosistema per alcune sue particolari abitudini comportamentali come grattarsi ai tronchi delle piante provocando scortecciamenti, grufolare (*effetto rooting*) ed effettuare scavi nel terreno, e camminare lungo percorsi preferenziali causando fenomeni di compattazione del suolo da eccessivo calpestamento (sentieramenti). In presenza di elevata pressione zoogena i pascoli erbacei possono essere completamente distrutti per l'eccessiva azione di brucatura e di calpestamento, ma soprattutto a causa della sommovimentazione degli orizzonti superficiali del terreno per l'effetto rooting e di scavo. Nel caso di pascolo macchiatico le piante del sottobosco subiscono generalmente una pressione selettiva da brucatura, in quanto non tutte le piante risultano ugualmente gradite agli animali; i danni alle piante di alto fusto, invece, dipendono essenzialmente dalla differente resistenza dei tronchi allo sfregamento e dell'apparato radicale all'azione di scalzamento da parte degli animali. I danni al suolo, specie nelle superfici declivi, associati a quelli causati alla fitocenosi, possono determinare un progressivo peggioramento delle caratteristiche fisico-strutturali (diminuzione della stabilità del suolo), chimiche (perdita di sostanza organica) e biochimiche del terreno (riduzione dell'attività microbica) che a lungo andare possono portare a gravi fenomeni erosivi e di dissesto idrogeologico e ad irreversibili processi di desertificazione.

SUMMARY

Outdoor pig farming has been reappraised in the last two decades in many European nations: the United Kingdom, the Scandinavian countries and some Mediterranean states such as France, Portugal and Spain. In Italy this extensive, free farming system has drawn some attention for several reasons linked to the use of marginal lands, the safeguard of dying breeds, the appeal of the organic farming systems, and the care of consumers for high quality products. Feeding the pig with “natural” feeds improves pork organoleptic and dietetic properties, but at the same time it might have negative environmental effects due to a difficult management of natural resources. The pig is the animal who can originate the greatest environmental problems, particularly in the woodlands. Scientific research in this field has just started, mainly in Northern Europe (Germany, United Kingdom, Sweden, Denmark), focusing on the damages of free grazing pig farming. Therefore it would be interesting to make similar investigations on free rooting pig farming in woodlands and bush, habitat more and more utilized for outdoor pig farming. The environmental impact of pig rooting depends on many factors among which: excessive exploitation of herbage and shrubs, trunk scraping, soil rooting and compacting, particularly along paths. Pigs select the vegetation, consequently damages vary among different plant species; this is due also to specific resistance of tree trunks and shrub roots to scraping and rooting, respectively. Soil damages, particularly in slopes, and an alteration of the natural phyto-coenosis, can lead to a progressive deterioration of the physical (decrease of stability), chemical (decrease of organic matter) and biochemical (reduction of microbial activity) characteristics of the soil, with increased risk of soil erosion, hydrogeological instability and desertification.

Parole chiave

suini, pascolamento, impatto ambientale

Key words

pigs, rooting, environmental impact

ALLEVAMENTO SUINO AL PASCOLO

Già in epoca Romana lo scrittore latino Lucio Giunio Columella, in uno dei suoi lavori, descriveva le condizioni ottimali nelle quali far crescere i suini all'aperto e quali fossero i boschi maggiormente redditizi "...querce, sughere, faggi e gli alberi da frutto selvatici come il corbezzolo, pruno selvatico, carrubo...dal momento che tutte queste piante hanno un tempo di fioritura scaglionato durante l'anno, il cibo da esse offerto è disponibile in tutte le stagioni; anche dove la vegetazione è carente o scarsa il suino regna a patto che sia paludoso il terreno, dove ama avvolgersi e cercare piccoli vermi..." (*De re rustica*).

L'allevamento suino, fino alla metà del secolo scorso, è stato legato alle ampie disponibilità di superfici delle aziende agricole condotte a mezzadria; come riportato in numerosi trattati (Stanga, 1946; Vezzani, 1948), era praticato un sistema di allevamento estensivo, favorito dalla possibilità di pascolo e dallo sfruttamento dei boschi e dei suoi prodotti, come le ghiande e le castagne durante l'autunno.

Agli inizi degli anni sessanta del secolo scorso questa tipologia di allevamento ha subito un radicale mutamento, in quanto le aziende zootecniche si sono modificate e trasformate verso sistemi a carattere industriale, con allevamenti di tipo intensivo ad alta densità di capi, specializzate nell'ingrasso, specialmente nelle regioni del Nord Italia, dove era possibile sfruttare come alimento il siero, sottoprodotto delle aziende casearie.

L'allevamento all'aperto è stato riscoperto e rivalutato nell'ultimo ventennio, grazie anche ad una politica Europea tesa a rivalutare il benessere animale. In molte Nazioni europee si è assistito ad una rinascita dell'allevamento cosiddetto "outdoor", come nel Regno Unito, dove si stima che circa il 30% degli animali venga allevato all'aperto (Sheppard, 1996), ma anche nei paesi Scandinavi, come la Danimarca e la Svezia, ed in alcuni paesi del bacino Mediterraneo come la Francia, il Portogallo e la Spagna. Nei Paesi iberici questo tipo di allevamento è molto diffuso e viene effettuato prevalentemente nell'area della cosiddetta "Dehesa", un ecosistema caratterizzato da boschi radi di lecci, querce e sughere, che si estende su una superficie di oltre 2.300.000 ettari e rappresenta l'habitat ideale per l'allevamento brado del suino, perché fornisce una elevata quantità di ghiande, fonte principale di nutrimento del "cerdo ibérico". Questo tipo di allevamento, che segue un disciplinare che risale al 1957, permette di ottenere prodotti di qualità eccellente come il famoso prosciutto "Jamon Iberico Patanegra", conosciuto e apprezzato in tutto il mondo (Lopez-Bote, 1998).

Da alcuni anni la tipologia di allevamento all'aperto del suino è stata riproposta anche in Italia per differenti motivi: sfruttamento delle aree marginali (soprattutto boschive), considerazioni economiche (Edwards, 1996), salvaguardia di razze autoctone in via di estinzione, affermazione della zootecnia biologica, maggiore attenzione del consumatore verso prodotti di qualità e verso il benessere animale (Edwards, 2005). Molti studi scientifici hanno messo in evidenza che gli animali allevati all'aperto, grazie all'esercizio fisico generato dall'istinto, godono di un maggiore benessere, a differenza dei suini allevati in porcilaia, che hanno a disposizione spazi ridotti e mostrano quindi una più alta e anormale aggressività (Beattie *et al.*, 1993; 1995; 2000). Questa tipologia di allevamento, unita a un'alimentazione basata su prodotti naturali, determina anche vantaggi relativi alle caratteristiche organolettiche e dietetiche dei prodotti carnei; allo stesso tempo, presenta anche aspetti negativi legati sia ad una difficile gestione delle risorse naturali del bosco (eccessiva densità animale), con possibile impatto ambientale, sia ad una difficile stima dei fabbisogni alimentari di soggetti allevati esclusivamente al pascolo o nel bosco (Edwards, 2003).

VANTAGGI DELL'ALLEVAMENTO DEL SUINO AL PASCOLO

Valorizzazione di aree a pascolo e superfici boschive

L'Italia, per la sua particolare orografia, presenta un territorio prevalentemente declive con vaste zone cosiddette marginali, scarsamente utilizzabili con i sistemi agro-zootecnici di tipo intensivo. La difficoltà di meccanizzazione di queste zone limita la loro utilizzazione, con coltivazioni di pieno campo, consentendo il loro sfruttamento solo con il pascolo. Pertanto, l'attività pastorale risulta di fondamentale importanza per lo sfruttamento di questi areali svantaggiati, poiché consente di ottenere un reddito per la popolazione locale, evitando così l'abbandono del territorio. L'abbandono può causare gravi problemi di carattere socio-economico e ambientale, in quanto il presidio del territorio è un fattore di fondamentale importanza per la salvaguardia dell'ambiente.

Gran parte di questi territori presentano una superficie boschiva di tipo misto o specializzata, come i castagneti, che se in stato di abbandono possono rappresentare un habitat ideale per l'allevamento suino, capace di sfruttare le varie risorse boschive (castagne, ghiande, tuberi, radici, bulbi) (Campodoni *et al.*, 2003).

Riduzione degli investimenti e dei costi di gestione

L'allevamento all'aperto del suino consente di contenere le spese di investimento iniziali, che ammontano al 20-25% di quello convenzionale (Barbari *et al.*, 1997), poiché le strutture

sono semplici ed economiche, realizzate con materiali a basso costo, come il legno, coperture in ondulati in lamiera o fibrocemento, spesso utilizzando manodopera aziendale. La spesa più elevata è rappresentata dalla recinzione che deve essere realizzata con pali e rete assai resistente, e deve essere in parte interrata per evitare la fuga degli animali. Riguardo le spese di gestione, l'allevamento al pascolo boschivo determina una riduzione dei costi di alimentazione, soprattutto nei periodi di caduta dei frutti di bosco, con riflessi positivi sulla qualità dei prodotti carnei. Un esempio è rappresentato dalle Dehesa spagnole dove l'allevamento all'aperto del suino iberico, alimentato prevalentemente con ghiande, ha portato ad una espansione del settore della trasformazione delle carni con vantaggi economici per gli allevatori (Aparicio Tovar e Vargas Giraldo, 2006).

Miglioramento della qualità dei prodotti carnei.

Il suino è l'animale da carne che più di ogni altro si avvantaggia dell'allevamento al pascolo, in termini di qualità dei prodotti freschi e trasformati.

L'ingestione di prodotti spontanei del bosco consente, come dimostrato da numerosi studi (Enfalt *et al.*, 1997; Andre´s *et al.*, 2001; Pugliese *et al.*, 2005), di migliorare sia le caratteristiche organolettiche sia dietetiche della carne e del grasso. La carne, ed in particolare i salumi e gli insaccati, presentano caratteristiche qualitative eccellenti, conferite dagli aromi presenti nelle essenze boschive e dalle condizioni meno stressanti tipiche della vita all'aperto (Jurado *et al.*, 2007).

Inoltre, nei grassi la composizione acidica tende a spostare il rapporto SFA/UFA verso quelli polinsaturi, con riflessi positivi sugli aspetti salutistici dei prodotti. Tuttavia, un eccessivo aumento di questi acidi grassi può determinare problemi sui processi di trasformazione poiché determinano una minore consistenza dei salumi e una maggiore predisposizione ai processi di ossidazione (Cava *et al.*, 1999; Cava *et al.*, 2000; Pugliese *et al.*, 2005).

Analogie con il metodo di produzione biologica

L'allevamento suino al pascolo viene considerato come il modello ideale di produzione biologica, poiché in linea con molti articoli del Reg. CE 1804/1999 e Reg. CE 834/2007 relativi al metodo biologico delle produzioni di origine animale.

Innanzitutto, come previsto dal suddetto regolamento, nell'allevamento semibrado del suino si privilegia l'utilizzazione di razze autoctone, favorendo così la salvaguardia di razze in via di estinzione e quindi la conservazione della biodiversità animale. Inoltre, queste razze, capaci di adattarsi alle condizioni ambientali locali, sono più resistenti a stress termici e malattie e quindi necessitano di scarsi interventi sanitari, nel rispetto dei principi di profilassi e cure veterinarie previste dal regolamento.

La vita all'aperto risulta in linea con i principi generali relativi al benessere animale e il consumo di erba e altri prodotti del bosco rispecchia quanto previsto dal punto 4.11 del Reg. 1804 e ripreso dall'art. 14 del Reg. 834 in tema di alimentazione biologica del suino.

Le carni ottenute da animali allevati secondo il metodo biologico, inoltre, presentano aspetti salutistici migliori (maggiore contenuto in PUFA) rispetto a quelle provenienti da allevamenti tradizionali, dove gli animali sono alimentati prevalentemente a cereali o sottoprodotti. Infatti, nel biologico gli animali utilizzano il pascolo e i prodotti del bosco (ghiande, castagne...), che come già ricordato in precedenza sono ricche di acidi grassi polinsaturi (Hansen *et al.*, 2006).

Infine, la bassa densità animale prevista nell'allevamento al pascolo, consente di rispettare i parametri relativi alle superfici unitarie coperte e scoperte destinate agli animali dettate dal regolamento per le varie categorie. La bassa densità animale consente, infine, di rispettare i parametri relativi all'inquinamento da reflui zootecnici, secondo quanto previsto dalla direttiva CE n° 676/1991 recepita dal Regolamento sul biologico, che limita a 170 kg/ha la quantità di azoto rilasciata nel terreno.

LIMITI DELL'ALLEVAMENTO SUINO AL PASCOLO

Riduzione dell'accrescimento

L'elevato dispendio energetico, dovuto all'attività motoria al pascolo e un'alimentazione con prodotti di valore energetico non elevato, tipico dei prodotti vegetali spontanei, determina una riduzione degli accrescimenti degli animali e un periodo di allevamento più lungo. Per questo i suini allevati al pascolo, anche se macellati ad un peso inferiore rispetto a quello tradizionale, presentano un maggiore stato di ingrassamento soprattutto di tipo intramuscolare a causa della maggiore età di macellazione (Petersen *et al.*, 1997; Edwards, 2005).

Maggiore esposizione alle avversità

Questo tipo di allevamento causa problemi legati agli stress climatici a cui gli animali sono sottoposti, per temperature troppo elevate o troppo basse. È possibile ridurre l'intensità di stress da caldo con zone d'ombra e specchi d'acqua dove gli animali possono rinfrescarsi durante l'estate. Per lo stress da freddo, che interessa soprattutto i giovani suinetti, si può intervenire con ricoveri ben riparati e dotati di una lettiera confortevole, soprattutto in inverno (Lebret *et al.*, 2002).

Inoltre gli animali, muovendosi liberamente nelle zone boschive e impervie, possono andare incontro a traumi o ferite, che possono aggravarsi, poiché l'allevamento al pascolo determina una maggiore difficoltà nel controllo dello stato di salute degli animali.

Problematiche ambientali

Il suino è uno degli animali che può determinare maggiori problemi ambientali con il pascolamento se non viene ben gestito. Queste problematiche risultano ancora poco studiate e, per quanto riguarda gli effetti determinati dal pascolo del suino, è stato fatto spesso riferimento a studi sull'impatto ambientale del cinghiale, in quanto caratterizzato da un comportamento simile.

IMPATTO AMBIENTALE DA PASCOLAMENTO SUINO

Le ricerche scientifiche su queste tematiche sono state intraprese solo da pochi anni, soprattutto nei paesi del nord Europa come Germania, Regno Unito, Svezia, Danimarca ed hanno riguardato soprattutto i danni arrecati dall'allevamento brado del suino domestico su pascolo erbaceo.

In tal senso, sarebbe auspicabile muoversi in una direzione simile effettuando studi sull'impatto ambientale di questa specie anche nelle foreste, nei boschi e nella macchia Mediterranea, ambienti che recentemente vengono utilizzati come pascolo per i suini.

Cause di danno da pascolamento suino

L'impatto ambientale del suino al pascolo è causato da molteplici fattori, legati sia all'eccessivo sfruttamento della copertura erbosa e arbustiva, per la sua intensa attività di brucatura dovuta all'elevata voracità della specie, sia al notevole disturbo provocato all'ecosistema per alcune sue particolari abitudini comportamentali.

Da alcune ricerche è stato evidenziato che i suini spendono il 40-60% del loro tempo in attività alla ricerca di cibo in superficie (brucatura) e con l'esplorazione del terreno (Blasetti *et al.*, 1988; Edwards *et al.*, 1993; Tober, 1996), mentre circa il 10-20% del tempo viene dedicato all'attività di grufolamento (Stolba e Wood-Gush, 1984; Horrell e A'Ness, 1996; Guilox *et al.*, 1998).

Brucatura

Il comportamento al pascolo del suino dipende da numerosi fattori, tra cui i principali sono di tipo olfattivo e gustativo, ma anche da fattori ambientali come il clima e la densità animale (Andersen e Redbo, 1999). È stato osservato, inoltre, che anche la qualità del cotico erboso può influenzare l'ingestione di erba. Una scarsa qualità dell'erba sembra provocare un passaggio dal pascolamento verso l'attività di rooting. In studi effettuati in Spagna (Rodriguez-Estevéz *et al.*, 2009) su suini al pascolo, i risultati ottenuti mostrano che erba e ghiande sono le risorse preferite (56,5 e 43,3% rispettivamente), mentre altre risorse (bacche, foglie, radici, tuberi, bulbi, ecc.) sono consumate con una frequenza più bassa. L'attività di brucatura del suino riguarda, oltre all'erba, anche altre essenze del bosco e sottobosco come germogli, apici vegetativi e foglie ed, in carenza di queste, anche giovani rami, polloni e cortecce degli alberi di piante arbustive ed arboree, con notevoli danni alla fitocenosi boschiva.

L'entità dei danni dipende, oltre che dal carico animale, anche dal tipo di essenze presenti nel bosco. Non tutte le essenze, infatti, risultano egualmente gradite ai suini. Alcune vengono consumate totalmente, altre solo in parte, altre ancora rifiutate. Ciò dipende dalla presenza di alcuni fattori di difesa messi in atto dalle piante contro le aggressioni da parte di animali, insetti e parassiti, che possono essere classificati in:

Fattori fisico-meccanici

Il valore difensivo verso gli attacchi dei predatori può derivare dalla presenza di spine e aculei sui tronchi, sui rami e sulle foglie (cladodi); questi ultimi, rappresentano un adattamento delle foglie il cui lembo non è sviluppato e presenta uno sclerenchima abbondante e spesso lignificato.

In generale le spine rappresentano solo un meccanismo di difesa passiva, ma in alcune specie possono essere vuote e contenere al loro interno sostanze tossiche, urticanti o nocive. Tuttavia, le spine delle diverse specie vegetali non sempre riescono a dissuadere i suini. L'efficacia di questi mezzi di difesa dipende essenzialmente dalle loro caratteristiche: disposizione, densità, lunghezza e grado di lignificazione. Il rovo, ad esempio, tipica pianta dei boschi e nelle macchie mediterranee, benché sia ricoperto di spine risulta molto gradito ai suini, mentre il pungitopo viene scartato.

Fattori gustativi

Nell'allevamento all'aperto la selezione e la scelta delle piante da parte degli animali dipendono da una moltitudine di fattori come le caratteristiche fisiche (colore, tessitura e struttura della pianta, contenuto in acqua) e chimiche (aroma, odore, acidi organici, carboidrati, aminoacidi, alcaloidi) (Henry *et al.*, 1999). Il suino, essendo monogastrico, risulta molto sensibile alla presenza di sostanze cosiddette sgradite. Da alcuni nostri studi, ancora in corso di pubblicazione, risulta che gran parte di queste sostanze "repellenti" si ritrovano nella frazione ADL (lignina, suberina, etc.), nell'estratto etero (resina, lattice, etc.) e nei polifenoli (tanini). Questi ultimi, presenti in molte essenze e frutti di bosco, risultano, per il loro sapore astringente, particolarmente sgraditi ai suini che, per questo, riescono addirittura a scartare le bucce delle castagne ingerendo solo la polpa.

Fattori olfattivi

Il suino ha un olfatto molto sviluppato che utilizza per varie funzioni tra cui la ricerca e la scelta degli alimenti. La presenza di particolari sostanze aromatiche sgradite, pertanto, può influenzare negativamente l'ingestione dell'erba e di altre essenze presenti sul pascolo o nelle aree boschive. Queste piante presentano odori molto pronunciati (aromi) poiché

ricche di oli essenziali la cui funzione biologica si ipotizza possa essere di agenti allelopatici per la competizione con altre specie e di difesa dagli insetti fitofagi, dagli erbivori e altri animali per i quali risultano repellenti. Ricerche sul consumo selettivo delle diverse essenze pascolive sono state effettuate soprattutto sui ruminanti, mentre per la specie suina studi in tal senso hanno riguardato la messa a punto di additivi aromatizzanti per aumentare l'appetibilità dei mangimi.

Grufolamento o effetto rooting

Il grufolamento o "rooting" rappresenta il sommovimento degli orizzonti superficiali del terreno, con la formazione di assolcature, causato dagli animali utilizzando il grifo a mo' di aratro. L'attività o il comportamento di grufolamento da parte degli animali è una risultante di molti fattori: può essere motivato dalla curiosità, ma anche dall'attività "esplorativa" per aumentare il grado di informazioni dell'ambiente circostante, oltre che scaturire dall'appetito che porta l'animale alla ricerca delle risorse disponibili nel terreno (Hughes e Duncan, 1988; Wood-Gush e Vestergaard, 1991; Young *et al.*, 1994; Day *et al.*, 1995; Wemelsfelder e Birke, 1997).

Il grufolamento, infatti, non viene provocato solo da stimoli di fame, ma rappresenta un vero e proprio comportamento atto a soddisfare gli istinti naturali; da alcune nostre osservazioni, sul comportamento dei suini al pascolo, è stato visto come l'attività di rooting venga esercitata intensamente anche quando gli animali ricevono un'alimentazione *ad libitum*.

Il rooting viene considerata un'attività che determina un elevato impatto ambientale, poiché provoca gravi danni che possono essere classificati in:

Danni diretti

Degrado del cotico erboso, rottura dello strato di lettiera di humus e foglie e danni alla fitocenosi per la distruzione dell'apparato radicale delle piante.

Danni indiretti

Sono quelli di tipo idrometeorico cioè provocati dalla pioggia, specie su territori declivi. I solchi nel terreno, i danni all'apparato radicale alle piante arboree e arbustive, ma soprattutto la mancanza di inerbimento, rendono la superficie del terreno particolarmente vulnerabile all'azione erosiva delle piogge intense.

Nei terreni geologicamente instabili, l'intenso ruscellamento dell'acqua a valle provoca, oltre all'erosione del terreno, anche dissesti idrogeologici quali frane e smottamenti.

Sentieramento (compattamento)

I suini hanno l'abitudine di muoversi all'interno dei recinti lungo alcuni percorsi preferenziali, provocando danni al suolo e al cotico erboso a causa dell'eccessivo calpestamento. Da alcune nostre osservazioni è stato notato come la zona maggiormente "disturbata" risulti quella lungo la rete di recinzione, dove il terreno è compattato e vi è assoluta mancanza di copertura erbosa. L'eccessivo compattamento determina una riduzione di porosità del terreno che, soprattutto su territori declivi, può creare problemi di tipo idrometeorico già descritti in precedenza.

Scortecciamento

Questo tipo di danno, tipico del pascolo in ambienti boschivi viene provocato dai suini tramite la brucatura sulle tenere cortecce di giovani piante, ma soprattutto quando, dopo avere effettuato bagni di acqua e/o terra, vanno a grattarsi ai tronchi degli alberi per liberarsi dagli

ectoparassiti. Questa tipologia di comportamento provoca notevoli danni alle piante arboree, poiché determina la rottura e l'abbattimento delle piante di diametro ridotto, mentre negli alberi di grandi dimensioni causa nel tempo la distruzione della corteccia per effetto abrasivo. Lo scortecciamento delle piante rappresenta un danno molto grave, poiché gli alberi vanno incontro a crescita stentata, per deperimento organico, che nei casi più gravi può provocare la morte della pianta.

Scavi nel terreno

I suini amano fare bagni di acqua e di terra per trovare refrigerio durante l'estate e liberarsi dai parassiti, che si annidano tra le setole, e per questo scavano, soprattutto su terreni poco compatti, delle buche grosse e profonde che dopo eventi piovosi si riempiono di acqua.

Questo comportamento determina gravi danni soprattutto negli ambienti boschivi, perché provoca la distruzione, oltre che della superficie di pascolo, anche dell'apparato radicale delle piante circostanti.

Questo tipo di danno è stato riscontrato e studiato soprattutto negli USA dove sono presenti numerosi suini selvatici ("feral pigs"), animali capaci di effettuare degli scavi di notevoli dimensioni ("wallows"), che vengono realizzati in aree boschive e su pascoli, spesso nelle vicinanze di stagni e ruscelli. Questo comportamento viene attuato sia per trovare cibo, ma soprattutto, nei terreni umidi, per difendersi dal caldo e dai parassiti durante i mesi estivi. Lo scavo oltre a danneggiare i cotici erbosi, le piante arboree ed arbustive, crea disturbo anche all'habitat degli animali che vivono sopra o sotto terra, come anfibi, rettili, mammiferi e uccelli nidificanti. I detriti e il terreno di scavo possono poi essere dilavati in ruscelli e torrenti e, oltre a provocare erosione, possono compromettere anche la qualità delle acque superficiali (Barrett e Birmingham, 1994).

FATTORI CHE INFLUENZANO L'IMPATTO AMBIENTALE DA PASCOLAMENTO DEI SUINI

L'entità dei danni provocati da pascolamento suino dipende da due ordini di fattori:

- *Fattore animale* – il danno è strettamente legato alla densità animale (n° capi/ha) oltre che alla durata e al sistema di pascolamento (continuo o a rotazione).
- *Fattore pascolo* – molto importante per l'entità dei danni da pascolamento sono le caratteristiche del pascolo, sia relative alla copertura vegetale, erbacea o boschiva, sia alla giacitura del terreno, pianeggiante o declive.

Danni ai cotici erbosi

Il degrado dei cotici erbosi deriva dall'interazione dell'attività di brucatura con i vari fattori comportamentali, quali lo scavo, il grufolamento ed il compattamento del terreno e dipende strettamente dal carico animale. Nel caso di sovrapascolamento si può assistere alla completa distruzione del cotico, soprattutto se il pascolamento avviene per lunghi periodi e senza fasi di interruzione. Infatti, la continua permanenza degli animali sul pascolo, senza che questo possa usufruire di "turni di riposo", impedisce la ricrescita dell'erba che, oltre ad essere eccessivamente sfruttata, viene anche danneggiata dall'eccessiva presenza degli animali. La distruzione dei cotici erbosi, considerati tra i principali fattori antierosivi dei territori declivi, può determinare, come già accennato, problemi di dissesto idrogeologico molto gravi.

Un altro fattore che può influenzare i danni sui cotici erbosi è il sistema di allevamento adottato, con o senza rientro serale in ricovero, e il regime alimentare a cui vengono sottoposti gli animali. Una adeguata alimentazione, che soddisfa in pieno la sensazione di fame degli

animali, può ridurre la voracità nella brucatura dell'erba e l'attività di ricerca di cibo mediante scavi e grufolamento.

Infine, il danno da pascolamento ai cotici erbosi dipende anche dalla resistenza dell'erba allo "strappo" e al calpestamento, che varia in funzione delle caratteristiche dell'inerbimento; quelli più densi, con una vegetazione più fitta e con apparati radicali profondi ed infeltriti, risultano più resistenti all'azione di pascolamento.

Danni alle piante arboree ed arbustive

Nel caso di pascolo macchiatico, i suini possono recare notevoli danni al bosco determinando, nei casi più gravi, la distruzione totale del sottobosco e la morte di piante anche di notevoli dimensioni. Nel caso di ridotti carichi animali, l'eliminazione di parte del sottobosco (ripulitura), viene considerata, da taluni, un fattore positivo, poiché riduce i rischi di incendio e migliora l'accesso nel bosco. Tuttavia, anche in questo caso il bosco può subire drastiche modificazioni della fitocenosi, per la pressione selettiva esercitata dagli animali; infatti, le piante che non vengono danneggiate si riproducono e gradualmente vanno a sostituire quelle distrutte.

I danni alle piante arboree e arbustive possono riguardare sia l'apparato radicale che quello epigeo; i primi sono provocati dagli scavi e dall'effetto rooting, mentre gli altri, dall'attività di brucatura e dallo scortecciamento.

I danni alle radici dipendono essenzialmente dalle caratteristiche dell'apparato radicale delle piante. Gli apparati radicali costituiti da radici grosse e profonde, e soprattutto molto ravvicinate, come quelle del leccio (*Quercus ilex*), castagno (*Castanea sativa*) e quercia (*Quercus pedunculata*) sono più resistenti, poiché, formano una barriera difficilmente penetrabile dal grifo dei suini; mentre, quelli caratterizzati da radici più sottili e superficiali, come olivo (*Olea europea*), sambuco (*Sambucus nigra*) e corbezzolo (*Arbutus unedo*), vengono più facilmente scalzati, messi a nudo, gravemente danneggiati, con conseguenti ripercussioni sulla sopravvivenza e la stabilità della pianta.

I danni da scortecciamento sono legati, soprattutto alla resistenza meccanica della corteccia verso l'azione di sfregamento, provocata dal corpo degli animali nell'atto di grattarsi contro il fusto. Piante come olivo, pino (*Pinus pinea*), quercia, leccio, castagno, che presentano una corteccia spessa e tenace, resistono molto bene allo scortecciamento, mentre corbezzolo, sambuco e melo selvatico (*Malus sylvestris*), con una corteccia più sottile e tenera, vengono facilmente danneggiati, con conseguenze che possono portare fino alla morte della pianta. Quando i suini utilizzano per grattarsi piante e polloni di diametro ridotto, spesso, ne causano la rottura e l'abbattimento completo.

I danni da brucatura delle essenze arboree e arbustive dipendono essenzialmente dalle caratteristiche morfologiche e dall'appetibilità delle piante.

La presenza dei polloni e l'altezza dei rami da terra deve essere tale da permettere agli animali di attaccare gli apici vegetativi, le foglie e le porzioni più tenere delle piante; per le piante ad alto fusto i danni da brucatura riguardano solo la fase giovanile, quando le giovani piante sono alla portata degli animali.

L'appetibilità delle essenze arboree e arbustive, come già precedentemente descritta, risulta legata alla presenza di elevate quantità di sostanze non gradite agli animali (ADL, resine, tannini, etc.). Da alcune nostre ricerche, ancora in corso di completamento, sembra che piante come leccio, castagno, quercia, con una percentuale di tannini nelle foglie ed apici vegetativi superiori al 6%, vengano scarsamente utilizzate dagli animali.

L'erica arborea (*Erica arborea*) e il corbezzolo, che hanno foglie con una percentuale di tannini di circa il 5% e un alto contenuto in lignina, vengono completamente scartati, come pure l'euforbia (*Euphorbia* spp.), che, sebbene contenga una bassa percentuale di lignina e tannini, presenta un elevato contenuto di sostanze lattiginose (latice).

Anche alcune piante aromatiche tipiche degli ambienti Mediterranei quali rosmarino (*Rosmarinus officinalis*), nepitella (*Calamintha nepeta*) e mirto (*Myrtus communis*), a causa dell'elevato contenuto in olii essenziali, vengono completamente scartate dagli animali.

Più gradite risultano le foglie e gli apici di olivo e melo selvatico, soprattutto nelle parti più giovani; piante come sambuco e rovo (*Rubus fruticosus*), che presentano una bassa percentuale di lignina, sostanze resinose e tannini, risultano molto apprezzate dagli animali che consumano tutte le parti raggiungibili, anche con la presenza di spine.

Danni al suolo

Gli aspetti relativi alle variazioni dei parametri fisici, chimici e biochimici del terreno dovuti al pascolamento suino sono stati studiati fino ad adesso solo all'estero e soprattutto nei paesi del Nord Europa. In Germania, Quatern *et al.*, (2006) hanno osservato come si modifica la struttura e la conducibilità idrica nel suolo, analizzando campioni prelevati in una zona di controllo ("non disturbata") e in una zona pascolata da suini ("disturbata") ad alta densità animale e con elevato effetto rooting.

L'elevata attività di "grufolamento" ha determinato un'elevata movimentazione degli strati superficiali del terreno, con un incremento della porosità; il volume totale dei pori nel terreno 42,2% (zona controllo) sono incrementati fino al 49,1% nella zona "disturbata" con aumento dei macropori (>300 µm) e dei micropori (<0,2 µm). In altre prove Ericksen *et al.* (2001) hanno valutato l'incremento delle concentrazioni di N inorganico, che è passato da zone di suolo (topsoil) "non disturbate" a "disturbate" da 5,9 a 43,6 mg/kg, e di K interscambiabile (da 83 a 164 mg/kg, rispettivamente).

In Svezia alcuni ricercatori hanno messo in evidenza gli effetti delle deiezioni dell'allevamento pascolivo con prove effettuate con diversi carichi animali/ha sui flussi e i bilanci di elementi nutritivi del terreno (N, P, K, Cu, Zn) (Salomon *et al.*, 2007). Nel Regno Unito Evans (2004) ha valutato in termini economici l'effetto dell'eccessivo pascolamento su una determinata superficie, dove si sono verificati problemi erosivi nel terreno, stimando un danno di circa 3.000 euro/ha.

Come dimostrano queste ricerche scientifiche i danni al suolo sono legati essenzialmente a due fattori: carico animale e caratteristiche del terreno, in particolare il tipo di tessitura (sciolto o compatto) e di giacitura (pianeggiante o declive). Da studi effettuati dal nostro Dipartimento in collaborazione con il CNR di Pisa e il CEBAS-CSIC di Murcia (Spagna), su tematiche relative al degrado dei suoli causato da pascolamento (Pistoia *et al.*, 2009), è emerso che i danni più rilevanti si verificano, nel caso di carichi eccessivi, su terreni compatti e declivi, in quanto l'effetto del sovrapascolamento rende il suolo particolarmente vulnerabile a fenomeni erosivi e a dissesti idrogeologici.

Nei terreni sciolti il disturbo del suolo viene provocato soprattutto dall'azione del rooting, mentre nel caso di terreni compatti, i danni da pascolamento suino sono causati prevalentemente dall'azione di calpestamento del suolo. Il sentieramento, infatti, determina un progressivo peggioramento delle caratteristiche fisiche, analiticamente evidenziate dalla riduzione dei due parametri fisico-strutturali, quali il crepacciamento (Suolo Indisturbato – SI 8,70%; Suolo Disturbato – SD 6,12%) e la stabilità degli aggregati (SI 73,3% vs. SD 40,4%). La compattazione del terreno, contrariamente a quanto visto per l'effetto rooting, causa una riduzione della porosità del terreno con perdita di micro e macroporosità; fenomeno molto dannoso poiché impedisce all'acqua meteorica di penetrare in profondità, determinando ristagni idrici ed incrementando lo scorrimento superficiale nei terreni declivi. L'acqua, scorrendo in superficie, causa gravi fenomeni erosivi, con asportazione degli strati superficiali del terreno, ricchi di sostanza organica, evidenziati dalla riduzione dei parametri di C organico (SI 3,47% vs. SD 1,82%, s.s.) e N totale (SI 0,33% vs. SD 0,13%, s.s.).

Il peggioramento della struttura fisica del terreno, con la conseguente riduzione della capacità di infiltrazione e ritenzione idrica e la perdita di sostanza organica, determina anche una diminuzione dell'attività microbica deputata alla produzione della sostanza organica del terreno, mediante processi di umificazione dei residui organici vegetali ed animali, caduti a terra.

Il peggioramento delle caratteristiche microbiologiche in terreni soggetti a intenso pascolamento è stato evidenziato mediante analisi biochimiche, dalla diminuzione del numero e dell'attività dei microrganismi (riduzione dei parametri ATP microbico e respirazione microbica). Inoltre, la perdita di attività microbica del terreno viene confermata dai parametri enzimatici del suolo che mostrano una netta riduzione della β glucosidasi totale ed estratta, cioè legata all'humus (SI 23,97 vs. SD 3,45 $\mu\text{gPNF/g SS}^*\text{h}$), ad indicare la mancanza di capacità del terreno di sequestrare l'N organico. Tutti questi fenomeni portano ad irreversibili processi di desertificazione (Ceccanti e Masciandaro, 2003).

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le problematiche relative all'impatto ambientale causato dall'allevamento suino al pascolo dipendono essenzialmente dalle caratteristiche del territorio, in particolare orografia e copertura vegetale e dall'entità della pressione esercitata dagli animali con il pascolamento.

Riguardo al primo aspetto, occorre prestare particolare attenzione nell'attuazione di allevamenti suini liberi nelle zone declivi, in quanto i danni provocati dagli animali possono interessare, oltre che la fitocenosi, anche il degrado del suolo con peggioramento delle caratteristiche fisico-strutturali del terreno e con riflessi negativi sull'assetto idrogeologico del territorio.

Quest'ultimo aspetto, benché di estrema importanza, risulta tuttora scarsamente studiato, soprattutto nel nostro Paese, dove il problema viene spesso sottovalutato e quindi non affrontato in modo opportuno. Finora i danni da pascolamento sono stati considerati soltanto quando hanno riguardato i cotici erbosi; la distruzione della copertura vegetale erbosa rappresenta solo l'aspetto macroscopico di un problema più ampio che, con un effetto a catena, porta a processi di degradazione del suolo e più in generale dell'ambiente.

Per evitare tali inconvenienti l'allevatore può intervenire in modo determinante stabilendo un carico animale che dovrà essere in equilibrio con la "capacità portante" della superficie di pascolo sia erbacea che boschiva. Infatti, nel caso di un basso carico animale, il pascolamento suino sembra apportare benefici sulla qualità del suolo, in quanto una leggera movimentazione del terreno, determinata da una limitata attività di rooting, e il rilascio delle deiezioni, determinano un miglioramento della fertilità del suolo.

Occorre pertanto valutare la densità animale sostenibile, e soprattutto stabilire la durata dei periodi di pascolamento e cioè stabilire i periodi dell'anno in cui gli animali dovranno essere mandati al pascolo e quelli in cui sarà opportuno evitare il pascolamento. In pratica, sarà bene limitare la presenza dei suini al pascolo solo ai periodi in cui vi sarà la disponibilità di risorse alimentari spontanee come erba, frutti di bosco, ecc., per evitare il loro eccessivo sfruttamento e favorire la ricrescita dell'erba e delle altre essenze boschive. Da alcune nostre indagini sperimentali è stato osservato, infatti, che nei sistemi di allevamento suino che prevedono la costante presenza di animali al pascolo, anche con basse densità animali (inferiori a quelle stabilite dal Regolamento Biologico di 14 capi/ha) i danni ambientali provocati dagli animali già nel breve periodo sono stati molto ingenti; la capacità portante per superfici boschive è stata stimata, per i suini, mediamente in circa 110 kg di peso vivo per ettaro (Summel *et al.*, 1981).

Pertanto si ritiene che un allevamento suino allo stato brado con animali mantenuti permanentemente al pascolo sia, dal punto di vista ambientale, improponibile, specie in ambienti boschivi, in quanto per adottare una densità animale ecosostenibile occorre utilizzare super-

Tabella 1 - Impatto ambientale da pascolamento suino

		Pressione zoogena Molto Elevata	Pressione zoogena Elevata	Pressione zoogena Media	Pressione zoogena Bassa
Danni alla fitocenosi	<i>Piante arboree</i>	alcuni alberi morti e molti fusti gravemente scortecciati apparati radicali completamente scalzati	presenza di alcuni fusti gravemente scortecciati elevata presenza di apparati radicali scalzati	danni ai fusti sporadici e lievi rara presenza di apparati radicali visibilmente scalzati	danni ai fusti praticamente assenti isolati principi di scavo agli apparati radicali
	<i>Sottobosco</i>	inesistente - distrutte tutte le essenze	molto compromesso - consumo selettivo delle essenze "gradite"	per lo più intatto - consumo sporadico delle essenze "gradite"	praticamente intatto - consumo delle essenze non apprezzabile
	<i>Zone inerbite</i>	totalmente assenti	per lo più assenti	assenti lungo la recinzione e nelle zone di maggior passaggio	assente solo in corrispondenza dei sentieramenti
Danni al terreno	<i>Rimozione del terreno</i>	elevati segni di scavo e terreno totalmente rimosso	segni di rimozione diffusi	segni di rimozione isolati	segni di rimozione molto rari
	<i>Compattamento</i>	su gran parte della superficie e molto consistente	generalizzato e poco consistente	in corrispondenza dei sentieramenti e lungo le recinzioni	poco compattato e solo in corrispondenza dei passi obbligati
Alterazioni delle caratteristiche del suolo	<i>Stabilità fisico-strutturale (Indice di Stabilità)</i>	<20%	20-40%	>40%	>40%
	<i>Sostanza organica (C organico)</i>	< 1,0%	1,0-2,0%	>2%	>2%
	<i>Attività biologica (C della biomassa)</i>	< 150 µgC/g ss	150-200 µgC/g ss	>200 µgC/g ss	>200 µgC/g ss
	<i>Attività enzimatica (β-glucosidasi)</i>	< 50 µgPNF/gss*h	50-80 µgPNF/gss*h	80-100 µgPNF/gss*h	> 100 µgPNF/gss*h

fici di pascolo troppo vaste, con grandi difficoltà gestionali.

Nella gestione di un allevamento suino al pascolo macchiatico l'allevatore deve, inoltre, adottare una serie di accorgimenti per evitare danni alle piante con il passaggio di mezzi nel bosco e con tagli indiscriminati di piante per il controllo degli animali o la creazione di passaggi o strade.

Pertanto, in fase di progettazione e realizzazione delle zone di pascolo, sarà opportuno prevedere la costruzione dei ricoveri al di fuori del bosco, non utilizzare tronchi di alberi in vita come pali di sostegno ai recinti e infine prevedere la costruzione di piccole pozze di acqua e l'installazione nel terreno di tronchi "morti" (grattatoi) in modo che i suini possano soddisfare i propri istinti naturali, senza recare danni all'ambiente.

Di seguito si riporta uno schema (tabella 1), di tipo empirico, riassuntivo delle nostre osservazioni sperimentali effettuate sul pascolamento di suini allevati in diversi ambienti. Tale schema evidenzia le diverse tipologie di danno, alla fitocenosi, al suolo e le alterazioni dei principali parametri del suolo, al variare della pressione zoogena.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Andre´s, A. I., Cava, R., Mayoral, A. I., Tejada, J. F., Morcuende, D., Ruiz, J., 2001. Oxidative stability and fatty acid composition of pig muscles as affected by rearing system, crossbreeding and metabolic type of muscle fibre. *Meat Science*, 59, 39–47.
- 2) Andresen, J., Redbo, I., 1999. Foraging behaviour of growing pigs on grassland in relation to stocking rate and feed crude protein level. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 62, 183–197.
- 3) Aparicio Tovar, M.A., Vargas Giraldo, J.D., 2006. Considerations on ethics and animal welfare in extensive pig production: Breeding and fattening Iberian pigs. *Livestock Science*, 103 (3), 237-242.
- 4) Barbari, M., Ferrari, P., 1997. Quando il suino vive all'aperto. *Informatore zootecnico*, 21, 30-51.
- 5) Barrett, R.H., Birmingham, G.H., 1994. *Wild Pigs. Prevention and Control of Wildlife Damage* – University of Nebraska - Lincoln.
- 6) Beattie, V.E., Walker, N., Sneddon, I.A., 1993. Behaviour and productivity of the domestic pig in barren and enriched environments. In C., Bonn, E., Collins, *Livest. Environment IV. ASAE, St. Joseph, Michigan, Usa*, 43-50.
- 7) Beattie, V.E., Walker, N., Sneddon, I.A., 1995. Effect of rearing environmental and the change of environmental, on the behaviour of gilts. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 46, 57-65.
- 8) Beattie, V.E., O'Connell, N.E., Moss, B.W., 2000. Influence of environmental enrichment on the behaviour, performance and meat quality of domestic pigs. *Livest. Prod. Sci.* 65, 71-79.
- 9) Blasetti, A., Boitani, L., Riviello, M.C., Visalberghi, E., 1988. Activity budgets and use of enclosed space by wild boars (*Sus scrofa*) in captivity. *Zoo Biol.* 7, 69-79.
- 10) Campodoni, G., Fabbio, G., Franci, O., 2003. Valorizzazione delle risorse boschive con l'allevamento suino. *Convegno nazionale, Cuneo*, 27-43.
- 11) Cava, R., Ruiz, J., Ventanas, J., Antequera, T., 1999. Oxidative and lipolytic changes during ripening of Iberian hams as affected by feeding regime: extensive feeding and alpha-tocopheryl acetate supplementation. *Meat Science*, 52, 165–172.
- 12) Cava, R., Ventanas, J., Tejada, J. F., Ruiz, J., Antequera, T., 2000. Effect of free-range rearing and a-tocopherol and copper supplementation on fatty acid profiles and susceptibility to lipid oxidation of fresh meat from Iberian pigs. *Food Chemistry*, 68, 51–59.
- 13) Ceccanti, B., Masciandaro, G., 2003. Stable humus-enzyme nucleus: the last barrier against soil desertification. In *Preserving soil quality and soil biodiversity-The role of surrogate indicators*. M.C. Lobo J.J. Ibanez (eds.), 77-82. CSIC-IMIA, Madrid.

- 14) Columella, L.G.M., I° d.C., *De re rustica*, Libro VII, 9.
- 15) Day, J.E.L., Kyriazakis, I., Lawrence, A.B., 1995. The effect of food deprivation on the expression of foraging and exploratory behaviour in the growing pig. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 42, 193-206.
- 16) Direttiva CEE 676/1991, del 12 dicembre 1991 relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
- 17) Edwards, S.A., Atkinson, K.A., Lawrence, A.B., 1993. The effect of food level and type on behaviour of outdoor sows. In: *Proceedings of the 27th International Congress of the International Society for Applied Ethology*, Berlin, 1993, 501-503.
- 18) Edwards, S.A., 1996. Economics results of outdoor pig production. *Proceedings I simposio sobre sistema intensivo de suinos criados ao ar livre – SISCAL*. EMBRAPA, Concordia, Brazil, 194-203.
- 19) Edwards, S.A., 2003. Intake of nutrients from pasture by pigs. *P. Nutr. Soc.* 62, 257–265.
- 20) Edwards, S.A., 2005. Product quality attributes associated with outdoor pig production. *Livest. Prod. Sci.* 94 (1–2), 5–14.
- 21) Enfält, A.C., Lundström, K., Hansson, I., Lundeheim, N., Nyström, P.E., 1997. Effects of outdoor rearing and Sire breed (Duroc or Yorkshire) on carcass composition and sensory and technological meat quality. *Meat Science* 45, 1–15.
- 22) Guillox, A., Berger, F., Bellanger, D., Cossee, B., Meunier-Salauun, M.C., 1998. Comportement de pasture chez les truies logées en plein air. *Journées Rech. Porcine en France* 30, 189-194.
- 23) Hansen, L.L., Claudi-Magnussen, C., Jensen, S.K., Andersen, H.J., 2006. Effect of organic pig production systems on performance and meat quality. *Meat Science*, 74(4), 605-615.
- 24) Henry, F., Shewmaker, M.E., Shewmaker, G.E., 1999. Plant attributes that affect livestock selection and intake.
- 25) Horrell, I., A'Ness, P., 1996. The nature, purpose and development of rooting in pigs. In: *Proceedings of the 30th International Congress of the International Society for Applied Ethology*, Guelph, Ont., Canada, 14-17 August 1996, 100.
- 26) Hughes, B.O., Duncan, I.J.H., 1998. The notion of ethological need, models of motivation and animal welfare. *Anim. Behav.*, 36, 1696-1707.
- 27) Jurado, Á., García, C., Timón, M.L., Carrapiso A.I., 2007. Effect of ripening time and rearing system on amino acid-related flavour compounds of Iberian ham. *Meat Science* 75, 585-594.
- 28) Lebret, B., Massabie, P., Granier, R., Juin, H., Mourot, J., Chevillon, P., 2002. Influence of outdoor rearing and indoor temperature on growth performance, carcass, adipose tissue and muscle traits in pigs, and on the technological and eating quality of dry-cured hams. *Meat Science*, 62 (4), 447-455.
- 29) Lopez-Bote, C.J., 1998. Sustained utilization of the Iberian pig breed. *Meat Science*, 49, 17-27.
- 30) Petersen, S.J.P., Berge, P., Henckel, P., Sorensen, T.M., 1997. Collagen characteristics and meat texture of pigs exposed to different levels of physical activity, *J. Muscle Foods* 8, 47–61.
- 31) Pistoia A., Poli P., Casarosa L., Balestri G., Mani D., Ferruzzi G., 2009. Preliminary research on environmental impact of woodland grazing by pigs. *Ital. J. Anim. Sci.* Vol. 8 (Suppl. 2), 325-327.
- 32) Pugliese, C., Bozzi, R., Campodoni, G., Acciaioli, A., Franci, O., Gandini, G., 2005. Performance of Cinta Senese pigs reared outdoors and indoors: 1. Meat and subcutaneous fat characteristics. *Meat Science*, 69 (3), 459-464.

- 33) Regolamento CE 1804/99 del 19 Luglio 1999. Relativo al metodo di produzione biologico di prodotti agricoli e alla indicazione di tale metodo sui prodotti agricoli e sulle derrate alimentari.
- 34) Regolamento CE 834/2007 del 28 giugno 2007. Relativo alla produzione biologica e all'etichettatura dei prodotti biologici e che abroga il regolamento (CEE) n. 2092/91.
- 35) Rodríguez-Estévez, V., García, A., Peña, F., Gómez, A.G., 2009. Foraging of Iberian fattening pigs grazing natural pasture in the dehesa. *Livestock science* (120) 135-143.
- 36) Sheppard, A., 1996. The structure of pig production in England and Wales. Special studies in Agricultural Economics, Report 33. University of Exeter, Exeter.
- 37) Stanga, I., 1946. Suinicoltura semibrada secondo il metodo Stanga. Società editoriale "Cremona nuova".
- 38) Stolba, A., Wood-Gush, D.G.M., 1984. The identification of behavioural key features and their incorporation into a housing design for pigs. *Ann. Rech. Vet.* 15, 287-298.
- 39) Stolba, A., Wood-Gush, D.G.M., 1989. The behaviour of pigs in a semi-natural environment, *Anim. Prod.* 48, 419-425.
- 40) Susmel, L., Viola, F., 1981. Pascolo in foresta, *Economia Montana* 5, 17-20.
- 41) Tober, O., 1996. Zirkadiane Rhythmik ausgewählter Verhaltensweisen von gusten und tragenden Sauen in ganzjähriger Freilandhaltung. *Tierartzt. Umschau* 51, 111-116.
- 42) Van Der Mheen, H., Spoolder, H., 2005. Designated rooting areas to reduce pasture damage by pregnant sows. *Applied Animal Behaviour Science*, 95 (3), 133-142.
- 43) Vezzani, V., 1948. L'allevamento dei suini all'aperto. Istituto zootecnico caseario del Piemonte.
- 44) Wemelsfelder, F., Birke, L., 1997. Environmental challenge. In: Appleby, M.C., Huges, B.O. (Eds), *Animal Welfare*. CAB International Wallingford, UK, 35-47.
- 45) Wood-Gush, D.G.M., Vestergaard, K., 1991. The seeking of novelty and its relation to play. *Anim. Behav.* 42, 599-606.
- 46) Young, R.J., Carruthers, J., Lawrence, A.B., 1994. The effect of foraging device on the behaviour of pigs. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 39, 237-247.

**APPROCCIO ZOOTECNICO ALLA STIMA DELLE EMISSIONI
EUTROFIZZANTI DELL'ALLEVAMENTO ITTICO INTENSIVO
E STRATEGIE PER IL LORO CONTENIMENTO**

*(A nutritional approach and strategies for predicting and reducing nutrient
wastes from intensive fish farming)*

EMILIO TIBALDI

Dipartimento di Scienze Animali - Università degli Studi di Udine

RIASSUNTO

Nonostante l'itticoltura intensiva contribuisca al fenomeno dell'eutrofizzazione delle acque in misura complessivamente minore rispetto ad altre attività produttive, nondimeno il controllo delle sue emissioni nei siti continentali e costieri caratterizzati da forte concentrazione di allevamenti ittici rappresenta certamente l'aspetto più critico per la sua sostenibilità ed è spesso avvertito con preoccupazione dall'opinione pubblica e dal legislatore. Un corretto approccio a questo tema richiama in primo luogo la necessità di disporre di stime realistiche sull'effettiva entità delle emissioni degli impianti ittici, la cui valutazione non risulta sempre agevole e precisa con i metodi di analisi chimico-limnologici delle acque previsti dalle normative che disciplinano la materia nel nostro Paese. L'accresciuta consapevolezza degli operatori del settore sul tema della tutela ambientale e la legislazione vigente contestualmente impongono l'adozione di tutte le misure finalizzate a minimizzare fin dall'origine le quantità di nutrienti rilasciate negli effluenti, con azioni mirate al continuo miglioramento dell'efficienza di conversione dei mangimi ed all'ottimizzazione delle pratiche di alimentazione. Su questo fronte, l'ultimo decennio ha segnato costanti e sostanziali progressi che hanno consentito di dimezzare le emissioni di nutrienti per unità di biomassa ittica prodotta dalle itticolture nazionali grazie al concorso attivo e responsabile dell'industria mangimistica e degli allevatori, capaci di tradurre in applicazioni pratiche conoscenze ed indicazioni della ricerca pubblica e privata nei settori della nutrizione e delle tecnologie di allevamento. Con riferimento alle specie ittiche più rilevanti per l'acquacoltura nazionale ed in analogia con quanto già attuato per altri settori delle produzioni animali, il presente lavoro intende descrivere un approccio nutrizionale-zootecnico alla stima del carico eutrofizzante che origina dagli allevamenti ittici intensivi, sottolineandone i limiti e le potenzialità applicative. Esso inoltre brevemente ripercorre ed illustra le principali strategie già messe in atto e quelle implementabili, al fine di consentire ulteriori riduzioni delle emissioni "alla fonte". La trattazione trascura volutamente il non secondario aspetto dei possibili trattamenti bio-tecnologici degli effluenti che, integrandosi ai continui affinamenti delle strategie nutrizionali-alimentari, sono e saranno in grado di produrre ulteriori efficaci abbattimenti del carico di solidi e nutrienti rilasciato dagli impianti ittici intensivi.

SUMMARY

Although the contribution of aquaculture operations to water eutrophication is generally minor in the context of the industrial, domestic or agricultural pollution, nevertheless the potential adverse effects and risks of environmental impact of nutrients generated through the incomplete utilisation of feeds by intensively cultured fish have been powerfully argued by environmental scientists and are of great public concern, making waste loading control a crucial point for sustainability in certain inland and coastal locations heavily exploited by intensive fish farming.

A sound approach to this issue claims first for reliable estimates of the actual nutrient output from fish farms to be obtained, being this assessment not always easy to be set through the chemical-limnological methods of water quality monitoring and analysis currently adopted by most public agencies responsible for the regulation of wastes discharged by fish farms. On the other hand, the growing awareness of farmers on this issue as well as the EU and national rules rely on the adoption of all measures enabling prevention and minimisation of nutrient release "at the source" by improving the conversion efficiency of aqua-feeds while optimising feeding practices and techniques. In this direction, the last decade marked out a constant and substantial reduction of nutrients wasted to the environment per unit of fish biomass produced. This was mostly a result of the concurrent and responsible measures and actions set up by the feed-mill industry and fish farmers which were able to translate into practice the great deal of new knowledge gathered from the research in the fields of fish feeding-nutrition, feed formulation-processing and farming techniques-technologies.

With reference to the most important fish species cultured in Italy, the present paper describes the layout, current perspectives and constraints of a biological-nutritional method when applied for predicting the waste load generated by intensive fish farming. A further aim of this work is to present a brief review of the main nutritional and feeding strategies which had already been set up or are going to be implemented for further reducing at the source the excretory and feed wastes originating from fish farms. However, it does not consider the fundamental and effective role of possible bio-technological treatments to be applied to the effluents that, in addition to a continuous fine-tuning of the nutritional and feeding strategies, could lead to a substantial shortage of nutrients being actually lost to the environment from land-based intensive aquaculture systems.

Parole chiave

Itticoltura intensiva, controllo dell'impatto ambientale, diete e alimentazione

Key words

Intensive fish farming, waste load control, diets and feeding practices

INTRODUZIONE

Negli ultimi vent'anni le produzioni mondiali dell'acquacoltura ed in particolare quelle ittiche, sono enormemente aumentate e con tassi di crescita formidabili soprattutto nelle nazioni asiatiche ad economia emergente. Il fenomeno ha interessato anche il nostro Paese dove, seppur con dinamiche meno pronunciate ed in parte diverse rispetto ad altre nazioni e regioni dell'Europa continentale e del Mediterraneo, l'itticoltura intensiva, dominata dalle produzioni di trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*), spigola o branzino (*Dicentrarchus labrax*) ed orata (*Sparus aurata*), ha raggiunto traguardi ragguardevoli che paiono essersi recentemente consolidati intorno a 60.000 T/anno.

L'incremento delle produzioni ha parallelamente accresciuto consapevolezza e preoccupazione per potenziali effetti e rischi di impatto sugli ecosistemi acquatici e che vedono nel controllo delle emissioni dell'allevamento ittico intensivo l'aspetto più critico ai fini della sua sostenibilità.

Anche l'itticoltura intensiva inevitabilmente genera effluenti arricchiti in solidi organici ed inorganici ed in nutrienti disciolti a seguito dell'incompleta utilizzazione degli alimenti da parte degli animali, che sono potenzialmente in grado di alterare la qualità dell'acqua a danno dell'equilibrio ecologico degli ambienti acquatici recettori dei reflui e degli stessi pesci allevati. In particolare sono le emissioni di P a destare maggior preoccupazione per la salvaguardia della qualità degli ambienti d'acqua dolce dove è appunto il P l'elemento spesso limitante in grado di innescare processi eutrofici e/o distrofici. Per la stessa ragione, nelle acque marine o salmastre costiere particolare attenzione viene posta al rilascio di N. Si potrebbe argomentare sul fatto che il contributo dell'allevamento ittico intensivo all'eutrofizzazione delle acque sia relativamente minore rispetto a quello complessivamente generato dagli insediamenti urbani e dalle altre attività produttive. Nondimeno esso assume rilevanza in siti continentali e costieri caratterizzati da forte concentrazione di impianti ittici dove è avvertito con maggior criticità e preoccupazione dall'opinione pubblica e dal legislatore, ancorché non sempre supportate da una completa conoscenza ed informazione sull'effettiva entità delle emissioni. Un corretto approccio a questo tema richiama in primo luogo la necessità di disporre di stime quantitative realistiche dei carichi di solidi e nutrienti disciolti prodotti dagli impianti ittici, la cui valutazione non risulta sempre agevole e precisa con i metodi di analisi chimico-limnologici delle acque previsti dalle normative che ancor oggi disciplinano la materia nel nostro Paese. L'accresciuta consapevolezza degli operatori del settore in tema di tutela ambientale e la legislazione vigente contestualmente impongono l'adozione di misure finalizzate a minimizzare fin dall'origine le quantità di nutrienti rilasciate negli effluenti con azioni tese al miglioramento dell'efficienza di conversione dei mangimi e all'ottimizzazione delle pratiche di alimentazione. A questo proposito, le stime cautelative riportate nella tabella 1 testimoniano costanti e sostanziali progressi già raggiunti nella riduzione delle emissioni di azoto e fosforo totali nell'allevamento delle specie ittiche più rilevanti per l'acquacoltura nazionale, avvenuti grazie all'attivo e responsabile concorso dell'industria mangimistica e degli allevatori che hanno tradotto in applicazioni pratiche conoscenze ed indicazioni generate dalla ricerca pubblica e privata nei settori della nutrizione, alimentazione e delle tecnologie di allevamento.

Con riferimento alle specie ittiche più rilevanti per l'acquacoltura nazionale ed in analogia con quanto già attuato per altri settori delle produzioni animali, il presente lavoro intende descrivere un approccio nutrizionale-zootecnico alla stima del carico eutrofizzante che origina dagli allevamenti ittici intensivi, sottolineandone i limiti e le potenzialità applicative. Esso inoltre ripercorre ed illustra le principali strategie già messe in atto e quelle implementabili, al fine di consentire ulteriori riduzioni delle emissioni "alla fonte". Non viene qui trattato il non secondario aspetto dei trattamenti bio-tecnologici degli effluenti che, integrandosi con le strategie nutrizionali-alimentari, sono e saranno in grado di produrre ulteriori efficaci abbattimenti del carico eutrofizzante rilasciato dagli impianti ittici intensivi situati a terra.

Tabella 1 - Evoluzione delle quantità totali di N e P emesse dall'allevamento intensivo delle principali specie ittiche di interesse per l'Acquacoltura nazionale. (Valori stimati in assenza di ulteriori abbattimenti raggiungibili mediante trattamenti bio-tecnologici dei reflui)

	ICA biologico	ICA operativo	Emissioni kg/T di pesce prodotto	
			N totale	P totale
Trota iridea				
metà '80-inizi '90	1,2-1,4	1,3-1,6	50 - 70	8 -10
metà '90- inizi '00	0,9-1,2	1,0-1,3	40 - 50	5 - 8
attualità	0,7-0,9	0,8-1,1	30 - 40	3 - 5
Spigola - Orata				
metà '80-inizi '90	2,0-2,5	2,5-3,0	120 -150	15 - 17
metà '90- inizi '00	1,8-2,2	2,0-2,5	80 - 120	10 - 12
attualità	1,5-1,9	1,6-2,1	70 - 90	8 - 10

ICA= Indice di Conversione Alimentare = kg alimento/kg incremento ponderale

ORIGINE E PRINCIPALI CARATTERISTICHE DEI REFLUI DA ITTICOLTURA INTENSIVA

Come precedentemente anticipato, anche le emissioni potenzialmente eutrofizzanti generate dall'itticoltura intensiva (TW) hanno una prevalente origine alimentare e consistono in materiale solido organico ed inorganico (TSW) ed in sostanze disciolte (DW) che includono varie forme di azoto e fosforo.

$$TW=TSW+DW$$

I solidi totali rilasciati negli effluenti (TSW) sono dati dal materiale fecale (FW) prodotto a seguito dell'incompleta utilizzazione digestivo-assorbitiva dei mangimi e, in non pochi casi, da quote variabili di alimento non consumato (TAW) per eccessi nel razionamento o scarsa appetibilità, ma anche per improprie modalità di distribuzione e/o anomalo comportamento in acqua dei mangimi (difetti di stabilità, eccessiva galleggiabilità ovvero affondabilità) in relazione all'habitus alimentare della specie ittica allevata ed alla tipologia-sistema di allevamento adottati.

$$TSW = FW + TAW$$

TAW include inoltre frazioni minori di alimento distribuito ma non ingeribile dal pesce, che risultano da eventuali difetti in altre proprietà fisiche originarie dei mangimi quali polverosità e friabilità, che possono venire enfatizzati dall'eccessiva manipolazione dei mangimi stessi nelle operazioni di stoccaggio e distribuzione.

Le sostanze disciolte nei reflui corrispondono essenzialmente ai prodotti solubili del catabolismo dei pesci (ammoniaca-ione ammonio, urea, fosfato, anidride carbonica, etc.) escreti principalmente attraverso le branchie (BW) e le urine (UW).

$$DW= BW +UW$$

Una prima caratteristica distintiva delle emissioni da itticoltura intensiva è data quindi dal fatto che esse possono ricomprendere quote variabili di alimento distribuito ma non consumato (TAW) di non agevole quantificazione. Ciò avviene anche nell'allevamento di specie ittiche per le quali si dispone di standard di razionamento calcolabili su base energetica. Al proposito vale la pena ricordare che, al pari dei monogastrici terrestri, i pesci alimentati con diete appetibili e nutrizionalmente complete tendono, entro certi limiti, a commisurare l'ingestione di alimento al proprio fabbisogno calorico, quindi alla densità energetica del mangime. Ne consegue che i livelli di ingestione possono essere previsti e/o calcolati con opportuni modelli matematici, a partire dalle principali variabili che ne definiscono il fabbisogno energetico complessivo quali la massa, il potenziale di crescita, la composizione chimica corporea e, non ultimo in quanto animali ectotermi, la temperatura dell'acqua. All'atto pratico tuttavia, per l'intervento di numerosi altri fattori ambientali e tecnico-gestionali, ben difficilmente le quantità di mangime effettivamente ingerite dal pesce corrispondono a quelle distribuite.

Per intuibili ragioni, non è possibile in senso letterale e tecnico alimentare i pesci "ad libitum" come avviene per altre specie animali. L'alternativa è spesso quella di attuare un razionamento prossimo alla sazietà attraverso un attento monitoraggio del comportamento dei pesci durante l'alimentazione in giorni successivi; fatto che può risultare difficoltoso in acque profonde e/o poco trasparenti (Cho & Bureau, 1998, Lanari & Tibaldi 2001). Lo spreco di alimento è quindi una condizione non infrequente negli allevamenti ittici intensivi dove oggettive difficoltà nel realizzare "un'equa" distribuzione dell'alimento nel mezzo acqueo e soggettive valutazioni sul comportamento dei pesci durante l'alimentazione, possono dar luogo ad eccessi nella somministrazione. L'impiego di mangimi con caratteristiche granulometriche, di galleggiabilità o affondabilità compatibili con il comportamento alimentare dei pesci allevati, abbinato ad efficienti ed affidabili tecnologie di distribuzione e monitoraggio, rappresentano indubbiamente dei validi strumenti di prevenzione degli sprechi. Tuttavia anche i più sofisticati sistemi di alimentazione da qualche tempo a disposizione degli allevatori (Belle & Nash, 2008) non sono in grado di prevenirli completamente.

In non pochi casi quindi, anche quando il corretto livello nutritivo sia teoricamente calcolabile, alimentare il pesce nella pratica resta spesso "un'Arte" dove non già o non solo la fisiologia del pesce, ma le condizioni, le pratiche e la tecnologia di allevamento, assieme all'esperienza dell'allevatore, possono contribuire a determinare l'ampiezza del gap tra quantità di mangime distribuito e livello di ingestione effettivo. Ne consegue che il prodotto tra indice di conversione alimentare operativo (ICAO) ed incremento di biomassa ittica realizzato (BG), ancor oggi comunemente utilizzato per la stima del consumo reale di mangime ($I = ICAO * BG$), spesso conduce ad attribuire totalmente ai pesci un ruolo inquinante che in parte compete alla gestione dell'allevamento.

Altra peculiarità dei reflui da itticoltura intensiva consta nel fatto che la loro dispersione e restituzione all'ambiente avviene sotto forma estremamente diluita ed in stretta continuità-contiguità con corpi idrici recettori. Nei sistemi completamente aperti, come ad esempio gli allevamenti in gabbie marine, deiezioni solide, residui alimentari e cataboliti disciolti vengono dispersi direttamente nelle acque libere circostanti data l'impossibilità di operarne il contenimento. In questi casi, il concetto stesso di refluo diviene aleatorio e la scelta dei siti ove collocare gli impianti a mare, con particolare riguardo alle loro caratteristiche idrodinamiche e batimetriche, risulta cruciale per favorire la più ampia dispersione delle emissioni, ergo la minimizzazione dei loro effetti e potenziali impatti (Brambilla et al., 2007). Negli impianti ittici situati a terra, i reflui sono in genere ben individuabili ed il rilascio nei corpi idrici recettori può essere preceduto da un parziale abbattimento del loro carico eutrofizzante mediante pre-trattamenti fisico-chimici e biologici quali, ad esempio, la filtrazione meccanica, il passaggio in bacini di decantazione-lagunaggio e la fitodepurazione. Indipendentemente dal si-

stema di allevamento, risulta inoltre evidente che l'intrinseca diluizione dei reflui da itticoltura comporta non poche difficoltà ai fini della quantificazione delle emissioni con i comuni approcci chimico-limnologici, basati cioè sulla misura negli effluenti delle concentrazioni di determinate sostanze e/o di parametri a queste riferibili (es. solidi totali, BOD₅, COD, varie forme chimiche dell'azoto e del fosforo). Le difficoltà sono molteplici ed in certa misura dipendono dal sistema di allevamento considerato. Nel caso dei già citati impianti intensivi di maricoltura che utilizzano gabbie galleggianti, sommergibili e/o sommerse, l'estrema dispersione delle emissioni ne rende inaccurata se non "virtualmente impossibile" una misura diretta realistica anche con l'adozione di piani di campionamento-analisi delle acque ad ampio raggio tecnicamente ed economicamente molto onerosi (Cho & Bureau, 2001), il che ampiamente giustifica l'adozione di modelli matematici previsionali di dispersione nella valutazione di impatto per tali tipologie di allevamento (Corner et al., 2006).

Per restare alla realtà nazionale, altro esempio molto diffuso è rappresentato dalle trotticole che derivano acque superficiali per il proprio fabbisogno idrico. Nelle acque superficiali addotte, le concentrazioni di solidi sospesi e quelle di N e P mostrano spesso importanti variazioni giornaliere. D'altro canto, all'interno delle trotticole, le acque presentano oscillazioni ancor più ampie nei livelli di solidi e nutrienti disciolti, connesse soprattutto alle operazioni di gestione dell'allevamento (distribuzione degli alimenti, pulizia delle vasche) ed il cui andamento è spesso sfasato rispetto alle variazioni di concentrazione nell'acqua addotta. Pertanto l'entità delle emissioni nei reflui dipende dalla complessa combinazione di queste due principali fonti di oscillazione. In tali circostanze, la quantificazione del carico eutrofizzante mediante analisi chimiche richiede un campionamento proporzionale al flusso da condurre nell'acqua in ingresso ed in uscita in diverse ore del giorno. Inoltre, data la natura dei processi che regolano le emissioni e le ovvie variazioni nella biomassa allevata, il monitoraggio dovrebbe essere ripetuto più volte nel corso dell'anno al fine di ottenere dati sufficienti sul loro ammontare complessivo. Ogni riduzione-semplificazione del piano di campionamento-analisi porterebbe inevitabilmente a stime anomale e non realistiche, con errori di scala che si amplificano qualora le valutazioni riguardassero un territorio ampio (bacino o sotto bacino) interessato da più allevamenti ittici i cui reflui vieppiù si sommano a quelli di altra origine.

Per i motivi sopra esposti, a partire dagli inizi degli anni '90, per la stima quantitativa delle emissioni eutrofizzanti dell'itticoltura intensiva si è sempre più affermata la convinzione di utilizzare un approccio nutrizionale-zootecnico in alternativa e/o a supporto ai metodi chimico-limnologici che, ancor oggi, sono alla base delle normative che disciplinano la materia delle emissioni in molti Paesi, incluso il nostro (es. DL. 152/2006).

L'argomento è stato oggetto di tre simposi internazionali (Guelph, Canada, 1990; Aalborg, Danimarca, 1994; Villa Real, Portogallo, 1997) dove sono state poste le basi tecnico-scientifiche del predetto approccio ed individuate le strategie atte a ridurre "alla fonte" il carico eutrofizzante dell'itticoltura intensiva, che prevedono interventi su formulazione e fabbricazione dei mangimi e sulle pratiche e tecniche di alimentazione delle specie ittiche.

STIMA DEL CARICO EUTROFIZZANTE CON IL METODO NUTRIZIONALE-ZOOTECNICO

Un approccio più analitico, basato cioè sul bilancio di massa dei nutrienti e su elementi concetti di Bioenergetica, per il calcolo del carico eutrofizzante prodotto dagli allevamenti ittici intensivi, venne proposto per la prima volta nell'ambito del "First International Symposium on Feeding Strategies and Management of Aquaculture Waste" tenuto a Guelph nel 1990 (Cho et al., 1991).

Esso consente di stimare le quantità di sostanza secca (SSW), di azoto (SNW) e di fosforo (SPW) nei solidi totali e quelle solubili di azoto (DNW) e fosforo (DPW) emesse dai pesci, mediante le semplici equazioni sotto riportate:

$$\begin{aligned} \text{SSW} &= [\text{I}(\text{ss}) \times (1-\text{CUDaSS})] + \text{TAW}(\text{ss}) \\ \text{SNW} &= [\text{I}(\text{N}) \times (1-\text{CUDaN})] + \text{TAW}(\text{N}) \\ \text{SPW} &= [\text{I}(\text{P}) \times (1-\text{CUDaP})] + \text{TAW}(\text{P}) \\ \text{DNW} &= [\text{I}(\text{N}) \times \text{CUDaN}] - (\text{Nrit}) \\ \text{DPW} &= [\text{I}(\text{P}) \times \text{CUDaP}] - (\text{Prit}) \end{aligned}$$

dove: **I** (ss, N, P) sono le quantità di sostanza secca, N o P effettivamente ingerite;
CUDa(ss, N, P) sono i coefficienti di digeribilità apparente di sostanza secca, N e P del mangime;
TAW(ss, N, P) rappresentano le perdite quantitative di sostanza secca, N e P con l'alimento distribuito ma non consumato.
Nrit e Prit rappresentano rispettivamente le quantità di N e P nell'incremento ponderale realizzato (atteso).

È del tutto evidente che la piena affidabilità del metodo si raggiunge solo in condizioni di laboratorio, dove tutti gli elementi dei bilanci di massa sopra riportati possono essere misurati con relativa precisione. Per la sua applicazione a situazioni operative, dove solo alcune voci utili alla redazione del bilancio di massa sono eventualmente disponibili o ricavabili dalle scritture tecnico-contabili aziendali, è gioco-forza operare mediante stime per gli elementi mancanti, preferibilmente attraverso calcoli semplificati ed a partire da informazioni di facile reperibilità.

Per utilizzare le equazioni sopra descritte è innanzitutto necessario conoscere (stimare) il consumo di alimento effettivamente realizzato dal pesce (I) da cui ottenere i valori di ingestione di sostanza secca, N e P, nota la composizione dei mangimi. Tuttavia, come precedentemente anticipato, nella pratica di allevamento l'ingestione effettiva di mangime (I) è difficilmente determinabile e raramente coincide con la quantità di alimento distribuito (TAD).

Per la trota iridea, specie ittica importante per l'acquacoltura nazionale e molto studiata sotto il profilo nutrizionale-bioenergetico, stime realistiche del consumo atteso possono derivare dalle procedure di calcolo proposte dall'Università di Guelph per impianti siti a terra (Cho & Bureau, 1998, 2001) o in gabbia (Bureau et al., 2003). Queste forniscono in primo luogo curve di crescita (linearizzate utilizzando la funzione RAD cub come esponente dei pesi individuali) ed i tassi di accrescimento attesi alle diverse temperature operative secondo le equazioni:

$$\begin{aligned} \text{BWt} &= [\text{BW}_i^{1/3} + (\text{TCT} * \Sigma (\text{T} * \text{D}))^3 \\ \text{TCT} &= (\text{BWt}^{1/3} - \text{BW}_i^{1/3}) / \Sigma (\text{T} * \text{D}) \end{aligned}$$

dove, **BW_i**, peso vivo iniziale (g)
BW_t, peso vivo (g) raggiungibile al tempo t (dopo D giorni di allevamento)
TCT è il tasso di crescita "termico"
Σ(T*D) è la somma termica ottenuta dal prodotto tra temperatura media (T, °C) ed i giorni di allevamento (D)

Le equazioni sopra riportate hanno dimostrato grande validità predittiva degli incrementi ponderali, verificata in numerosi studi condotti sia in laboratorio che in realtà aziendali (Cho & Bureau, 1998; Bureau et al., 2008). Si deve tuttavia sottolineare che le curve di crescita nella pratica risultano influenzate da numerosi fattori (genetici ed ambientali-gestionali) non considerati dal modello. Ne consegue che i valori di TCT proposti dai ricercatori canadesi debbono essere tarati sulle effettive condizioni e situazioni di allevamento utilizzando

ad esempio “records” di crescita ponderale aziendali o, in subordine, quelli relativi a realtà assimilabili. Altre equazioni proposte dalla scuola di Guelph consentono il calcolo del fabbisogno energetico minimo della trota (DEreq in kJ·d⁻¹ di energia digeribile) al variare della taglia (da 1 g ad oltre 3 kg di peso vivo) e della temperatura dell’acqua (5-19°C). Nota la densità energetica dell’alimento completo (DEF in kJ·g⁻¹ di energia digeribile, dato sempre più spesso reperibile nelle schede tecniche dei mangimi commerciali), la stima del consumo atteso (I) è calcolabile come segue:

$$I \text{ (g} \cdot \text{D}^{-1}\text{)} = \text{DEreq} / \text{DEF}$$

Per altre specie ittiche di interesse nazionale quali l’orata (*Sparus aurata*) e la spigola (*Dicentrarchus labrax*), dove non si dispone ancora di modelli bioenergetici tanto affidabili quanto quelli della trota, sono state comunque proposte delle equazioni per il calcolo diretto dell’incremento ponderale (IP, g·D⁻¹), del contenuto energetico corporeo (ER, kJ·g⁻¹), del fabbisogno energetico (EDreq, kJ·D⁻¹) e del consumo atteso (I, g·D⁻¹) in funzione del peso metabolico (BW^b) e della temperatura dell’acqua (T; 19-27°C) (Lupatsch & Kissil, 1998; Lanari et al., 2002; Lupatsch, 2005):

Le più recenti, proposte da Lupatsch (2005) vengono sotto riportate:

orata

$$\text{BWt} = (\text{BW}_i^{0,486} + 0,0117 \cdot e^{0,06 \cdot T} \cdot \text{D})$$

$$\text{IP} = 0,024 \cdot \text{BW}_i^{0,514} \cdot e^{0,06 \cdot T}$$

$$\text{ER} = 4,66 \cdot \text{BW}^{0,139}$$

$$\text{EDreq} = 50,8 \cdot \text{BW}^{0,82} + 1,50 \cdot (\text{ERt} - \text{ERi})$$

$$\text{I} = 0,029 \cdot \text{BW}^{0,6} \cdot e^{0,06 \cdot T}$$

spigola

$$\text{BWt} = (\text{BW}_i^{0,483} + 0,0117 \cdot e^{0,065 \cdot T} \cdot \text{D})$$

$$\text{IP} = 0,0196 \cdot \text{BW}_i^{0,517} \cdot e^{0,065 \cdot T}$$

$$\text{ER} = 5,17 \cdot \text{BW}^{0,107}$$

$$\text{EDreq} = 45,4 \cdot \text{BW}^{0,80} + 1,44 \cdot (\text{ERt} - \text{ERi})$$

$$\text{I} = 0,022 \cdot \text{BW}^{0,6} \cdot e^{0,06 \cdot T}$$

Oltre alla stima diretta, le precedenti procedure di calcolo consentono la previsione del consumo atteso (I), nota la densità energetica del mangime: $I = \text{DEreq} / \text{DEF}$.

Integrando le varie equazioni per intervalli temporali discreti (settimanali), è possibile generare delle tabelle di alimentazione virtuali che riportano i livelli di ingestione attesi in un range operativo che include intervalli termici compresi tra 19 e 27°C e pesi vivi non superiori a 450 g.

L’ottenere valutazioni realistiche del consumo effettivo-atteso (I) consente inoltre una possibile stima delle emissioni solide di sostanza secca, N e P con l’alimento sprecato (TAW), nota la quantità di alimento effettivamente distribuito (TAD - dato ricavabile dalle scritture tecnico-contabili aziendali).

$$\text{TAW} = \text{TAD} - \text{I}$$

La conoscenza (stima) dei coefficienti di digeribilità (CUDa) della sostanza secca, dell’azoto e del fosforo dei mangimi, rappresenta il secondo elemento su cui si basa la procedura per il calcolo dell’entità delle emissioni secondo l’approccio nutrizionale-zootecnico. Purtroppo,

molto raramente questi dati fondamentali vengono esplicitamente riportati nelle schede tecniche dei mangimi commerciali.

Recentemente, Sales (2008) analizzando i dati relativi a 485 misure di digeribilità “in vivo” condotte su specie ittiche carnivore, ha proposto una semplice equazione lineare, che stima il contenuto in proteina digeribile di mangimi completi (DPF, g/kg di sostanza secca) a partire dal loro livello in proteina greggia (CP g/kg ss):

$$DPF = -60,1541 + 1,0092 \cdot CP \quad (n = 485 ; R^2 = 0,74; RMSE = 33,0512)$$

dalla quale con semplici calcoli si può risalire alla quota di N indigeribile (fecale).

Simili equazioni, in grado cioè di stimare la digeribilità della sostanza secca e del fosforo di mangimi completi a partire dalla loro composizione centesimale ed in P (riportati nel cartellino), non sono al momento disponibili. Una possibile soluzione da utilizzare nella pratica per la previsione delle emissioni di sostanza secca fecale, potrebbe sfruttare la stretta correlazione tra digeribilità apparenti della sostanza secca e dell'energia nella dieta delle specie ittiche carnivore ed il fatto che il contenuto in energia digeribile (ED) viene spesso indicato nelle schede tecniche degli attuali mangimi commerciali.

Viene qui proposta una equazione lineare che stima il contenuto in sostanza secca digeribile (SSD g/kg) a partire appunto dal tenore in ED (MJ/kg) del mangime:

$$SSD = 133,57 + 33,161 \cdot ED \quad (n = 132 , R^2 = 0,55; RSE = 1,43)$$

L'equazione è stata calcolata combinando dati inediti o già pubblicati ottenuti presso il nostro laboratorio ed una selezione di quelli reperiti in letteratura per la spigola (n=108 mangimi) e la trota iridea (n=24) purchè derivanti da misure sperimentali di digeribilità omogenee, ottenute cioè con procedure e metodiche tra loro simili.

Anche in questo caso, noto o stimato il consumo di sostanza secca, semplici calcoli consentono di prevedere la sua quota indigeribile (fecale) a partire dalle stime di SSD del/i mangime/i fornite dall'equazione.

Le quantità di N e P trattenute nell'incremento di biomassa realizzato-atteeso (Nrit, Prit), rappresentano infine gli elementi necessari a completare il calcolo delle emissioni secondo l'approccio nutrizionale. Sottraendole alle quantità di N e P digeribili ingerite nei relativi bilanci di massa, si ottengono i quantitativi di N e P rilasciati nei reflui in forma disciolta (DNW e DPW) in quanto prodotti dell'escrezione branchiale ed urinaria.

Per quanto concerne la trota iridea, stime estremamente precise di Nrit possono essere ricavate utilizzando la seguente equazione isometrica proposta da Dumas et al. (2007) che consente la previsione del contenuto in proteina greggia corporea (BP) in funzione del peso vivo (BW) nell'intervallo di taglia compreso tra 1 e 1600g.

$$BP(g) = 0,16 \cdot BW(g) \quad (n = 538; R^2 = 0,997, RSE = 0,0004)$$

Essa permette il calcolo diretto di Nrit noto l'incremento ponderale medio realizzato o atteso.

Una simile inedita equazione, meno precisa della precedente, viene qui proposta per la spigola nell'intervallo di taglia compreso tra 1 e 400g:

$$BP(g) = 0,177 \cdot BW(g) - 0,258 \quad (n = 119; R^2 = 0,993, RSE = 1,348)$$

Anche in questo caso, l'equazione è stata calcolata a partire da un data-set di composizione proteica media del corpo intero, proveniente dal nostro laboratorio e dalla letteratura (30 esperimenti).

Per quanto concerne la stima di Prit, l'esame della non vasta letteratura sull'argomento evidenzia variazioni apparentemente modeste del contenuto in P nel corpo intero delle specie ittiche allevate al variare della taglia, con le specie marine caratterizzate da tenori in fosforo corporeo mediamente più elevati rispetto a quelle dulciacquicole.

Ancorché ottenute da un set contenuto di dati, vengono qui proposte delle equazioni che consentono di stimare il contenuto in fosforo (BF) in funzione del peso vivo (BW) della trota, nell'intervallo di taglia compreso tra 1 e 1600g e nella spigola tra 1 e 400g.

Trota	$BF(g) = 0,0033 * BW(g) + 0,0824$	(n = 51; R ² = 0,996)
Spigola	$BF(g) = 0,0065 * BW(g) + 0,0063$	(n = 27; R ² = 0,984)

A conclusione di questo paragrafo si può affermare che, nonostante gli attuali limiti applicativi, legati alla ancora parziale conoscenza e/o possibilità di stima di alcune delle variabili del bilancio di massa dei nutrienti nel caso delle specie ittiche marine, l'uso dell'approccio nutrizionale-zootecnico nella quantificazione delle emissioni eutrofizzanti proposto dalla scuola canadese e quelli a questo molto simili (Lemarie et al., 1998, Lupatsch & Kissil, 1998, Lupatsch, 2005, Papatryphon et al. 2005) o matematicamente più complessi (Frier et al., 1995), presenta numerosi vantaggi rispetto al metodo chimico-limnologico. Tra questi va considerata la flessibilità, potendo adattarsi ad una grande varietà di condizioni e sistemi di allevamento (Cho e Bureau, 2001). Oltre ad essere applicabile "a posteriori", cioè nella stima delle emissioni di allevamenti già in essere, l'approccio zootecnico può essere utilizzato "a priori", per formulare previsioni sull'entità delle emissioni di nuovi impianti da realizzare, previsioni richieste ad esempio in sede di valutazione di impatto ambientale nell'iter amministrativo per il rilascio di nuove concessioni di allevamento secondo le normative comunitarie e nazionali.

Per quanto concerne l'affidabilità, alcuni studi comparativi (Cho et al., 1991, 1994; Bureau et al., 2008) hanno evidenziato che la stima del carico eutrofizzante, operata mediante approccio nutrizionale-zootecnico, è realistica e può risultare anche più accurata di quella ottenibile da misure chimiche dirette della concentrazione di solidi e nutrienti nei reflui.

Nei predetti studi, il campionamento-analisi in continuo degli effluenti (3L·h⁻¹ per 24h d⁻¹, per 12 settimane) non dava luogo a risultati soddisfacenti oltre a risultare estremamente costoso. Le emissioni di solidi e P totali risultavano infatti abbondantemente sovrastimate dalle analisi chimiche, a causa di oggettive difficoltà nell'ottenere campioni d'acqua rappresentativi dei 24 milioni di litri dell'effluente. Al contrario l'entità delle emissioni di N risultavano sovrapponibili con i due metodi confrontati. Ciò non sorprende tenuto conto che l'approccio chimico è verosimilmente in grado di meglio stimare le emissioni azotate rispetto a quelle dei solidi e del P, dato che la maggior parte dell'N escreto dai pesci è in forma solubile (DN) ed è quindi omogeneamente distribuito negli effluenti.

Per la trota iridea, fin dal 1998 l'Università di Guelph ha prodotto il software "Fish-PrFEQ" (Cho & Bureau, 1998), periodicamente aggiornato, che integra le procedure di calcolo precedentemente e succintamente descritte in 4 moduli. Esso fornisce stime molto realistiche dei valori attesi degli incrementi ponderali, dei livelli di ingestione, degli ICA, delle emissioni di solidi totali, N e P nei reflui e del consumo di ossigeno delle trotecolture, a partire da informazioni note o facilmente accessibili agli allevatori (portata idrica disponibile, temperatura dell'acqua, numero e taglia dei pesci e composizione centesimale del mangime). Un software simile (FISHIT-3), è stato proposto anche per l'allevamento di spigola ed orata (S.J. Kaushik, 2009, com. personale). Un suo utilizzo generalizzato necessita tuttavia di opportune cautele tenuto conto della maggior varietà di condizioni e situazioni operative che caratterizzano l'allevamento delle specie Mediterranee. Inoltre, alcuni termini delle originarie equazioni di bilancio di massa a tutt'oggi incluse nel software necessitano di validazione tecnico-scientifica, che potrebbe essere in parte trovata nel lavoro di Lupatsch (2005).

STRATEGIE PER RIDURRE “ALLA FONTE” LE EMISSIONI EUTROFIZZANTI DEGLI ALLEVAMENTI ITTICI INTENSIVI

Linee guida generali

Le principali strategie operative da tempo adottate e da perseguire e perfezionare nel futuro, per il contenimento alla fonte delle emissioni degli allevamenti ittici intensivi, sono riassunte nella tabella 2. Esse sono in gran parte dettate dalle equazioni di bilancio di massa dei nutrienti prima viste e, nella loro applicazione ed evoluzione, hanno da tempo attualizzato il notevole flusso di informazioni scientifiche e tecniche generato dalla ricerca nei settori della nutrizione-alimentazione e delle tecnologie mangimistiche e di allevamento applicate alle specie ittiche.

Tra strategie ed interventi riassunti nella tabella 2 si possono cogliere non pochi punti di interazione e sinergismo. Ad esempio, alcune azioni sulla formulazione dei mangimi con effetto positivo sulle emissioni sarebbero rimaste mero esercizio virtuale senza la contemporanea evoluzione tecnologica dei processi di fabbricazione mangimistica e viceversa. D’altro canto, un mangime che per composizione e proprietà fisico-tecnologiche risultasse potenzialmente ideale ai fini della riduzione delle emissioni, se non utilizzato secondo corretti piani di razionamento e pratiche di alimentazione, produrrebbe solo in parte gli effetti positivi attesi.

Tabella 2 - Principali strategie, aree di intervento ed azioni legate alla nutrizione ed alimentazione per la riduzione delle emissioni dell’itticoltura intensiva.

Strategia	Area di intervento	Azioni Selezione degli ingredienti	Risultato atteso
Nutrizionale	formulazione mangimi (Mangimificio)	-alta digeribilità SS e nutrienti	Riduzione emissioni fecali (SSW, SNW, SPW)
		-livelli e profilo ottimali in aminoacidi	Riduzione DNW
		-ottimizzazione del rapporto PD/ED	Riduzione DNW
		-ottimizzazione del livello di fosforo digeribile	Riduzione SSP e DPW
Tecnologica	processo industriale (Mangimificio)	-ottimizzazione del livello e maggior digeribilità amidi	Riduzione SSW e DNW
		-maggior stabilità/durabilità pellet	Riduzione TAW
		-riduzione dei “fines” (polverosità)	Riduzione TAW
		-modulazione galleggiabilità/affondabilità pellet	Riduzione TAW
Alimentare	pratiche/tecniche alimentazione (Allevatore)	-uso di modelli di crescita e razionamento affidabili e corretti	Riduzione TAW
		-adozione di tecniche e tecnologie di distribuzione affidabili	Riduzione TAW

Riduzione delle emissioni fecali attraverso la formulazione dei mangimi e l'uso di idonee tecnologie mangimistiche

Le emissioni fecali delle specie ittiche carnivore sono date in larga misura da minerali a nulla o bassa solubilità-biodisponibilità che originano dai vari ingredienti e da carboidrati non digeribili (cellulosa, emicellulose, oligosaccaridi, pectine, lignina etc.) o parzialmente digeribili (amidi) che derivano dalle materie prime di origine vegetale presenti nel mangime. Il contenuto azotato ed il livello di lipidi nelle feci è generalmente modesto, data l'elevata digeribilità di proteine e lipidi negli ingredienti comunemente utilizzati nei mangimi (Cho & Bureau, 2001, Tulli & Tibaldi, 2001).

Nel rispetto di tutti i vincoli formulistici legati alla copertura dei fabbisogni nutrizionali, è del tutto ovvio che l'intervento più efficace e già messo in atto per la riduzione delle emissioni fecali, consiste in primo luogo nell'operare una oculata selezione degli ingredienti da inserire nella formula, privilegiando quelli a maggior digeribilità al fine di ottimizzare i livelli di energia e nutrienti digeribili nel mangime. Diviene a questo punto essenziale disporre di un data-base dei CUDA dei vari possibili ingredienti.

Negli ultimi anni l'attività di ricerca nel settore ha contribuito ad espandere significativamente il set di dati di digeribilità dei nutrienti dei principali alimenti semplici utilizzabili nella mangimistica delle specie ittiche carnivore. Tuttavia, le stime dei CUDA di singoli ingredienti mostrano una grande variabilità in letteratura. Come rilevato da Cho & Bureau (2001), escludendo errori analitici e di calcolo, le ragioni delle differenze possono essere molteplici, ma in molti casi hanno origine metodologica prima ancora che specie-specifica. Al momento non esistono infatti procedure-protocolli standardizzati unanimemente condivisi dalla comunità tecnico-scientifica per l'esecuzione di misure di digeribilità "in vivo" nei pesci, dove tra i numerosi fattori di variabilità, il metodo adottato di recupero delle feci (stripping, dissezione, netting, filtrazione secondo Choubert, sistema Guelph, etc.) è forse quello che più di altri condiziona valore assoluto e ampiezza delle differenze della stima dei CUDA tra specie e/o alimenti (Cho et al., 1982). Può pertanto risultare difficile stabilire quali, tra i CUDA reperibili in letteratura per un dato alimento semplice ed una data specie, siano i più realistici e possano essere utilizzati con buona affidabilità nei programmi di formulazione. Per i motivi sopra esposti, la scelta dovrebbe ricadere su dati omogenei, ottenuti cioè da studi e laboratori che attuano procedure di raccolta delle feci e di calcolo simili ed in grado di assicurare elevate ripetibilità e riproducibilità delle misure. A questo riguardo, il recente lavoro di Sales (2008) che ha analizzato le metodologie di ben 239 prove di digeribilità "in vivo" su 49 diverse specie ittiche, ha evidenziato che il sistema Guelph per la raccolta delle feci (Cho et al., 1982) è quello più frequentemente utilizzato dalla comunità scientifica internazionale.

Nella tabella 3 vengono riportati i CUDA di sostanza secca ed azoto dei più comuni alimenti utilizzati nella formulazione di mangimi completi per trota e spigola, ottenuti in laboratori che adottano appunto procedure sovrapponibili per la raccolta delle feci (Cho & Kaushik, 1990, Gomes da Silva & Oliva Teles, 1998, Bureau et al., 1999, Sugiura et al., 1998, Robaina et al., 1999, Tulli & Tibaldi, 2001) e che si sono dimostrati realistici e validi nella formulazione di diete sperimentali e commerciali.

Tabella 3 - Coefficienti di digeribilità apparente (%) della sostanza secca e dell'azoto di comuni ingredienti utilizzati nella formulazione di mangimi per trota e spigola (AA.VV.)

	Spigola		Trota iridea	
	SS	N	SS	N
Farine di pesce				
-Sud America	78,8-90,8	92,1-96,8	87,7	93,7
-Nord Europa	83,2-88,3	92,6-96,0	89,2	94,6
Farina di sangue spray	90,4	90,6	92,0-99,0	96,0-99,0
Lievito di birra essiccato	78,8	88,7	76,0	91,0
Ingredienti proteici vegetali				
-Glutine di frumento	93,2	98,4-100,0	94,7	100,0
-Glutine di mais	83,0-88,0	91,3-96,7	80,0-87,7	96,0-97,3
-Conc. prot. di soia ¹	79,7	97,3	77,0	97,0
-Far. di estr. soia tost. dec.	65,5-76,1	88,9-89,8	71,2- 74,0	90,1-96,0
-Far. di estr. girasole	53,9	97,6	n.d	92,7
-Far. di estr. colza	66,9	93,4	70,8	90,9
Ingredienti amidacei				
-Far. pisello estruso	83,4	92,5	66,3	87,9
-Far. di lupino decorticato	80,8	93,7	69,7	96,2
-Farina di mais	n.d.	n.d	23,0	95,0
-Farina di frumento	n.d.	n.d	43,0-48,3	82,2-100,0

¹ ottenuto per estrazione con acqua-etanolo

La tabella non include le fonti lipidiche, rappresentate dagli oli di pesce e da quelli vegetali, data la loro elevata digeribilità nelle specie ittiche carnivore che qui trattiamo (CUDa > 95%).

La tabella annovera per prime le farine di pesce che rappresentano le fonti proteiche convenzionali per le specie ittiche carnivore. I CUDa ad esse riferiti ne evidenziano in generale l'elevata digeribilità accompagnata tuttavia da una non trascurabile variabilità che in parte ne riflette la diversa qualità, intesa come freschezza originaria del materiale ittico ridotto in farina e, soprattutto, entità del trattamento termico subito nel processo di essiccazione (Aksnes & Mundheim, 1997). In secondo luogo la tabella considera vari derivati proteici di origine vegetale che, nell'attuale e futura prospettiva mangimistica, trovano e troveranno crescente impiego in sostituzione delle farine di pesce, a causa della ben nota limitata disponibilità di queste ultime sul mercato globale. A fronte di CUDa dell'azoto mediamente elevati, gli ingredienti proteici vegetali si caratterizzano per digeribilità della sostanza secca molto variabili ed in qualche caso modeste. Come atteso e dimostrato da Tulli e Tibaldi (2001) nella spigola, la digeribilità della sostanza secca di questi ingredienti è strettamente correlata ($r=0,87$) al livello in carboidrati totali e strutturali che li caratterizza. Per questo motivo, l'utilizzo di derivati proteici vegetali altamente purificati per questa componente, caratterizzati quindi da elevatissimi CUDa della sostanza secca e dell'azoto, quali i glutini ed i concentrati proteici, è divenuto sempre più frequente nella progettazione di diete in grado di minimizzare le emissioni solide fecali.

Assieme ad una attenta selezione degli ingredienti proteici, anche il livello di amidi nativi da includere nella formulazione, combinato all'utilizzo di idonee tecnologie mangimistiche, può contribuire alla riduzione delle emissioni solide fecali. Una riduzione nel livello di cereali amidacei o dei loro sottoprodotti è certamente una via da tempo percorsa nella formulazione di mangimi a basso impatto ambientale, soprattutto per le specie ittiche carnivore qui

trattate, di cui sono ben note le limitate capacità di digestione di questi polisaccaridi e di utilizzazione a fini energetici del glucosio risultante dai processi digestivo-assorbitivi (Hemre et al., 2002, Kroghdal et al., 2005). Ciò si è realizzato grazie al crescente utilizzo di processi di pre-cottura-estrusione, a scapito della pellettatura previo condizionamento, nella produzione di mangimi per l'Acquacoltura. Questo trattamento, realizzando una gelatinizzazione più spinta degli amidi crudi introdotti nella formula, ne aumenta significativamente la digeribilità e le capacità leganti (Hardy & Barrows, 2002) consentendo di limitarne l'apporto totale nella formula alla quota necessaria ad ottimizzare il livello di grassatura post-estrusione previsto e le proprietà fisiche del mangime, evitando viepiù il ricorso a specifici leganti, spesso indigeribili, che al contrario era necessario per la fabbricazione di mangimi con processi tecnologici meno evoluti.

Riduzione delle emissioni di azoto solubile attraverso la formulazione dei mangimi

I principali aspetti nutrizionali che condizionano l'entità delle emissioni di N disciolto nei pesci come in altri modelli animali, sono da ricercare tra quelli noti influenzarne il catabolismo e la ritenzione azotata. Tra questi il livello minimo di proteina digeribile, il rapporto tra proteina ed energia digeribili ed il profilo aminoacidico della dieta rappresentano i "target" da ottimizzare nella formulazione dei mangimi per assicurare la copertura dei fabbisogni di crescita e di converso la minimizzazione dell'escrezione azotata.

Anche nei pesci carnivori è ben noto che un eccesso proteico nella dieta rispetto al fabbisogno ed alla quota di energia digeribile fornita dai nutrienti non proteici si risolve in un aumento dell'escrezione di N. Un primo fattore chiave da considerare nella formulazione è quindi dato dall'ottimizzazione del rapporto tra proteina digeribile ed energia digeribile del mangime (PD/ED). Numerosissimi studi, seguiti al pionieristico lavoro di Lee & Putnam (1973) nella trota iridea, hanno chiaramente evidenziato che una riduzione di tale rapporto nella dieta, attraverso un maggior contributo energetico dei nutrienti non azotati, migliora la ritenzione di N riducendo parallelamente l'escrezione, in tutte le specie ittiche carnivore finora studiate (Kaushik, 1998, Cho & Bureau, 2001). L'effetto positivo, noto come "economia proteica" si realizza grazie all'utilizzazione metabolica dei substrati non proteici per la copertura dei fabbisogni energetici dell'animale, il che evita l'eccessivo catabolismo degli aminoacidi (Lloyd et al., 1978).

Tutti gli interventi tesi a migliorare ed ottimizzare i livelli di nutrienti ed energia digeribili della dieta (vedi paragrafo precedente) ne aumentano la densità energetica e quindi, a parità di apporto in proteina digeribile, risultano compatibili con questa strategia. Nei pesci carnivori, anche la gelatinizzazione degli amidi, pur in misura contenuta, può contribuire all'economia proteica (Kaushik & Oliva-Teles, 1985, Peres & Oliva-Teles, 2002). Tale effetto raggiunge tuttavia la sua massima espressione aumentando il contenuto lipidico della dieta.

Elevati livelli di grassatura (superiori al 25% in massa del mangime) e rapporti PD/ED nella dieta compresi tra 16 e 18 g/MJ sono ben tollerati dalla trota ed in particolare dal Salmo-*ne atlantico* (*Salmo salar*), nel cui allevamento è molto comune l'utilizzo di mangimi commerciali che raggiungono e spesso superano il 35% di lipidi greggi. L'orata e la spigola non sembrano al contrario avvantaggiarsi di livelli lipidici nella dieta superiori al 18-22% (Peres & Oliva-Teles, 1999, Velasquez et al., 2006), ancorchè nella spigola un aumento del tenore lipidico della dieta fino al 30% tq., può consentire una maggior riduzione delle emissioni azotate senza compromissione della performance zootecnica (Boujard et al., 2004). Nelle specie mediterranee è comunque preferibile adottare rapporti PD/DE nel mangime compresi tra 19 e 21 g/MJ, che rappresentano il compromesso più onorevole tra esigenze di riduzione delle emissioni di azoto metabolico e moderazione dell'adiposità corporea finale del pesce che, se eccessiva, non è apprezzata dal consumatore.

È evidente che contenuti lipidici nel mangime superiori al 16% t.q., sono raggiungibili esclusivamente con le attuali tecnologie mangimistiche che accoppiano l'estrusione a processi evoluti di post-estrusione (essiccazione e grassatura in "top-dressing").

Nella formulazione di mangimi a bassa emissione di azoto, oltre al rapporto PD/ED, anche l'ottimizzazione del profilo aminoacidico della dieta deve risultare particolarmente attenta. Nei pesci, come in altri modelli animali, l'utilizzo di diete contenenti livelli limitanti, eccessivi, sbilanciati in aminoacidi essenziali, ovvero rapporti aberranti tra aminoacidi essenziali e non, è noto dar luogo ad un aumento del catabolismo e dell'escrezione azotata (D'Mello, 1994, Tibaldi & Kaushik, 2005, Peres & Oliva Teles, 2006). La figura 1, tratta da un lavoro di Robaina et al. (1999) nella spigola, è particolarmente esplicativa al riguardo. Dal grafico infatti si rileva che la minima escrezione azotata si consegue con diete dove una riduzione del rapporto PD/ED si abbina ad un profilo aminoacidico ottimale (qui sinteticamente rappresentato dall'indice degli aminoacidi essenziali EAAI).

L'ottimizzazione del profilo aminoacidico della dieta non è agevole da realizzare nell'attuale e futuro contesto mangimistico che, per ragioni economiche, impone sostituzioni significative di proteina da farina di pesce (ingrediente ottimale per livelli, rapporti e composizione in aminoacidi per le specie ittiche) con ingredienti proteici vegetali notoriamente caratterizzati da difetti più o meno marcati di composizione aminoacidica, peraltro non del tutto ammendabili a seguito di integrazione con singoli aminoacidi alla dieta. Anche questo aspetto tuttavia è in buona parte controllabile da parte dell'industria mangimistica e l'esempio riportato nella Tabella 4, tratto da un recente studio non ancora pubblicato condotto presso i nostri laboratori, dimostra che combinando opportunamente vari derivati proteici vegetali ad alta digeribilità dei nutrienti e complementari per profilo aminoacidico, è possibile formulare mangimi ugualmente performanti, che minimizzano l'impiego di farine di pesce senza aggravio dell'entità delle emissioni di azoto.

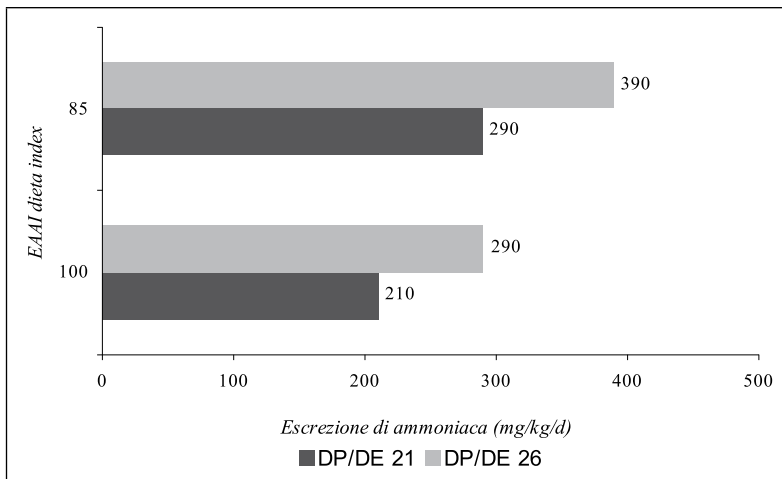


Figura 1 - Effetto combinato del rapporto tra proteina digeribile (DP) ed energia digeribile (DE) e del profilo aminoacidico della dieta sull'escrezione metabolica di azoto nella spigola (Robaina et al., 1999)

Tabella 4 - Effetto della sostituzione della farina di pesce con ingredienti proteici vegetali in mangimi per trota iridea, sulle emissioni di solidi totali e di N nella trota (peso medio iniziale 96 g , T=13°C , durata dell'esperimento 103 d.).

	Dieta A a base di farine di pesce	Dieta B 80% di proteine vegetali	
Composizione (g/kg)			
Farine di pesce	630	115	
Concentrato proteico di pisello	-	210	
Glutine di frumento	-	210	
Farina integrale di frumento	195	253	
Olio di pesce	140	175	
Supplementi vitam.+minerali	35	37	
Proteina greggia (g/kg ss)	412	413	
Lipidi greggi (g/kg ss)	200	210	
Ceneri gregge (g/kg ss)	111	50	
Sostanza secca digeribile (g/kg)	782	767	
Proteina digeribile (PD)	360	366	
Energia digeribile (ED) MJ/kg	20,42	20,33	
PD/ED g/MJ	17,6	18,0	
Performance zootecnica			
Consumo di alimento (g/pesce)	157	153	n.s.
Incremento ponderale (g/pesce)	211	213	n.s.
ICA	0,79	0,78	n.s.
Emissioni (kg/T pesce prodotto)			
Solidi totali (SSW)	126	133	n.s.
N fecale	6,3	5,4	<i>P</i> <0,05
N disciolto	19,8	21,2	n.s.
N totale (TNW)	26,1	26,6	n.s.

Pertanto, come succintamente descritto in precedenza, il disporre di conoscenze precise su nutrizione proteica e valore biologico della proteina degli ingredienti diviene fondamentale per la formulazione di diete a bassa emissione di azoto e, sotto questo profilo, la crescente mole di informazioni tecniche e scientifiche acquisite negli ultimi vent'anni ha certamente contribuito al significativo abbattimento delle emissioni di N solubile dell'itticoltura intensiva (tabella 1). Per l'allevamento della spigola e dell'orata in particolare, si prefigurano ulteriori sostanziali benefici su questo lato con l'auspicabile ampliamento ed approfondimento degli studi dedicati a colmare l'attuale incompleta conoscenza dei loro fabbisogni aminoacidici (Tibaldi & Kaushik, 2005).

Riduzione delle emissioni di fosforo attraverso la formulazione dei mangimi

Sebbene i pesci possano assorbire elementi minerali direttamente dal medium acquoso, nel caso del fosforo, le sue concentrazioni nelle acque naturali sono tali da renderne marginale il contributo alla copertura delle esigenze nutritive. Quindi, anche i pesci esibiscono un chiaro fabbisogno dietetico per il fosforo che, nelle specie carnivore, si stima variare tra 0,5-1% del-

la dieta per il P totale e tra 0,4-0,9% per il P digeribile (Lall, 2002; Oliva-Teles & Pimentel-Rodrigues, 2004; Kaushik, 2005).

Gran parte dell'escrezione del P avviene in forma solida con le feci (SPW), mentre le quantità eliminate in forma ionica (DPW) variano in relazione all'ingestione di fosforo ed in genere sono contenute se il suo consumo non eccede i fabbisogni (Cho & Bureau, 2001). Pertanto, una volta definito il livello di ingestione, l'entità delle emissioni totali di fosforo dipende essenzialmente dal livello e dalla forma chimica-biodisponibilità dell'elemento nella dieta (Lall, 1991, Cho & Bureau, 2001, Kaushik, 2005). Ne consegue che le attuali strategie formulistico-mangimistiche atte a limitarne i quantitativi rilasciati nei reflui, si attuano grazie all'accurata selezione di ingredienti ed integratori ad alta biodisponibilità da includere nella dieta, evitando contestualmente eccessi di P digeribile nel mangime (Lall, 2002).

Sotto questo profilo, l'attuale necessità di operare larghe sostituzioni di farine di pesce (realmente oltre che "proverbialmente" molto ricche in P) con fonti proteiche vegetali, caratterizzate da medi o bassi livelli in P, risulta perfettamente compatibile con la creazione di mangimi potenzialmente in grado di ridurre le emissioni (Lanari & Tibaldi, 2001; Lall, 2002). Tuttavia, questo vantaggio è in certa misura negativamente controbilanciato dalla ridotta biodisponibilità del P nei derivati vegetali, dove prevale la sua forma fitinica, indigeribile per i pesci carnivori dotati di una poco più che trascurabile attività fitasica intestinale (Forster, 1999, Ellestad et al., 2002) e che sono invece in grado di ben utilizzare l'idrossi-apatite, forma nella quale si ritrova gran parte del P apportato dalle farine di pesce (Lall, 2002).

Per questa ragione nella progettazione di mangimi a larga base proteica vegetale che comunque assicurino basse emissioni di P, particolare attenzione viene posta nel dosaggio e nella scelta di idonee fonti di fosfati inorganici in grado di compensare i ridotti livelli e biodisponibilità del P degli ingredienti vegetali. Allo scopo, i sali mono e difosfati sono preferibili rispetto ai trifosfati o ad altre forme minerali di fosforo meno solubili (Lall, 1991, Pimentel-Rodrigues & Oliva-Teles, 2007).

Altra via percorribile in alternativa e/o sinergia con il precedente intervento è data dalla possibilità di utilizzare ingredienti vegetali pre-trattati con fitasi microbiche esogene o integrare la dieta con l'enzima, applicandolo in fase di post-estrazione/pelletatura o utilizzando sue preparazioni microincapsulate termo-stabili. Tutte le soluzioni che prevedono trattamenti con fitasi microbiche esogene, sebbene in misura diversa, si sono dimostrate valide nel migliorare la biodisponibilità del P in diete a larga base vegetale destinate alle specie ittiche carnivore, ivi comprese quelle qui trattate (Cho & Bureau, 2001, Verlach et al., 2008). Tuttavia, l'attuale normativa nazionale ne consente l'adozione solo per i mangimi destinati a specie d'acqua dolce ed in particolare per la trota, dove le preoccupazioni per il contenimento delle emissioni di P sono enfatizzate dal già ricordato maggior ruolo dell'elemento nei fenomeni di eutrofizzazione.

Altri interventi mangimistici atti a limitare gli sprechi di mangime

La sostituzione di quote sostanziali di farine ed oli di pesce con ingredienti vegetali nelle diete commerciali per specie ittiche carnivore ha richiamato la necessità di considerare fin dalla formulazione i possibili effetti avversi che tale sostituzione può produrre sull'appetibilità dei mangimi stessi e sulla conseguente riduzione del consumo effettivo che può dar adito a spreco. Alcuni studi dimostrano che sostanziali o totali sostituzioni di farine di pesce (ricche in sostanze ad effetto di stimolazione dell'appetito quali gli aminoacidi liberi) in favore di ingredienti vegetali (privi di tali sostanze o addirittura contenenti sostanze ad azione avversa sull'appetibilità) possono riflettersi negativamente sul consumo di alimento in molte specie ittiche incluse quelle qui trattate (Medale, et al., 1998, Tibaldi et al., 2005, Tulli et al., 2007). Le cause del fenomeno, ancorchè complesse, sono spesso riconducibili alla semplice diluizione

delle sostanze stimolanti l'appetito, che risulta direttamente proporzionale al livello di sostituzione dei derivati da pesce con ingredienti vegetali ed ad alterazioni nel controllo metabolico dell'appetito dovute al progressivo sbilancio nel profilo aminoacidico della dieta, all'aumentare del livello di inclusione di ingredienti proteici vegetali (D'Mello, 1994).

In questi casi le contromisure operative più efficaci atte a prevenire ed evitare eventuali effetti depressivi sull'appetibilità sono implicitamente ricomprese nell'ottimizzazione del profilo aminoacidico del mangime, ma possono inoltre prevederne l'integrazione con aminoacidi puri, additivi, preparazioni o ingredienti naturali specifici a noto e comprovato effetto benefico sull'appetibilità.

Strategie per la riduzione delle emissioni a livello di allevamento

Come precedentemente anticipato e brevemente indicato nella tabella 2, un ruolo importante nel contenimento dell'entità del carico eutrofizzante può e deve essere esercitato dall'allevatore attraverso una corretta gestione dell'alimentazione, in accordo alle linee guida delineate da specifici codici di condotta responsabile (FAO, 1995; API, 2004) ripresi dalle recenti normative EU e nazionale in materia di tutela delle acque e degli ecosistemi acquatici.

Data l'elevata incidenza del costo dei mangimi su quello di produzione complessivo, anche nella piscicoltura intensiva, in analogia con quanto suggerito per altre produzioni zootecniche, l'obiettivo gestionale cui mirare per ottenere la migliore sintesi tra redditività ed eco-compatibilità, consiste nel raggiungere il target economico-produttivo atteso minimizzando l'indice di conversione operativo (ICAo=min.). A parità di appetibilità e qualità nutrizionale del mangime utilizzato, ciò si realizza primariamente riducendo al minimo le perdite di alimento non consumato ($TAW = TAD - I = \text{min.}$). A questo proposito l'allevatore può mettere in atto varie strategie che implicano risultati operativi tanto più positivi, anche sul piano della riduzione delle emissioni, quanto maggiori sono le possibilità di esercitare un controllo efficace sui principali fattori che influenzano l'ICA a livello aziendale.

Lo schema riportato nella figura 2 evidenzia appunto che, note le condizioni ed il sistema di allevamento e definito il livello possibile di controllo dei suoi parametri ambientali, sanitari e gestionali da parte dell'allevatore, l'ICAo atteso dipende in larga misura da fattori legati all'alimentazione.

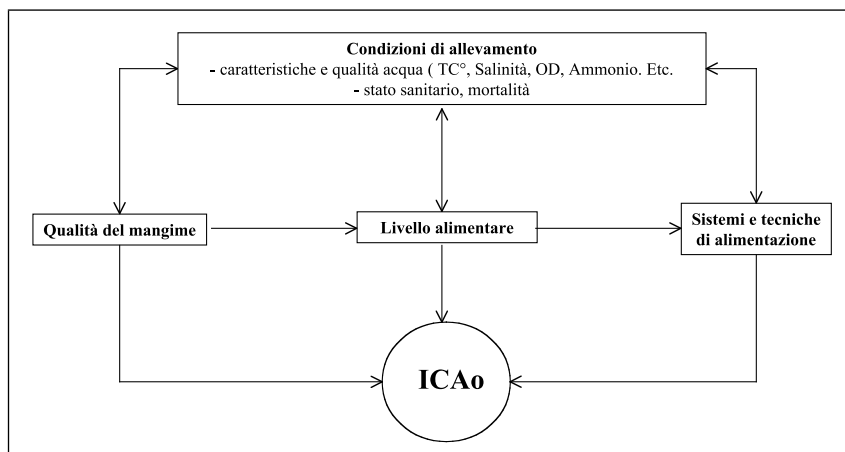


Figura 2 - Principali fattori che influenzano l'indice di conversione alimentare operativo a livello aziendale

Per quanto concerne la scelta del mangime, non tutti gli allevatori dispongono delle conoscenze di base atte a valutarne appieno la qualità nutrizionale. Al proposito, molte industrie mangimistiche del settore, oltre a proporre preparazioni definite “low pollution” ad alta densità di nutrienti digeribili, attualmente integrano le schede descrittive delle linee di alimenti proposti con i valori attesi di ICA “biologico” (cioè determinato in assenza di spreco) in base al quale forniscono anche una stima delle emissioni per unità di biomassa ittica prodotta. Ancorchè “virtuali”, tali indicazioni possono risultare utili nell’orientare l’allevatore verso soluzioni responsabili che contemperino considerazioni economiche e di natura ambientale. A prescindere dalle qualità nutrizionali, raramente limitanti nei mangimi commerciali, vale qui la pena rimarcare l’importanza di una scelta che non ne trascuri le caratteristiche dimensionali (diametro e granulometria dei pellet) e fisiche, in relazione alla taglia media, al comportamento alimentare della specie allevata ed alle caratteristiche del sito, del sistema di allevamento e di distribuzione del mangime adottati, ciò al fine di prevenirne sprechi attivi (ad es., perdite di alimento distribuito per improprie dimensioni medie o per difetti di galleggibilità/affondabilità dei pellet) e passivi (perdite per eccessiva manipolazione che possono aumentare la polverosità).

Altro fondamentale aspetto gestionale da considerare agli effetti del controllo delle emissioni dovute a spreco di alimento a livello aziendale, è la definizione di un idoneo piano di alimentazione-razionamento che ovviamente deve basarsi sul monitoraggio e, per quanto possibile, sul controllo da parte dell’allevatore di tutti i principali fattori abiotici e biotici noti influenzare l’ingestione nei pesci allevati (Alanara et al., 2001, Beveridge, 2004).

Sono verosimilmente pochi gli allevatori che hanno familiarità con i modelli matematici di calcolo del livello alimentare ottimale brevemente delineati in precedenza. A questo scopo, molti di essi utilizzano le tabelle di alimentazione fornite loro dal mangimista o reperite nella letteratura tecnica specializzata. Queste riportano livelli alimentari al variare della taglia, della temperatura dell’acqua e, talvolta, della densità energetica del mangime. In qualche caso quelli indicati sono livelli nutritivi non sempre calcolati per ottimizzare la conversione alimentare (Tibaldi, 2007). Le tabelle, pur utili, devono essere considerate dall’allevatore come linee guida di massima in quanto non possono tenere conto delle numerose variabili legate alla specificità di ogni singolo allevamento. L’uso di questo strumento, o di softwares equivalenti, non può quindi prescindere da opportune tarature operate dall’esperienza dell’allevatore o dall’adozione di piani alimentari “personalizzati” che tengano conto delle caratteristiche dell’acqua, delle curve di crescita e dei tassi di mortalità effettivamente riscontrati o attesi nel contesto in cui si opera, ma anche delle variazioni giornaliere nell’appetito dei pesci legate a fattori endogeni ed esogeni che possono far sì che la razione realmente consumata possa differire da quella teorica calcolata sulla base di tabelle o modelli bioenergetici. In particolare, il disporre di dati costantemente aggiornati sulle variazioni medie ponderali del pesce (cioè costruire proprie curve di crescita) e sull’entità delle perdite di animali, diviene basilare al fine della stima della biomassa presente su cui poi commisurare i quantitativi di mangime da erogare in modo da limitarne gli sprechi. Il monitoraggio delle variazioni di biomassa negli allevamenti ittici non è sempre agevole. Nei piccoli o medi impianti situati a terra, esso risulta di relativamente semplice esecuzione manuale, grazie a periodici controlli ponderali su base campionaria (deep-netting) ed ad un costante e frequente conteggio dei soggetti deceduti. Al contrario, il “deep-netting” può risultare pratica estremamente laboriosa, onerosa e causa di forte stress, ferite e mortalità differita, nel caso dell’allevamento di spigola ed orata in gabbie marine (Lanari & Tibaldi, 2001), dove merita attenta valutazione economica la possibilità di acquisire ed adottare allo scopo metodi e dispositivi non invasivi. La tecnologia applicata al settore mette infatti a disposizione degli operatori scanners o sistemi esperti di visione subacquea che, combinati all’analisi digitale di immagine e a softwares dedicati, sono in grado di predire la numerosità e la taglia del pesce con più che accettabili margini di precisione (Serna

& Ollero, 2001, Lanari & Tibaldi, 2001, Martinez-de-Dios et al., 2003, Beveridge, 2004).

Infine, anche le pratiche e le tecnologie per la distribuzione dell'alimento giocano un ruolo decisivo nel contenimento delle perdite di mangime a livello aziendale.

Le soluzioni oggi disponibili allo scopo sono varie e spaziano dalla tradizionale distribuzione manuale a spaglio a sofisticati sistemi robotici. Come già anticipato, indipendentemente dal sistema adottato, la tecnica di distribuzione dovrebbe idealmente consentire equo accesso alla razione alimentare pre-calcolata a tutti i pesci allevati, condizione che per intuitivi ragioni risulta difficilmente realizzabile in itticoltura e che viene spesso compensata da una somministrazione liberale di mangime, dando adito a spreco.

L'alimentazione manuale, o che fa uso di dispensatori montati su veicoli con erogazione controllata e modulata da operatori, è tuttoggi largamente utilizzata negli impianti situati a terra. Essa ha il vantaggio di consentire all'operatore il controllo delle variazioni di ingestione che normalmente si verificano in giorni successivi sulla base del comportamento alimentare del pesce e di poter conseguentemente adeguare in tempo reale le quantità distribuite evitando o limitando al minimo le perdite di mangime. Il momento in cui cessare la distribuzione del mangime rimane tuttavia affidata all'esperienza dell'operatore nell'apprezzare il livello di sazietà o il calo di attività alimentare manifestati dal pesce in superficie. Essa pertanto rimane una valida soluzione per specie ittiche che si alimentano prevalentemente nei primi strati d'acqua e/o allevate secondo tipologie di confinamento a bassa profondità. Al contrario, nel caso di sistemi di allevamento che, come le gabbie marine, si caratterizzano per altezze della colonna d'acqua anche superiori a 10 m e dove l'intero volume della gabbia è occupato dai pesci, la distribuzione manuale del mangime perde efficacia e può dar adito a spreco di alimento, risultando difficile, se non impossibile, valutare visivamente dalla superficie il comportamento alimentare del pesce che si alimenta anche in profondità.

Negli allevamenti di medie-grandi dimensioni, l'alternativa più comune alla distribuzione manuale, soprattutto per economizzare sul suo costo di manodopera, è data dall'uso di una rete di dispensatori automatici programmabili a funzionamento meccanico o pneumatico, in grado di distribuire quantità pre-calcolate di mangime in orari e tempi di erogazione prestabiliti. L'efficienza di questi sistemi agli effetti dello spreco di alimento dipende strettamente dall'affidabilità tecnologica dei dispositivi adottati e, soprattutto, dal loro puntuale e frequente monitoraggio-regolazione al fine di evitarne malfunzionamenti (Azzaydi et al., 1999). Essi inoltre non superano i limiti dell'alimentazione manuale precedentemente ricordati nel caso dell'allevamento in gabbie marine.

Vale la pena infine menzionare i dispositivi di alimentazione tecnologicamente più evoluti che stanno sempre più diffondendosi soprattutto negli impianti di Maricoltura di medie-grandi dimensioni, dove l'entità dello spreco di mangime può assumere proporzioni non trascurabili. Si tratta di sistemi in grado di rilevare precocemente e precisamente la perdita di pellets non ingeriti che giunge sul fondo di vasche o gabbie dopo la distribuzione dell'alimento e limitarne o interromperne a feed-back l'ulteriore erogazione dai dispenser. Tra questi ritroviamo dispositivi dotati di detector ad ultrasuoni o a fotocellula, quelli basati sull'utilizzo combinato di operatore con monitor in superficie e video-camere subacquee o sistemi automatizzati che abbinano alimentatori a domanda a video camere subacquee ed analizzatori di immagine (Forster et al., 1995, Ang & Petrell, 1997, Martinez-de-Dios et al., 2003, Belle & Nash, 2008).

Essendo già ora in grado di rilevare sprechi di pellet dell'ordine di 5-10 g, una sempre maggior evoluzione e diffusione di sistemi basati sulla tecnologia dei sensori e della trasmissione dati è fortemente auspicabile al fine del contenimento delle emissioni solide rilasciate dagli allevamenti.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Alanara A., Kadri S., Paspatis M., 2001. Feeding management. In: Food Intake in Fish, (D. Houlihan, T. Boujard, M. Jobling, eds.), Blackwell, Oxford., pp. 33-353
- 2) Ang K.P., Petrell R.J., 1997. Control of feed dispensation in seacages using underwater video monitoring. *Aquaculture Engineering*, 16: 45-62.
- 3) Aksnes A., Mundheim H., 1997. The impact of raw material freshness and processing temperature for fish meal on growth, feed efficiency and chemical composition of atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*). *Aquaculture*, 149:87-106.
- 4) Associazione Piscicoltori Italiani (API), 2004. Acquacoltura Responsabile, vademecum per l'allevatore. (G. Bovo, A. Fabris, M. Porro, D. Rotundo, P. Sguotti, A. Trincanato, eds.). API-Regione Veneto pubbl., Verona, Italia, 55 pp.
- 5) Azzaydi M., Martinez F.J., Zamora S., Sanchez-Vasquez F.J., Madrid J.A., 1999. Effect of meal size modulation on growth performance and feeding rhythms in European sea bass (*D. Labrax*). *Aquaculture*, 170: 253-266.
- 6) Belle S. & Nash C.E., 2008. Better Management Practices for Net-Pen Aquaculture. In Environmental Best Management Practices for Aquaculture, (Tucker C.S., Hargreaves J.A. (Eds). Blackwell publ., Ames, Iowa, USA, pp. 271-330.
- 7) Beveridge M.C.M., 2004. Cage Aquaculture, 3rd edition. Fishing News Books, Surry, England, 346 pp.
- 8) Boujard T., Gelineau A., Coves D., Corraze G., Dutto G., Gasset E., Kaushik S., 2004. Regulation of feed intake, growth and nutrient and energy utilisation in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fed high fat diets. *Aquaculture*, 231: 529-545.
- 9) Brambilla F., Pais A., Serra S., Terova G., Saroglia M., 2007. A Meramod approach for the environmental impact assessment (EIA) of the off-shore aquaculture improvement in the Alghero Bay (North Western Sardinia , Italy). *Ital. J. Anim. Sci.*, 6 (Suppl. 1): 791-793.
- 10) Bureau D. P., Harris A.M., ,Cho C. Y., 1999. Apparent digestibility of rendered animal protein for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 180: 345-358.
- 11) Bureau, D.P., Gunther S., Cho, C.Y.. 2003. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared on commercial cage culture operations in Ontario. *North American Journal of Aquaculture* 65: 33-38.
- 12) Bureau, D.P., Azevedo P.A., Podemski, C.L., 2008. Field validation of a nutritional model for estimating waste outputs by Rainbow trout cage culture operations. XII International Symposium on Fish Nutrition and Feeding, June 1-5, 2008, Florianopolis Brazil, book of abstract, p. 43.
- 13) Cho C.Y., Bureau P.D., 1998. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquat. Living Resour.*, 11(4): 199-210.
- 14) Cho C.Y., Bureau P.D., 2001. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research*, 32(suppl.1): 349-360.
- 15) Cho C. Y and Kaushik, S.L., 1990. Nutritional energetics in fish: Energy and protein utilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *World Review Nutrition Dietetics*, 61: 132-172.
- 16) Cho C.Y., Slinger S.J., Bayley H.S., 1982. Bioenergetics of salmonids fishes: Energy intake, expenditure and productivity. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part B, 73: 25-41.
- 17) Cho C.Y., Hynes J.D., Wood K.R., Yoshida H.K., 1991. Quantitation of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets. In: *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste* (ed.

- By C.B. Cowey & C.Y. Cho), 37-50. Proceedings of the 1st International Symposium on Nutritional Management of Aquaculture Waste, Guelph, Ontario, Canada. Fish Nutrition Research Laboratory, University of Guelph, Canada.
- 18) Cho C.Y., Hynes J.D., Wood K.R., Yoshida H.K., 1994. Development of high nutrient-dense, low pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture*, 124: 293-304.
 - 19) Corner R.A., Brooker A.J., Telfer T.C., Ross L.G., 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution for marine fish-cage sites. *Aquaculture*, 258: 299-311.
 - 20) D'Mello J.P.F., (ed.) 1994. Amino Acids in Farm Animal Nutrition. CAB International, Wallingford, UK, 418 pp.
 - 21) Dumas A., Cornelis F.M., De Lange, France J., Bureau D., 2007. Quantitative description of body composition and rates of nutrient deposition in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 273: 65-181.
 - 22) FAO, 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. FAO, Rome, 41pp.
 - 23) Ellestad L.E., Angel R. & Soares Jr J.H., 2002. Intestinal phytase II: A comparison of activity and in vivo phytate hydrolysis of three teleost species with differing digestive strategies. *Fish Physiology and Biochemistry*, 26: 259-273.
 - 24) Forster M., Petrell R., Ito M.R., Ward R., 1995. Detection and counting of uneaten food pellet in sea cages using image analysis. *Aquaculture Engineering*, 14: 251-269.
 - 25) Forster, I., Higgs, D.A., Dosanjh, B.S., Rowshandeli, M. & Parr, J., 1999. Potential for dietary phytase to improve the nutritive value of canola protein concentrate and decrease phosphorus output in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) held in 11 °C fresh water, *Aquaculture*, 179: 109-125.
 - 26) Frier J.O., From J., Larsen T., Rasmussen G., 1995. Modelling waste output from trout farms. *Water Sci. Technol.* 31: 103–121.
 - 27) Gomes da Silva and Oliva-Teles A., 1998. Apparent digestibility of feed stuffs in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquatic Living Resources*, 11: 187-191.
 - 28) Hardy R. W., Barrows F. T., 2002. Diet formulation and Manufacture. In *Fish Nutrition*, (R.H. Hardy, J.E. Halver, eds.), Academic press, Elsevier Science, USA., pp. 505-600.
 - 29) Hemre G.I., Mommsen T.P., Krogdahl Å., 2002. Carbohydrates in fish nutrition: effects on growth, glucose metabolism and hepatic enzymes. *Aquaculture Nutrition*, 8 (3): 175-194.
 - 30) Kaushik S.J., 1998. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non-salmonids. *Aquatic Living Resources*, 11(4): 211-217.
 - 31) Kaushik, S.J., 2005. Besoins et apport en phosphore chez le poissons. *INRA Prod. Anim.*, 18: 203-208.
 - 32) Kaushik S.J., Oliva-Teles A., 1985. Effect of digestible energy on nitrogen and energy balance in rainbow trout. *Aquaculture*, 50: 89-101.
 - 33) Krogdahl Å., Hemre G.I., Mommsen T.P., 2005. Carbohydrates in fish nutrition: digestion and absorption in postlarval stages. *Aquaculture Nutrition*, 11: 103-122.
 - 34) Lall, S.P., 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary phosphorus in fish. In *Nutritional Strategies and Aquaculture Wastes* (C.B. Cowey , C.Y. Cho, eds), Univ. Guelph., pp 21-36.
 - 35) Lall, S.P., 2002. The Minerals. In *Fish Nutrition* (R.H. Hardy, J.E. Halver eds.), Academic press, Elsevier Science, USA., pp.259-308.
 - 36) Lanari D., Tibaldi E., 2001. Environmental sound feeds and feeding practices in Mediterranean Aquaculture. *Hydrores, Annuario 2001, anno XVIII*, 21: 21- 44.
 - 37) Lanari D., D'Agaro E., Ballestrazzi R., 2002. Growth parameters in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.): effects of live weight and water temperature. *Ital. J. Anim. Sci.*, 1: 181-185.

- 38) Lee D.J., Putnam G.B., 1973. The response of rainbow trout to varying protein/energy ratios in a test diet. *The Journal of Nutrition*, 103(6): 916-922.
- 39) Lemarie G., Martin J-L.M., Dutto G., Garidou C., 1998. Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquatic Living Resources*, 11(4): 247-254.
- 40) Lloyd L.E., McDonald B.E., Crampton E.W., 1978. *Fundamentals of nutrition*, 2nd ed., W.H. Freeman and Co., San Francisco, California, 466 pp.
- 41) Lupatsch I., 2005. Protein and energy requirements in Mediterranean species. *Chaiers Options Méditerranéennes*. 63: 9-18.
- 42) Lupatsch I., Kissil G.Wm., 1998. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquatic Living Resources*, 11(4): 265-268.
- 43) Martinez de Dios J.R., Serna C., Ollero A., 2003. Computer vision and robotics techniques in fish farms. *Robotica*, 21(3): 233-243.
- 44) Medale F., Boujard T., Vallée F., Blanc D., Mambrini M., Roem A., Kaushik S.J., 1998. Voluntary feed intake, nitrogen and phosphorus losses in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed increasing dietary levels of soy protein concentrate. *Aquat. Living Resour.*, 11(4): 239-246.
- 45) Oliva-Teles A. & Pimentel-Rodrigues A., 2004. Phosphorus requirement of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. *Aquaculture Research*, 35: 636 - 642
- 46) Papatryphon E., Hayo J.P., Van Der Werf M.G., Kaushik S.J., Kanyarushoki C., 2005. Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environmental Management*, 35(2): 161-174.
- 47) Peres H., Oliva-Teles A., 1999. Effect of dietary lipid level on growth performance and feed utilization by European sea bass juveniles (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture*, 179: 325-334.
- 48) Peres H., Oliva-Teles A., 2002. Utilization of raw and gelatinized starch by European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture*, 205: 287-299.
- 49) Peres H., Oliva-Teles A., 2006. Effect of the dietary essential to non-essential amino acid ratio on growth, feed utilization and nitrogen metabolism of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture*, 256: 395-402.
- 50) Pimentel-Rodrigues A., Oliva-Teles A., 2007. Phosphorus availability of inorganic phosphates and fish meals in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. *Aquaculture*, 267: 300-307.
- 51) Robaina L., Corraze G., Aguirre P., Blanc D., Melcion J.P., Kaushik S., 1999. Digestibility, postprandial ammonia excretion and selected plasma metabolites in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fed pelleted or extruded diets with or without wheat gluten. *Aquaculture*, 179: 45-56 .
- 52) Sales J., 2008. The use of linear regression to predict digestible protein and available amino acid contents of feed ingredients and diets in fish. *Aquaculture*, 278: 128-142.
- 53) Serna C., Ollero A., 2001. A stereo vision system for the estimation of biomass in fish farms. *Proceedings of the 6th IFAC Symposium*, Berlin, Germany, 8-9- Oct. 2001, pp. 185-191.
- 54) Sugiura, S.H., Dong F.M., Rathbone C.K., Hardy, R.W., 1998. Apparent protein digestibility and mineral availability in various feed ingredients for salmonid feeds. *Aquaculture*, 159: 177-202.
- 55) Tibaldi E., 2007. Tecniche di alimentazione e qualità dei Salmonidi prodotti. In *Tecniche di allevamento e trasformazione della trota*, G. Baruchelli (ed.). Istituto Agrario di San Michele All'Adige (TN), pp. 173-186.
- 56) Tibaldi E., Kaushik S.J., 2005. Amino acid requirements of Mediterranean fish species. *Chaiers Options Méditerranéennes*. 63: 59-66.

- 57) Tibaldi E., Tulli F., Messina M., Franchin C., Badini E., 2005. Pea protein concentrate as a substitute for fish meal protein in sea bass diet. *Ital. J. Anim. Sci.*, 4 (Suppl.2): 597-599.
- 58) Tulli F., Tibaldi E., 2001. Apparent nutrient digestibility of different protein sources for sea bass (*Dicentrarchus labrax*), in *Recent Progress in Animal Production Science. Proceeding of the ASPA XIV Congress, Firenze, June 12-15*, pp. 697-699.
- 59) Tulli F., Messina M., Calligaris M., Tibaldi E., 2007. Growth performance of sea bass fed increasing levels of pea-wheat protein in diets varying in fish meal quality. *Ital. J. Anim. Sci.*, 6 (Suppl.1): 833-835.
- 60) Velasquez M., Zamora S., Martinez F.J., 2006. Effect of dietary energy content on gilthead sea bream (*Sparus aurata*) feeding behaviour and nutritional use of the diet. *Aquaculture Nutrition*, 12 (2): 127-133.
- 61) Verlhac V., Vielma J., Gabaudan J., 2008. The use of phytase in aquatic feeds. Available on-line at www.aquafeed.com

**ESCREZIONI DI AZOTO E FOSFORO NELLE PRINCIPALI
TIPOLOGIE DI ALLEVAMENTO INTENSIVO IN ITALIA:
QUANTIFICAZIONE SU BASE AZIENDALE**

*(Intensive livestock in Italy: models to predict nitrogen
and phosphorus excretions on farm basis)*

S. SCHIAVON

Dipartimento di Scienze Animali - Università degli Studi di Padova

RIASSUNTO

Il Decreto Ministeriale MIPAF (2006) "Criteri per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici...", stabilisce valori standard di escrezione dell'azoto per le diverse specie e categorie di animali allevati. Tuttavia l'entità delle escrezioni, anche nell'ambito di una stessa categoria di animali, può variare in modo rilevante in relazione a fattori produttivi, alimentari e manageriali. Così lo stesso Decreto ha previsto la possibilità di effettuare bilanci dell'azoto aziendali adeguati alle specifiche realtà di allevamento, seguendo indicazioni contenute in relazioni scientifiche e manuali indicati dalle Regioni. E' emersa quindi la necessità di realizzare, per le principali tipologie di allevamento, uno strumento che possa consentire di attuare bilanci dei nutrienti a livello aziendale con l'impiego di un numero limitato di parametri facilmente rilevabili. I risultati esposti in questo lavoro derivano, in buona misura, da uno specifico progetto di ricerca finanziato dalla Regione Veneto che si è concretizzato nella messa a punto di strumenti normativi di applicazione del decreto MIPAF (2006). Nei diversi contributi del presente lavoro, dopo un necessario inquadramento del contesto istituzionale e della impostazione metodologica comune, si propongono una serie di modelli che, basandosi sulle attuali conoscenze scientifiche e tecniche, consentono di quantificare le escrezioni di azoto e fosforo negli allevamenti di vacche da latte, di vitelloni, di vitelli a carne bianca, di suini in accrescimento, di scrofe, di centri specializzati nello svezzamento dei suinetti, di ovaiole, di pollastre e avicoli da carne. Il nuovo contesto normativo e la disponibilità di questi modelli può costituire un forte stimolo per lo studio e l'applicazione di strategie di allevamento in grado di coniugare le esigenze di salvaguardia ambientale a quelle connesse all'uso efficiente delle risorse materiali ed economiche.

SUMMARY

The Italian Ministerial Decree MIPAF (2006) "Criteria for the use of agricultural livestock manure ...", provides standard values of nitrogen excretion for the different species and categories of animals. However, the extent of excretion, even within a single category of animals can vary significantly in relation to factors of production, feeding and management. For this reason the same decree allow the single farmer to present a nitrogen and phosphorus balance tailored to the specific farming conditions, following procedures indicated by the regions. Thus, it is required, for the main types of farming, a tool that may help to implement the nutrient balance at the farm level with the use of a limited number of parameters easily detectable. The results presented in this work are derived, in large part, by a special research project funded by the Veneto region which has been reflected in the development of regulatory instruments for the implementation of the EU Nitrate Directive.

In the various contributions of this work, after a necessary framework of the institutional and methodological common basis, offer a number of models, based on current scientific and technical knowledge, which allow the quantification of N and P excretion at farm level for dairy cows, growing cattle, veal calves, sows, piglets, growing pigs, hens, poultry and turkeys. The institutional context and the availability of these models can represent a strong incentive for the study and implementation of strategies of rearing which combine the needs of environmental protection with those related to the efficient use of material and economic resources.

Parole chiave

Modellizzazione, escrezione azotata, escrezione fosforica, allevamento intensivo

Key words

Mathematical models, nitrogen excretion, phosphorus excretion, intensive livestock farms

INTRODUZIONE

Il Decreto MIPAF (2006) "Criteri per l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici...", stabilisce valori standard di escrezione dell'azoto per le diverse specie e categorie di animali allevati. Nonostante la conoscenza di valori standard di escrezione per le varie specie e categorie di animali allevati costituisca un requisito indispensabile va osservato che l'impiego di coefficienti fissi per la quantificazione delle escrezioni definisce, tanto a livello territoriale che a livello aziendale, una relazione molto stretta tra consistenza di allevamento e fabbisogno di superficie agricola utilizzata, e non prende in considerazione le differenze di escrezione che possono sussistere tra le aziende a seguito delle varie pratiche gestionali, alimentari e produttive esistenti.

L'esigenza di effettuare valutazioni dell'escrezione a livello aziendale utilizzando la metodologia del bilancio "apporti alimentari meno ritenzioni nei prodotti animali", è auspicata non solo in sede europea, ma anche in vari punti del decreto MIPAF (2006). Alla base di questa posizione vi sono innanzitutto considerazioni di natura ambientale, volte a spingere il settore ad intervenire sui veri fattori causali nella emissione di potenziali inquinanti. L'applicazione automatica di una serie di coefficienti di escrezione fissi per specie e categoria non dà infatti alcun incentivo alla ricerca e all'applicazione di strategie di riduzione delle emissioni potenziali inquinanti dagli allevamenti, dal momento che una buona tecnica di allevamento non avrebbe modo di differenziarsi da una cattiva tecnica di allevamento. A titolo esemplificativo, merita di essere ricordato a tale proposito che, anche ai fini dell'applicazione della direttiva IPPC nei suini e negli avicoli, gli interventi sulla composizione dei mangimi si configurano come Migliori Tecniche Disponibili (European Commission, 2003) e possono contribuire ad una riduzione delle emissioni a parità di carico di animali allevato per unità di superficie agricola. La possibilità di produrre dei bilanci dei nutrienti, per specifiche realtà aziendali, può consentire all'allevatore di applicare tecniche di allevamento a basso impatto riducendo l'emissione di nutrienti. Questo introduce nel sistema un importante elemento di flessibilità, non solo nello stabilire i rapporti tra capi allevati e superficie disponibile, ma anche per migliorare l'efficienza di conversione dei principi nutritivi e il risparmio di risorse naturali (alimenti, acqua, superfici agricole, ecc).

BILANCI AZIENDALI DEI NUTRIENTI

Proprio in base a queste premesse il decreto MIPAF (2006) ha previsto la possibilità di effettuare di bilanci dell'azoto aziendali adeguati alle specifiche realtà di allevamento, seguendo indicazioni contenute in relazioni scientifiche e manuali indicati dalle Regioni. Si segnala che l'XI rettorato generale della Commissione Europea ha commissionato uno studio (ERM/AB-DLO, 1999, ERM, 2001) finalizzato a stabilire i criteri per la quantificazione aziendale delle escrezioni di azoto nelle diverse specie allevate.

Lo studio ERM (2001) ha evidenziato che, nell'ambito di ciascuna categoria di animali allevati, la forte variabilità delle escrezioni va ascritta principalmente ai consumi alimentari, al contenuto di azoto delle diete, al peso vivo e ai livelli produttivi. Il contenuto azotato dei prodotti (carne, latte, uova ecc.) invece influenza poco le escrezioni, sia perché nell'ambito di una stessa tipologia questo è caratterizzato da variabilità ridotte sia perché le ritenzioni costituiscono una proporzione modesta (20-30%) degli apporti alimentari complessivi di azoto.

Dal momento che consumi alimentari, contenuti di proteina delle diete e livelli di produttivi possono largamente oscillare in relazione alla specie, alla tipologia di animali impiegati, al management alimentare, al mercato delle materie prime, alle finalità produttive e via dicendo (Schiavon, 2002), ne consegue che la definizione di bilanci azotati negli allevamenti deve tener conto delle specifiche situazioni di allevamento e di alimentazione che caratterizzano la realtà regionale e locale.

Va inoltre osservato che stime delle escrezioni basate su misure e analisi chimiche degli effluenti in azienda sono rese poco precise dalle difficoltà di stimare i volumi escreti e di ottenere campioni sufficientemente rappresentativi del materiale prodotto in un anno (ADAS, 2007). L'approccio analitico ha anche il limite che i risultati ottenuti sono applicabili solo per quella data combinazione di fattori e condizioni che si è verificata nel periodo di osservazione e di campionamento (ADAS, 2007). Inoltre attraverso questo sistema non si giunge ad una quantificazione delle escrezioni complessive di azoto a causa della difficoltà di quantificazione delle emissioni gassose (ADAS, 2007).

In questa cornice si sono predisposti dei modelli di stima e delle procedure di rilievo che possono essere applicati per una più precisa quantificazione delle escrezioni aziendali e per promuovere l'adozione di pratiche di allevamento e alimentazione a basso impatto. I dati impiegati nella messa a punto dei modelli derivano in larga parte dai risultati di una precedente ricerca condotta nell'ambito del progetto interregionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" che ha coinvolto unità di ricerca dell'Emilia Romagna, della Lombardia, del Piemonte e del Veneto (Xiccato *et al.*, 2004). Tale progetto ha contribuito alla definizione dei valori standard di escrezione riportati nel decreto MIPAF (2006) per le principali tipologie di allevamento. Parte dei risultati ottenuti in questo progetto sono stati oggetto di relazioni e pubblicazioni (Ceolin *et al.*, 2004; Gallo *et al.*, 2004; Bonazzi *et al.*, 2005; Ceolin *et al.*, 2005; Tagliapietra *et al.*, 2005; Xiccato *et al.*, 2005). I risultati esposti in questo lavoro derivano da uno specifico progetto finanziato dalla Regione Veneto che si è concretizzato nella messa a punto di una procedura informatizzata che consente l'applicazione di bilanci aziendali dell'azoto e del fosforo (Regione Veneto, 2007), in applicazione del decreto MIPAF (2006).

IMPOSTAZIONE METODOLOGICA

Azoto

Nell'elaborare i modelli di calcolo delle escrezioni di azoto per le varie specie e categorie di animali allevati si fatto riferimento all'approccio metodologico proposto da ERM/AB-DLO

(1999) e ERM (2001). In questo approccio, conosciuto come bilancio di massa, l'escrezione totale di azoto viene quantificata come differenza tra il consumo di azoto e la ritenzione nei prodotti. Per il calcolo dell'azoto netto nei reflui, il valore di escrezione totale così trovato viene corretto per un fattore che tiene conto della quota di azoto volatilizzato durante le fasi di rimozione dei reflui dalla stalla e di stoccaggio. Per tutte le specie e categorie considerate la relazione di base utilizzata è la seguente:

$$N_{\text{reflui}} = (N_{\text{consumato}} - N_{\text{prodotti}}) - N_{\text{vol}}$$

dove:

$N_{\text{consumato}}$ è la quantità di azoto consumato. Questo valore è calcolato come prodotto tra il consumo alimentare e il contenuto di azoto delle razioni impiegate. Il consumo alimentare varia in funzione di numerosi fattori tra cui il peso dell'animale, il livello di produzione e da tutti quegli aspetti gestionali che condizionano gli indici di conversione alimentare. In generale il consumo alimentare è difficilmente quantificabile in azienda (ADAS, 2007). Per questo motivo l'ERM (2001) suggerisce il ricorso ad equazioni di previsione dell'ingestione alimentare basate su parametri aziendali più facilmente acquisibili ed accertabili, come il peso vivo e il livello di produzione. La stessa fonte ritiene opportuno che tali equazioni siano preferibilmente sviluppate utilizzando informazioni raccolte in sede locale. Il contenuto di azoto della dieta dipende chiaramente dagli alimenti che la costituiscono e può essere determinato dall'analisi della razione nel suo complesso o dall'analisi dei suoi ingredienti se si conosce la formula alimentare. I contenuti di azoto delle razioni alimentari per una data tipologia di animali allevati variano fortemente tra località in relazione alla disponibilità e ai prezzi delle materie prime alimentari, alle esigenze di mantenere adeguati standard qualitativi dei prodotti per i mercati cui sono destinati, alle pratiche più o meno tradizionali di allevamento e alimentazione del bestiame.

N_{prodotti} è la quantità di azoto ritenuta nei prodotti animali. In generale la quantità di azoto ritenuto/unità di prodotto è relativamente costante nell'ambito di una data tipologia di prodotto. Va inoltre sottolineato che la quantità di N ritenuto costituisce normalmente una frazione relativamente modesta della quantità di azoto consumato. Per questo motivo variazioni anche sensibili dei coefficienti di ritenzione non comportano variazioni altrettanto importanti delle stime dell'azoto escreto (Schiavon, 2002). Ai fini della stima delle escrezioni di azoto, si è quindi giudicato opportuno ricorrere all'impiego di coefficienti di ritenzione ricavati dalla letteratura nazionale e/o internazionale per i vari prodotti di interesse.

N_{vol} rappresenta la quantità di azoto perso per volatilizzazione durante la fase di permanenza in stalla, rimozione, stoccaggio ed eventuale trattamento dei reflui. In generale le perdite volatili di azoto non sono ben caratterizzate (ERM, 2001; NRC, 2002; Chinkin, 2003; EMEP/CORINAIR, 2006). Un'analisi retrospettiva della letteratura pubblicata dal 1994 ha messo in luce l'esistenza di un numero limitato di pubblicazioni che riportano misure dirette delle perdite gassose (NRC, 2002; Chinkin, 2003). Sono invece disponibili diverse reviews, che propongono modelli di stima delle emissioni impiegando fattori di emissione definiti in precedenza (NRC, 2002; Chinkin, 2003). L'ERM (2001), pur suggerendo dei valori di standard per le diverse tipologie di allevamento (prevalentemente ricavati da dati nord europei, in particolare Olandesi, Inglese e Danese), sottolinea comunque la mancanza di informazioni relative all'entità di queste perdite in differenti condizioni, in particolare in quelle mediterranee. I valori di riferimento per la realtà italiana riportati nel MIPAF (2006), derivano principalmente dall'applicazione di modelli di stima basati su dati ottenuti dal CRPA (Mazzotta *et al.*, 2003a,b; Bonazzi *et al.*, 2004; Bonazzi *et al.*, 2005) e sulla letteratura estera (Metz, 1995; Ogink and Kroodsma, 1996; Pfeifer *et al.*, 1994; Smits *et al.*, 1995; Swierstra *et al.*, 1995; Valli *et al.*, 2000; Van't Ooster, 1994). Le perdite gassose variano fortemente in relazione alla specie, all'età e al

livello produttivo, al contenuto di azoto degli alimenti zootecnici, all'efficienza di conversione dell'azoto alimentare in azoto trattenuto nei prodotti, ai sistemi di stabulazione e di stoccaggio delle deiezioni (inclusi i tempi di contenimento, le temperature le precipitazioni, la velocità del vento, il grado di copertura dei contenitori), alle pratiche di trattamento dei reflui, al tempo speso dagli animali all'aperto o in ambiente confinato e così via (NRC, 2002; EMEP/CORINAIR, 2006). Per una valutazione più precisa delle emissioni in una determinata realtà produttiva, sarebbe necessario avere una rappresentazione quantitativa per i vari fattori citati. Per questo motivo appare più ragionevole e più facilmente realizzabile nella pratica, almeno in una fase iniziale, utilizzare fattori medi di emissione in atmosfera per le principali categorie di animali allevati. Questi fattori di emissione possono essere espressi come percentuale dell'azoto totale escreto, così come riportato dall'ERM (2001) e nelle tabelle dell'allegato 1 del MIPAF (2006). L'espressione del fattore di emissione in termini percentuali rispetto all'azoto totale escreto è inoltre giustificato dall'osservazione che, a parità di condizioni, valori più elevati di escrezione sono generalmente correlati a maggiori emissioni in atmosfera (NRC, 2002). Così, nelle procedure di calcolo dell'azoto netto escreto per le diverse tipologie di animali allevati le perdite volatili di azoto sono state espresse in termini percentuali rispetto alla quantità totale di azoto escreto, utilizzando come riferimento i valori riportati nelle tabelle in nota dell'allegato 1 del decreto MIPAF (2006). La modellizzazione delle perdite di azoto in atmosfera conseguente a differenti trattamenti dei reflui zootecnici non costituisce argomento di questo lavoro. Tuttavia si fa presente che i coefficienti di volatilizzazione utilizzati nei modelli proposti possono essere facilmente sostituiti con altri ritenuti più opportuni senza alterare l'impostazione complessiva dell'approccio. A tal fine può essere utile ricordare che nella tabella 3 dell'allegato 1 del decreto MIPAF (2006) vengono riportati diversi coefficienti di perdite volatili di azoto in funzione del tipo di trattamento subito dai liquami suini.

Fosforo

Vari studi sono stati condotti in Italia allo scopo di valutare il contenuto di fosforo nelle razioni, nei prodotti animali e nei reflui, in particolare di suini (Bittante *et al.*, 1991; Russo *et al.*, 1991; Russo *et al.*, 1995; Bosi *et al.*, 1997). Comunque non esistono attualmente valori standard di riferimento che possono essere utilizzati per regolare l'applicazione dei reflui nei suoli agricoli. Sono comunque disponibili alcune linee guida edite da Governi Regionali o Enti di assistenza tecnica che danno indicazioni sui contenuti di P₂O₅ nei reflui per differenti categorie animali (CRPA, 2001). La mancanza di valori legali non è dovuta ad una sottovalutazione dei rischi di eutrofizzazione, ma nella lista di priorità il P è considerato potenzialmente meno inquinante dell'azoto principalmente a causa delle capacità di ritenzione di questo elemento dei suoli italiani, prevalentemente pesanti o di medio impasto. A tale riguardo in Italia, come in altri Paesi mediterranei, invece di considerare gli apporti di fosforo con i reflui zootecnici si sono stabilite delle soglie limite di concentrazione oltre le quali la distribuzione dei reflui è vietata, in particolare nei suoli acidi dove maggiori sono i rischi di mobilizzazione del fosforo. Nonostante il diverso approccio normativo la quantificazione delle escrezioni di fosforo da parte delle diverse tipologie di animali allevati è di grande interesse ai fini di una più precisa caratterizzazione delle proprietà nutritive degli effluenti, anche in ragione di possibili riduzioni dell'impiego di fertilizzanti chimici. Va inoltre considerato che l'approccio metodologico per la quantificazione delle escrezioni di fosforo è molto simile a quello dell'azoto, con la specifica che in questo caso non vi sono perdite di volatilizzazione. Per tutte le specie la relazione utilizzata è stata dunque la seguente:

$$P_{\text{reflui}} = (P_{\text{consumato}} - P_{\text{prodotti}})$$

dove:

$P_{\text{consumato}}$ è la quantità di fosforo consumato. Come per l'azoto il valore è calcolato come prodotto tra il consumo alimentare e il contenuto di fosforo delle razioni impiegate.

P_{prodotti} è la quantità di fosforo ritenuta nei prodotti. Analogamente all'azoto si è ritenuto opportuno ricorrere all'impiego di coefficienti di ritenzione ricavati dalla letteratura nazionale e/o internazionale per i vari prodotti di interesse.

I modelli generali sopra descritti operano su un livello di definizione rappresentato dal capo medio per ciascuna categoria di animali allevati e non sono quindi direttamente applicabili per rappresentare il sistema a livello aziendale (ADAS, 2007). Per trasferirsi dal livello animale a quello aziendale sarà quindi necessario considerare dei fattori di aggiustamento che tengano conto, accanto ai dati di consistenza per ciascuna categoria, della lunghezza dei cicli produttivi, dei tempi di vuoto dovuti a motivi tecnici e sanitari, della mortalità etc (ADAS, 2007). Nei contributi che seguono sono presentate le considerazioni tecniche e le assunzioni effettuate per la definizione delle procedure di calcolo per le più comuni tipologie di allevamento presenti nel territorio.

CONCLUSIONI

Superando le difficoltà e le incertezze di quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo connesse ai metodi semplificati, basati sulla consistenza media di allevamento e su coefficienti standard di escrezione, le procedure proposte consentono di ottenere stime accurate delle escrezioni basate su indici tecnici facilmente rilevabili in azienda. Specifiche funzioni di stima sono state sviluppate per prevedere le ingestioni alimentari durante i cicli produttivi. Gli approcci di calcolo, pur basandosi sul metodo generale proposto dall'ERM (2001), sono stati implementati in una forma che consente di passare da un livello descrittivo, basato sul singolo animale, ad un livello che rappresenta l'azienda nel suo complesso. L'impiego di queste procedure può quindi costituire uno strumento utile per migliorare le pratiche di allevamento non solo in relazione alla quantificazione delle emissioni di nutrienti, ma anche alla valutazione degli indici tecnici aziendali, aspetti che possono avere una forte valenza economica per gli allevatori. Questo strumento può permettere quindi una più semplice individuazione e implementazione delle tecniche e delle strategie di allevamento e di alimentazione più idonee per coniugare le esigenze di produzione con quelle di riduzione dell'impatto derivante dall'attività di allevamento.

Con l'ausilio di questi modelli le Regioni possono predisporre strumenti specifici con l'obiettivo di aiutare gli operatori del settore nella predisposizione delle comunicazioni di utilizzazione agronomica dei reflui. Si ritiene che la graduale implementazione dei modelli e delle procedure di bilancio proposti nelle pratiche di allevamento, anche attraverso mezzi informatici, possa avere notevoli ricadute sul territorio. Le principali sono di seguito elencate.

- Valorizzare quelle situazioni di allevamento in cui l'escrezione di azoto è già al di sotto dei valori standard nazionali;
- Promuovere strategie di contenimento delle escrezioni già in fase di produzione;
- Ridurre la necessità di ricorrere ad altre soluzioni di gestione-trattamento degli effluenti più complesse e impegnative, in termini economici e gestionali, e meno sicure in riferimento alle possibili emissioni di potenziali inquinanti nelle diverse componenti ambientali (aria, acqua e suolo);
- Fornire elementi quantitativi (contenuti di azoto e fosforo) necessari per la caratterizzazione dei reflui di allevamento al fine di valorizzarne le proprietà fertilizzanti e ammendanti e promuoverne l'impiego in sostituzione dei fertilizzanti chimici.

- Promuovere la ricerca, lo sviluppo e l'applicazione di tecnologie finalizzate al miglioramento dell'efficienza di conversione delle materie prime e alla ottimizzazione d'uso delle risorse ambientali con riflessi positivi tanto sul piano della protezione ambientale che su quello della sostenibilità economica dell'attività di allevamento.

RINGRAZIAMENTI

Gli Autori desiderano ringraziare la Regione Veneto che ha finanziato il progetto nell'ambito del progetto "Strumenti per l'applicazione ed il monitoraggio della Direttiva Nitrati" e la Provincia di Padova che ha finanziato una borsa di dottorato di ricerca finalizzata su questi temi.

BIBLIOGRAFIA

- 1) ADAS, 2007. ADAS report to DEFRA. Supporting paper F2 for the consultation on the implementation of the nitrates directive in England. Home page: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/nitrate/pdf/consultation-supportdocs/f2-excreta-n-output.pdf>
- 2) Bittante G., Ramanzin M., Schiavon S., 1991. La ritenzione di fosforo nei suini in accrescimento. Rivista di suinicoltura 32:81-86.
- 3) Bonazzi G., C. Fabbri C., 2004. Calcolo delle emissioni in atmosfera dall'allevamento suinicolo e avicolo: il modello NetIPPC [Computing the gas emission of pig and poultry housing into atmosphere: the NetIPPC model]. CRPA Notizie, 11/2004.
- 4) Bonazzi G, Crovetto M, Della Casa G, Schiavon S., Sirri F., 2005. Evaluation of Nitrogen and Phosphorus in Livestock manure: Southern Europe (Italy). In: Nutrients in Livestock manure. 14 febbraio. European Commission Directorate General Environment. EC Workshop on Nutrients in livestock manure. Directorate B – Protecting the Natural Environment. Albert Borschette Centre, rue Froissart 36, 1040 Brussels.
- 5) Bosi P, Macchioni P., Russo V., 1997. Dietary means to reduce phosphorus pollution from finishing heavy pigs. Pig New Inf. 18:117N-121N.
- 6) Ceolin C., Schiavon S., Tagliapietra F., Gallo L., 2004. Performance produttive e bilancio dell'azoto in allevamenti specializzati nello svezzamento di suinetti. Atti 58° Convegno Nazionale S.I.S.Vet. 23-25 settembre, Grado (GO), 58:481-482.
- 7) Ceolin C., Tagliapietra F., Schiavon S., 2005. Sow rearing in North Italy. I Analysis of technical and productive characteristics of different herds. Italian Journal of Animal Science, 4:473-475.
- 8) Chinkin L.R., Ryan P.A., Coe D.L., 2003. Recommended improvements to the CMU ammonia emission inventory model for use by LADCO. Revised final report 902350-2249-FR2 STI, Petaluma, CA, USA.
- 9) CRPA, 2001. Liguami Zootecnici – Manuale per l'utilizzazione agronomica. Edizioni L'Informatore Agrario, Bologna.
- 10) EMEP/CORINAIR, 2006. Emission Inventory Guidebook – Manure management regarding nitrogen compound. European Environment Agency, Brussels.
- 11) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium
- 12) ERM/AB-DLO, 1999. Establishment of criteria for the assessment of the nitrogen content of animal manures, European Commission, Final report November 1999, Brussels, Belgium.
- 13) European Commission, 2003. Integrated pollution prevention and control. Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs. European Commission, Bruxelles, Belgium, http://www.jrc.cec.eu.int/eippcb/doc/ilf_bref_0703.pdf

- 14) Gallo L., Schiavon S., Bittante G., Contiero B., Dalle Rive G., Tondello L., 2004. Nitrogen excretion estimates for beef cattle using farm data from intensive italian herds. 55° Annual Meeting of the EAAP. 5-9 September, 55:353.
- 15) Mazzotta V., G. Bonazzi, C. Fabbri and L. Valli. 2003a. Emissione di ammoniaca e di composti ad effetto serra dagli allevamenti di suini: fattori di emissione e tecniche di riduzione [Ammonia and greenhouse gas emission of pig husbandry farms: emission factors and reduction techniques]. ENEA, Rome (Italy).
- 16) Mazzotta V., G. Bonazzi, C. Fabbri and L. Valli. 2003b. Emissione di ammoniaca e di composti ad effetto serra dagli allevamenti di galline ovaiole: fattori di emissione e tecniche di riduzione [Ammonia and greenhouse gas emission of poultry farms: emission factors and reduction techniques]. ENEA, Roma (Italia).
- 17) Metz, J.H.M., Ogink, N.W.M., Smits, M.C.J., 1995. Research on housing systems and manure treatment to reduce ammonia emission in dairy husbandry. In: W. Luten, H. Snok, S. Schukking and M. Verboon (eds.). Applied research for sustainable dairy farming. Proceedings of the symposium, 31 May to 2 June, 1995, p. 36-39. Research Station for Cattle Sheep and Horse Husbandry, Lelystad, The Netherlands.
- 18) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 "Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152". In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dti-dciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzwjtryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407_DI_SR_effluentiallevamento.pdf
- 19) NRC, 2002. The Scientific basis for estimating emission from animal feeding operations. National Academy Press, Whashington D.C.
- 20) Ogink, N.W.M., Kroodsmas, W., 1996. Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or a formalin solution. Journal of Agricultural Engineering Research 63:197-204.
- 21) Pfeiffer, A., Arends, F., Steffens, G., Langholz, H.J., 1994. Ammonia emissions originating from naturally ventilated dairy cow housing systems with different dung systems. In: J.E. Hall (ed.). Animal Waste Management, Proceedings of the Seventh Technical Consultation on the SCORENA Network on Animal waste Management, Bad Swischenahn, Germany, 17 – 20 May 1994, p. 39-44. Technical Series 34, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- 22) Regione Veneto, 2007. Decreto della Giunta Regionale n. 2439 del 7/8/2007, Allegato D. Home page: <http://www.regione.veneto.it/NR/rdonlyres/1423D7A2-7B83-4429-B0C4-BE1CD7FFE3F2/0/AllegatoDBilancioazotato.pdf>
- 23) Russo V. Bosi P., Macchioni P., 1991. Possibilità di ridurre il fosforo nei liquami suini attraverso l'alimentazione. L'Informatore agrario 18:39-45.
- 24) Russo V. Bosi P., Macchioni P., Sequenza S., 1995. Alimentazione del suino pesante e riduzione del rilascio di fosforo nell'ambiente. L'informatore agrario 16:45-48.
- 25) Schiavon S., 2002. Inquinamento zootecnico: una rivalutazione del ciclo biologico nelle nuove prospettive della ricerca tecnica. Parte II Criteri di valutazione dell'impatto ambientale degli allevamenti e proposte di aggiornamento della normativa. Rivista di Diritto Agrario 81(1):121:148.
- 26) Smits, M.C.J., Valk, H., Elzing, A., Keen, A., 1995. Effect of protein nutrition on ammonia emission from a cubicle house for dairy cattle. Livestock Production Science 44:147-156.
- 27) Swierstra, D., Smits, MC.J., Kroodsmas, W., 1995. Ammonia emission from cubicle houses for cattle with slatted and solid floors. Journal of Agricultural Engineering Research 62:127-132.

- 28) Tagliapietra F., Ceolin C., Schiavon S., 2005. Sow rearing in North Italy. II. Analysis of N balance in different herds. *Italian Journal of Animal Science* 4:476-478.
- 29) Valli, L., Fabbri, C., Bonazzi, G., 2000. A national inventory of ammonia and greenhouse gas emissions from agriculture in Italy. UN-ECE Meeting, Bern, September 2000.
- 30) Van 't Ooster, A., 1994. Using natural ventilation theory and dynamic heat balance modeling for real time prediction of ventilation rates in naturally ventilated livestock houses. In: Report No. 94-C-026, XII World Congress on Agricultural Engineering, Milano, Italy.
- 31) Xiccato G., Bailoni L., Bittante G., Gallo L., Gottardo F. Mantovani R., Schiavon S., 2004. Bilancio dell'azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli. Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - Report finale, Regione Veneto, Italia
- 32) Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science*, vol. 4(3):103-111.

1. ALLEVAMENTI DI VACCHE DA LATTE

STEFANO SCHIAVON, LUIGI GALLO, MATTEO DAL MASO,
ALESSANDRO CALLIMAN, LUCIA BAILONI

DEFINIZIONE DEL MODELLO

L'escrezione di nutrienti negli allevamenti di vacche da latte è influenzata da un elevato numero di fattori. I principali riguardano la consistenza e la mole dei capi in produzione e dei capi da rimonta, i livelli produttivi e i contenuti di azoto e fosforo delle razioni alimentari (ERM/AB-DLO, 1999; ERM, 2001; ADAS, 2007). Nel predisporre il modello ci si è proposti di creare un sistema in grado di tener conto di tutti questi fattori in modo integrato. In questo modo l'azienda che impiega la procedura può arrivare ad una definizione sufficientemente precisa delle escrezioni in base alle proprie condizioni di allevamento. Questo può aiutare anche ad individuare la strategia gestionale e/o di alimentazione che si ritiene più opportuna per ridurre le escrezioni, operando sulla scelta della razza, sulle consistenze degli animali in produzione e dei capi da rimonta, sui livelli di produzione, sulle modalità di alimentazione e sulle caratteristiche nutrizionali delle razioni impiegate. I necessari elementi di input che devono essere raccolti per l'applicazione del modello sono di seguito descritti.

Consistenze di allevamento

Per consistenza di allevamento si intende il numero di capi mediamente presenti nell'allevamento nel corso dell'anno. E' opportuno ripartire le consistenze dei capi (lattifere e capi da rimonta) di grande e di piccola mole (vedi considerazioni fatte al punto successivo). Si fa presente che i dati di consistenza rilevabili in azienda possono essere confrontati con quelli riportati nei seguenti documenti:

- per i capi in produzione:
 - Per le aziende con capi iscritti ai libri genealogici: Documenti ufficiali APA;
 - Per le altre aziende: dichiarazione riportata sul Modello L1 del sistema informativo agricolo nazionale (SIAN), documento che l'allevatore compila su modulo cartaceo, e che conserva, dove si riporta il numero di vacche detenute nell'annata agraria.
- per i capi da rimonta (vitelle e manze)
 - Per le aziende con capi iscritti ai libri genealogici: Documenti ufficiali APA;
 - Per le altre aziende: si tratta di verificare il registro di carico scarico in cui sono presenti tutti i capi ma che non sono distinti per categoria. In mancanza di informazioni specifiche relative al numero di capi da rimonta presenti in allevamento si può considerare che nelle razze di grande mole il numero di capi da rimonta rispetto al numero di vacche in produzione sia mediamente pari all'82% (Bittante *et al.*, 2004), mentre per le razze di piccola mole, essendo la quota di rimonta più contenuta, si propone un valore di riferimento pari al 60%. L'impiego di coefficienti fissi può comunque penalizzare quelle realtà aziendali in cui la quota di rimonta è inferiore rispetto alla media. Laddove esistano situazioni che si discostano dai valori percentuali sopra riportati (acquisizione rimonta dall'esterno, affidamento della rimonta a centri specializzati, ecc) si dovranno dichiarare e documentare tali differenze.

Peso vivo medio

Peso vivo medio del capo in produzione (PVM):

$$PVM = (CM_V_G*620+CM_V_P*500)/CM_V; \quad \text{kg/capo} \quad (1)$$

dove:

CM_V_G = consistenza media vacche di grande mole;

CM_V_P = consistenza media vacche di piccola mole;

CM_V = consistenza media totale vacche;

620 = peso vivo medio vacche di grande mole, dal primo parto a fine carriera (kg);

500 = peso vivo medio vacche di piccola mole, dal primo parto a fine carriera (kg).

L'equazione proposta è finalizzata ad ottenere un valore di peso vivo rappresentativo della vacca media presente in azienda. Dal momento che la mole dell'animale può influenzare in una certa misura l'entità delle escrezioni, lo studio dell'ERM (2001) distingue categorie di animali di piccola mole (ad es. Jersey), con un peso vivo adulto di 425 kg, ed animali di grande mole (es. Holstein), con peso adulto di 650 kg. Per vacche adulte di grande mole l'ADAS (2007) propone un valore di 600 kg. Tenendo presente su base territoriale vi può essere una significativa presenza di vacche appartenenti a razze di mole intermedia (peso vivo adulto intorno a 500 kg) si è proceduto ad una prima classificazione delle razze in base alla tabella 1 di seguito riportata. Ovviamente, la lista può essere integrata con informazioni relative ad altre razze. Le informazioni relative al peso vivo sono state ricavate da informazioni rese disponibili dal Dipartimento di Scienze Animali, dalle diverse APA del Veneto e dal sito <http://www.agraria.org/>.

Tabella 1 - Classificazione delle razze bovine e bufalina in funzione della mole

Razze piccola mole (Peso vivo = 500 kg)	Razze di grande mole (Peso vivo = 620 kg)
Jersey, Rendena, Burlina, Valdostana pezzata nera, Valdostana pezzata rossa, Grigio alpina, Meticcia	Frisona, Pezzata rossa, Bruna, Bufala

Produzione di latte

L'equazione proposta è finalizzata ad ottenere un dato di produzione media per capo. I valori di produzione delle singole aziende sono pubblicamente disponibili sul sito del Sistema Informativo Agricolo Nazionale <http://www.sian.it/lattepubb/loadComuniRicercaQuote.do> e riguardano le consegne di latte relative all'ultima annata agraria.

Produzione media annuale di latte per capo in produzione (Latte_V):

$$\text{Latte_V} = \text{Latte_az} / \text{CM_V} * 1000; \quad \text{kg/capo/anno} \quad (2)$$

dove: Latte_az = produzione media annuale di latte dell'azienda espressa in ton/anno.

Ingestione di sostanza secca

L'ingestione di sostanza secca è difficilmente ricavabile sulla base di informazioni aziendali riguardanti i consumi alimentari. Da qui l'esigenza di stimare i consumi alimentari sulla base di altri parametri di più semplice controllo (ADAS, 2007). Numerosi tentativi sono stati effettuati per costruire equazioni di previsione dell'ingestione di sostanza secca, ma in molti casi queste equazioni richiedono un numero elevato di variabili che ne rendono inappropriato l'uso per gli scopi del presente lavoro (ADAS, 2007). Sono comunque disponibili funzioni che prevedono il solo impiego del peso vivo e della produzione di latte come variabili indipendenti (Chase and Sniffen, 1985; NRC, 2001; ERM, 2001), anche se, come evidenziato da ADAS (2007), l'applicazione di queste equazioni può comportare differenze abbastanza rilevanti tra stime e valori misurati sul campo. Allo scopo di verificare la possibilità di utilizzare l'equazione proposta all'ERM (2001) anche per le condizioni del nostro territorio, si sono analizzati i dati di 212 aziende (Schiavon *et al.*, su dati APA 2006 non pubblicati) con capi di

razza Frisona, Pezzata rossa, Bruna e Rendena, di cui si conoscevano le produzioni di latte e i consumi alimentari attesi, in base alle formule alimentari preparate da tecnici APA (Associazioni Provinciali Allevatori). I dati di produzione di latte (x) sono stati messi in relazione ai consumi attesi di sostanza secca (y) derivanti dalle formule alimentari o dall'applicazione dell'equazione proposta dall'ERM (2001). I risultati sono dati in Figura 1.

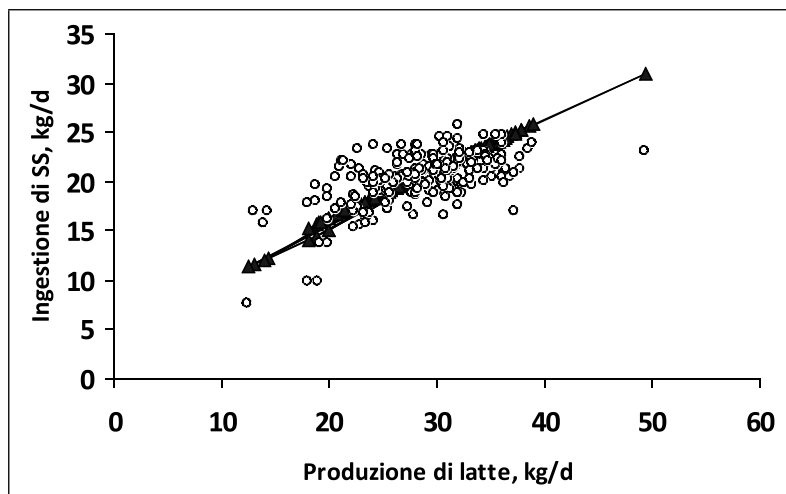


Figura 1 - Relazione tra produzione di latte e stima dell'ingestione di sostanza secca utilizzando l'equazione dell'ERM (2001) (▲) e valori di ingestione di SS riscontrati nelle formule alimentari di 212 aziende (○). L'equazione proposta dall'ERM (2001) è la seguente $INGSS (kg/d) = 0,052 * PVm^{0,75} + 0,5 * \text{produzione di latte}$.

Tabella 2 - Confronto tra stime di ingestione di SS derivanti da formule alimentari e dall'applicazione dell'equazione proposta dall'ERM (2001) in 212 aziende con bovini di razza Frisona, Bruna, Pezzata Rossa e Rendena

Classe di produzione di latte kg/capo/d	Aziende n.	Produzione latte kg/d		Ingestione di SS da formula alimentare kg/d		Ingestione di SS da ERM (2001) kg/d	
		Media	DS	Media	DS	Media	DS
10-20	12	17,1	2,8	15,0	3,9	14,0	1,8
20-25	37	22,9	1,4	19,1	2,3	17,7	0,7
25-30	73	27,8	1,4	20,6	1,6	20,2	0,7
30-35	69	32,1	1,4	21,3	1,8	22,4	0,7
35-50	21	36,9	2,9	21,7	1,8	24,9	1,5

Il grado di precisione delle stime appare alquanto limitato se si considerano le singole aziende. Del resto è noto che i dati di formulazione rappresentano solo in parte gli effettivi consumi alimentari da parte degli animali, dal momento che la formula teorica differisce da quella prodotta durante la preparazione del carro miscelatore e da quella effettivamente consumata dagli animali. Ciononostante, mediando i valori aziendali per classi di produzione (tabella 2) la corrispondenza tra le stime di ingestione da formula alimentare e quelle derivanti dall'equazione ERM (2001) appare sufficiente, anche se i dati ERM (2001) sottosti-

mano le ingestioni ai livelli di produzione più bassi e sovrastimano le ingestioni ai livelli di produzione più elevati.

Il grado di correlazione tra le stime di ingestione ERM (2001) e i valori di ingestione attesi in base alle formule alimentari è risultato pari al 57% con un deviazione standard pari a 2,0 kg/d. I risultati ottenuti ci consentono di assumere che, per gli scopi del presente lavoro, l'impiego della formula ERM (2001) possa consentire stime dell'ingestione accettabili. L'ADAS (2007), utilizzando un approccio simile è giunto ad analoghe conclusioni.

Il sistema di equazioni successivamente descritto (eq. n. 3 - 6) è quindi finalizzato a stimare le ingestioni di sostanza secca, in funzione del peso vivo medio metabolico e del livello di produzione per ciascun gruppo alimentare (1,...,4) eventualmente presente in azienda. Va sottolineato che nella pianura padana la grande maggioranza delle aziende impiega la tecnica dell'unifeed (*Total Mixed Ration*) con un unico gruppo di alimentazione (Bittante *et al.*, 2004). Dall'indagine di Bittante *et al.* (2004) che ha interessato 104 allevamenti del Veneto risulta che vi è una quota significativa di allevamenti in cui si pratica l'unifeed con più gruppi di alimentazione, in relazione alla fase di lattazione e/o al livello produttivo (*multiphase feeding*). Risulta anche che il ricorso al pascolo aziendale è una pratica sostanzialmente assente per gli allevatori di razza Frisona, mentre circa un quarto delle aziende di razza Bruna e ben due terzi delle aziende di razza Rendena utilizza pascolo per i propri animali; in tutti i casi, però, tale pratica interessa le sole categorie di manze e vacche asciutte per periodi sostanzialmente ridotti nell'anno. Le funzioni per la stima dell'ingestione di sostanza secca, di seguito riportate, sono state studiate in modo da consentire l'applicazione del metodo di bilancio in aziende che adottano differenti modalità di distribuzione degli alimenti.

Ingessione media giornaliera di sostanza secca per gruppo e per capo in lattazione (kg/capo/giorno) (3)

Gruppo 1	perm ₁ >0 , <100	INGSS ₋₁ = 0,052*PVM ^{0.75} + 0,5*Latte_V ₋₁
Gruppo 2	se perm ₂ =0	INGSS ₋₂ = 0 altrimenti: INGSS ₋₂ = 0,052*PVM ^{0.75} + 0,5*Latte_V ₋₂
Gruppo 3	se perm ₃ =0	INGSS ₋₃ = 0 altrimenti: INGSS ₋₃ = 0,052*PVM ^{0.75} + 0,5*Latte_V ₋₃
Gruppo 4	se perm ₄ =0	INGSS ₋₄ = 0 altrimenti: INGSS ₋₄ = 0,052*PVM ^{0.75} + 0,5*Latte_V ₋₄

Dove:

- Latte_V₋₁; Latte_V₋₂; Latte_V₋₃; Latte_V₋₄ indicano le produzioni medie giornaliere di latte rilevate nell'ambito di ciascun gruppo di alimentazione.
- perm_{1..4} indicano la permanenza media dei capi nei gruppi di alimentazione fatto 100 la durata della lattazione.

Ingessione media giornaliera di sostanza secca per capo in lattazione (kg/capo/giorno) (4)

$$INGSS_{lat} = INGSS_{-1} * Perm_{-1} / 100 + INGSS_{-2} * Perm_{-2} / 100 + INGSS_{-3} * Perm_{-3} / 100 + INGSS_{-4} * Perm_{-4} / 100$$

Ingessione media giornaliera di sostanza secca per capo in asciutta (kg/capo/giorno) (5)

$$INGSS_{asc} = 0,052 * PVM^{0.75}$$

L'equazione indicata per la stima dell'ingestione di sostanza secca deriva da quella dall'ERM (2001)

Ingessione annuale di sostanza secca per capo inclusa la fase di asciutta (kg/anno) (6)

$$INGSS = [(INGSS_{lat}) * 0,82 + INGSS_{asc} * (1 - 0,82)] * 365$$

dove: 0,82 = frazione di anno passato in lattazione

Contenuti medi di proteina grezza, azoto e fosforo delle razioni

Dai dati di formulazione raccolti da Dal Maso *et al.* (2009) su 89 allevamenti si possono trarre utili indicazioni sulle caratteristiche medie di composizione alimentare e chimico nutrizionale di razioni destinate a vacche in lattazione con una media produttiva di 30 kg latte/capo/d nel Veneto (tabella 3).

L'impiego di insilato di mais è nettamente prevalente su tutti gli altri costituenti alimentari (20 kg/capo/d). I foraggi a fibra lunga, quasi esclusivamente rappresentati da fieni di leguminose, di prati polifiti e di graminacee, sono inclusi in quantità prossime a 5,5 kg/capo/d. Gli alimenti concentrati, cereali, farine e pannelli proteici (principalmente soia e pannello di cotone), e mangimi commerciali nel loro complesso sono somministrati in dosi pari a 10 kg/d, che aumentano però fino a superare gli 11,5 kg/d se si considerano anche le miscele di produzione aziendale. Vi è anche un certo impiego di polpe secche di barbabietola (0,46 kg/d) come fonte di carboidrati fermentescibili, ma tale impiego non è comune a tutti gli allevamenti analizzati. Per quanto riguarda le caratteristiche nutrizionali si osserva una concentrazione energetica prossima a 0,94 UFL/kg SS, un contenuto di NDF intorno al 35% SS, tenori di proteina grezza prossimi al 15% SS e di fosforo totale pari allo 0,4% SS. Non appare significativo l'aumento dei contenuti proteici con l'aumentare della produzione giornaliera di latte e la variabilità fra allevamenti appare considerevole (figura 2).

Tabella 3 - Composizione alimentare e caratteristiche nutrizionali di razioni per vacche da latte raccolti in 115 allevamenti del Veneto nel 2006 (Dal Maso *et al.*, 2009).

	Media	Deviazione standard
Ingredienti alimentari (kg/capo/d):		
- Insilato e pastone di mais	20,0	4,30
- Foraggi di leguminose	2,91	1,80
- Foraggi di prati polifiti e graminacee	2,53	2,04
- Cereali, farine e granelle	5,50	2,73
- Farine e pannelli proteici	2,69	2,06
- Mangimi commerciali	2,19	2,18
- Altri ingredienti (miscele aziendali)	1,46	3,38
- Polpe secche di barbabietola	0,46	0,91
- Integratori vitaminici minerali	0,03	
- Acqua	0,90	1,7
Totale	38,62	3,55
Composizione chimico-nutrizionale		
- Sostanza secca %	53,98	0,04
- UFL (unità/kg SS)	0,94	0,04
- NDF % SS	34,7	2,52
- Proteina grezza (% SS)	15,15	1,11
- Fosforo totale % SS	0,40	0,09

Questi risultati sono assai simili a quelli riscontrati nell'ambito del progetto inter-regionale "bilancio dell'azoto negli allevamenti di vacche da latte e vitelloni" da Bittante *et al.* (2004) per il Veneto, da De Roest e Speroni (2004) per l'Emilia Romagna e da Crovetto (2004) per la Lombardia e possono pertanto essere considerati sufficientemente rappresentativi dei contenuti medi di proteina grezza riscontrati nelle razioni per le lattifere della pianura padana.

Essi costituiscono quindi un riferimento utile per valutazioni effettuabili sia livello territoriale che aziendale.

Ai fini dell'applicazione del modello di bilancio aziendale delle escrezioni è necessario procedere ad un accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo delle razioni utilizzate. Gli elementi rilevanti contenuti nella procedura proposta, che un tecnico responsabile dovrebbe seguire, riguardano: i) il rilievo della modalità di alimentazione (Unifeed a gruppo unico o con più gruppi, unifeed con alimenti distribuiti a parte, alimentazione tradizionale); ii) l'identificazione dei gruppi di animali in lattazione con differenti razioni alimentari e il rilievo per ciascun gruppo della permanenza percentuale media e dei livelli di produzione di latte; iii) la raccolta e l'analisi dei campioni alimentari per la determinazione analitica dei contenuti medi di proteina grezza e fosforo; iv) la conservazione della documentazione raccolta.

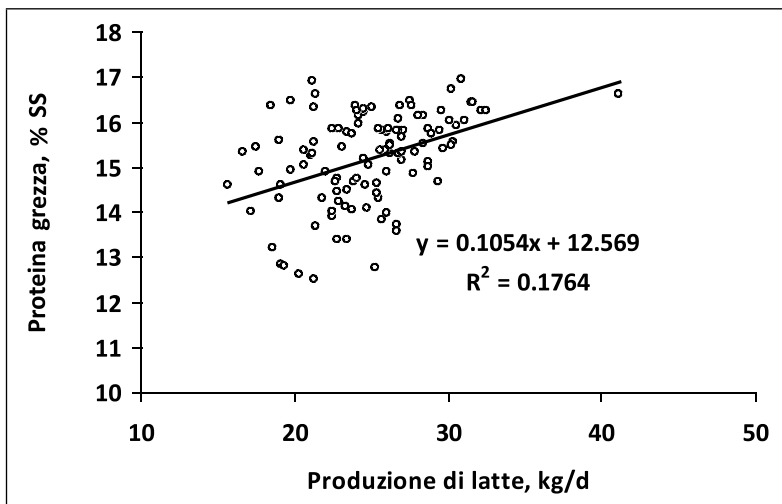


Figura 2 - Relazione tra produzione di latte e tenori di proteina grezza di razioni destinate a vacche in lattazione in 115 allevamenti del Veneto (Dal Maso et al., 2009)

I dati raccolti in azienda potranno quindi essere utilizzati per la stima dei parametri descritti (eq. 7 – 13). Come già osservato, nella realtà produttiva padana la situazione di gran lunga prevalente è quella di aziende che praticano l'unifeed con un unico gruppo di alimentazione. In questa situazione le procedure di raccolta, analisi e determinazione dei contenuti di nutrienti delle razioni consumate dagli animali è relativamente semplice.

Contenuto medio di proteina grezza della sostanza secca consumata in lattazione (kg/kg) (7)

$$PG_{lat} = [PG_{-1} * INGSS_{-1} * Perm_{-1} + PG_{-2} * INGSS_{-2} * Perm_{-2} + PG_{-3} * INGSS_{-3} * Perm_{-3} + PG_{-4} * INGSS_{-4} * Perm_{-4}] / INGSS_{lat} / 10000$$

Dove: $PG_{-1, \dots, 4}$ è il contenuto % di proteina grezza delle razioni impiegate nei gruppi alimentari da 1 a 4.

Contenuto di proteina grezza media della sostanza secca consumata in asciutta (kg/kg) (8)

$$PG_{asc} = 0,118$$

Contenuto di proteina grezza media della sostanza secca consumata annualmente (kg/kg) (9)

$$PG_{ss} = [PG_{lat} * (INGSS_{lat}) * 0,82 + PG_{asc} * INGSS_{asc} * (1 - 0,82)] / (INGSS / 365)$$

Contenuto di azoto della sostanza secca consumata (kg/kg) (10)

$$N_{ss} = PG_{ss}/6,25$$

Contenuto medio di fosforo della sostanza secca consumata in lattazione (kg/kg) (11)

$$P_{lat} = [(P_{-1} * INGSS_{-1} * Perm_{-1} + P_{-2} * INGSS_{-2} * Perm_{-2} + P_{-3} * INGSS_{-3} * Perm_{-3} + P_{-4} * INGSS_{-4} * Perm_{-4}) / INGSS_{lat} / 10000]$$

dove: $P_{-1, \dots, 4}$ è il contenuto % di fosforo delle razioni impiegate nei gruppi alimentari da 1 a 4.

Contenuto medio di fosforo della sostanza secca consumata in asciutta (kg/kg) (12)

$$P_{asc} = 0,004$$

Contenuto medio di fosforo della sostanza secca consumata (kg/kg) (13)

$$P_{ss} = [P_{lat} * (INGSS_{lat}) * 0,82 + P_{asc} * INGSS_{asc} * (1 - 0,82)] / (INGSS / 365)$$

BILANCI ANNUI DELL'AZOTO E DEL FOSFORO RIFERITI ALLA LATTIFERA

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa. I consumi di azoto sono determinati moltiplicando l'ingestione stimata di sostanza secca (in funzione del peso vivo e della produzione di latte) per il contenuto medio di azoto delle razioni (determinazione analitica). Per le ritenzioni si considera il contenuto di proteina grezza del latte ($N * 6,39$), rilevato sulla base dei documenti dei controlli funzionali AIA o dei reports di analisi latte-qualità rilasciati dall'acquirente. La ritenzione di azoto nei tessuti corporei della vacca e del vitello vengono calcolati ponderando i valori proposti dall'ERM (2001) per vacche di grande mole (1,9 kg/anno) e di piccola mole (1,0 kg/anno) con i dati delle relative consistenze. Per quanto riguarda il fosforo contenuto nel latte, pur essendosi riscontrata una certa variabilità (DIAS, 1998; Mariani *et al.*, 1998; Wu *et al.*, 2001) si è assunto un valore pari a 1,05 g per kg di latte prodotto. Analogamente, per le ritenzioni di fosforo nei tessuti della vacca e del vitello di grande mole si sono assunte ritenzioni corporee pari a 0,38 kg/anno (NRC, 2001). Le ritenzioni di fosforo relative alle razze di mole intermedia sono state proporzionalmente ridotte a 0,31 kg/anno.

Azoto consumato (kg/capo/anno) (14)

$$N_C = INGSS * N_{ss}$$

Azoto ritenuto (kg/capo/anno) (15)

$$N_R = Latte_V * (PG_{latte} / 100) / 6,39 + (1,9 * CM_V_G + 1,0 * CM_V_P) / CM_V$$

dove: 1,9 è la ritenzione annua di N nei tessuti della vacca e del vitello per soggetti di grande mole
 1,0 è la ritenzione annua di N nei tessuti della vacca e del vitello per soggetti di piccola mole

Azoto escreto (kg/capo/anno) (16)

$$N_{ex} = N_C - N_R$$

Azoto netto al campo (kg/capo/anno) (17)

$$N_{netto_V} = N_{ex} * (1 - k_{vol})$$

Dove: k_{vol} = coefficiente di volatilizzazione dell'azoto; $k_{vol} = 0,28$ (DM 7/4/2006).

$$\frac{\text{Fosforo consumato (kg/capo/anno)}}{P_C = \text{INGSS} * P_ss} \quad (18)$$

$$\frac{\text{Fosforo ritenuto (kg/capo/anno)}}{P_Rit = \text{Latte_V} * P_latte/1000 + (0,38 * \text{CM_V_G} + 0,31 * \text{CM_V_P})/\text{CM_V}} \quad (19)$$

dove: P_latte = contenuto medio di fosforo del latte = 1,05 g/kg
 0,38 = è la ritenzione annua di P nei tessuti della vacca e del vitello per soggetti di grande mole (kg)
 0,31 = è la ritenzione annua di P nei tessuti della vacca e del vitello per soggetti di piccola mole (kg)

$$\frac{\text{Fosforo escreto (kg/capo/anno)}}{Pex_V = P_C - P_Rit} \quad (20)$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO TOTALE E NETTO DELLE LATTIFERE

Dall'applicazione delle funzioni sopra riportate si giunge ad una stima delle escrezioni di azoto totale delle lattifere in funzione della mole, del livello di produzione e del contenuto di azoto medio delle razioni (tabella 4).

Tabella 4 – Escrezione totale di azoto della lattifera (esclusa la rimonta). Valori attesi in base alla mole, al livello di produzione e al contenuto medio di proteina grezza delle razioni aziendali

Produzione di latte kg/capo/anno	Lattifere di piccola mole				Lattifere di grande mole					
	3000	4000	5000	7000	4000	5000	6000	7000	8000	10000
PG media razioni, % SS	Produzione di N kg/capo/anno									
13,0	57	61	67	78	68	74	79	83	89	100
14,0	63	68	74	86	75	82	88	93	100	111
14,5	65	71	78	90	79	85	92	99	104	117
15,0	68	75	82	94	82	89	96	103	110	124
15,5	71	78	85	100	86	93	100	107	115	129
16,5	74	81	89	104	89	97	104	113	119	135
17,0	79	88	96	113	96	104	113	121	131	147
17,5	82	90	100	117	100	108	117	126	135	153

I valori riportati dall'ERM (2001) per vacche di grande mole (650 kg – peso adulto) si riferiscono ad una produzione di latte 7000 kg/anno e a un contenuto di proteina grezza medio delle razioni pari al 17,5% (N*6,25). Per questa situazione l'ERM (2001) stima una escrezione totale di azoto pari a 128 kg/anno, valore equivalente ai 126 kg/anno riportati in tabella 4 per le medesime condizioni.

La differenza, trascurabile, è da imputare al fatto che l'ERM (2001) considera nei calcoli il peso adulto della vacca (650 kg), mentre nella procedura proposta il peso è ridotto a 620 kg, come media tra il primo parto e la riforma. Nello studio condotto in Italia da Bittante *et al.* (2004) e Xiccato *et al.* (2005) si sono raccolti dati riguardanti l'alimentazione e le produzioni di 104 allevamenti da latte rappresentativi di aziende soggette ai controlli funzionali (me-

dio-alta). Le razioni alimentari, basate su insilato di mais, cereali e soia, avevano un contenuto medio di proteina grezza del 15,3% e la produzione di latte è stata, in media pari a 8366 kg/anno (valore quasi coincidente con quello medio nazionale dei capi sottoposti a controllo funzionale – AIA, 2006). Usando il metodo di bilancio l'escrezione di azoto è risultata pari a 116 kg/vacca/anno, valore più contenuto allo standard (128 kg) proposto dall'ERM (2001) nonostante il più elevato livello produttivo. La differenza è sostanzialmente dovuta ai livelli medi di proteina grezza delle razioni (15,3%), sensibilmente più contenuti di quelli (17,5%) assunti dall'ERM (2001). La relazione tra contenuto di azoto della razione e livello di escrezione è riportata in figura 3.

Il valore standard di proteina grezza delle razioni per vacche da latte assunto dall'ERM (2001) è stato giudicato troppo elevato anche per le condizioni del Regno Unito (ADAS, 2007), soprattutto in considerazione del fatto che non si tiene conto che durante il periodo di asciutta le vacche ricevono razioni con livelli di proteina grezza sensibilmente più contenuti. L'ADAS (2007) propone quindi un valore medio di proteina grezza delle razioni per vacche in produzione pari al 16,5%. Con tale assunzione, utilizzando dati di produzione tipici delle condizioni Regno Unito, l'ADAS (2007) indica un valore di azoto escreto pari a 117 e 89 kg N/capo/anno, rispettivamente per vacche di grande mole con produzioni di latte di 7000 kg/vacca/anno e per vacche di piccola mole con produzioni di latte pari a 4500 kg/vacca/anno.

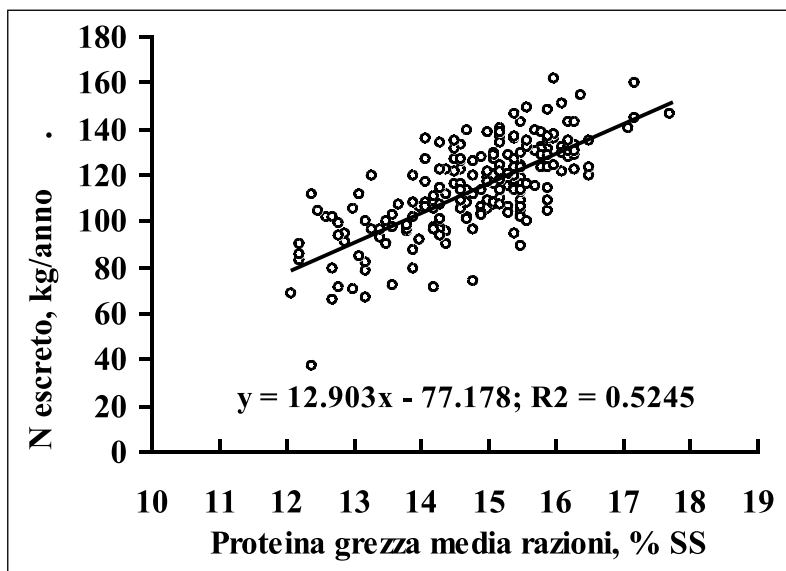


Figura 3 - Relazione tra tenore di PG della razione ed escrezione lorda di azoto (kg/capo/anno)

Nella successiva tabella 5 vengono riportati i valori attesi di produzione di azoto netto assumendo perdite di volatilizzazione pari al 28% (MIPAF, 2006).

I valori attesi di escrezione di fosforo sono riportati in tabella 6. Per lattifere di grande mole ci si attende un'escrezione di fosforo compresa tra 13 e 33 kg/capo/anno. Per un livello produttivo di 8000 kg latte/anno e assumendo un contenuto medio di fosforo delle razioni compreso tra 0,45-0,52% della sostanza secca l'escrezione attesa varia tra 20 e 24 kg/capo/anno. Per le condizioni danesi DIAS (1998) propone un valore di riferimento di 23 kg/capo/anno. Va comunque sottolineato che i valori delle tabelle sono 5 e 6, in riferimento soprattutto ai livelli

di proteina grezza e fosforo più bassi per produzioni elevate, non sono da considerare come il risultato di prassi consolidate e convaldate di alimentazione a basso impatto.

Tabella 5 - Produzione di azoto netto della lattifera (esclusa la rimonta). Valori attesi in base alla mole, al livello di produzione e al contenuto medio di proteina grezza delle razioni aziendali.

Produzione di latte kg/capo per anno	Lattifere di piccola mole				Lattifere di grande mole					
	3000	4000	5000	7000	4000	5000	6000	7000	8000	10000
PG media razioni, % SS	Produzione di N netto, kg/capo/anno									
13,0	41	44	48	56	49	53	57	60	64	72
14,0	45	49	53	62	54	59	63	67	72	80
14,5	47	51	56	65	57	61	66	71	75	84
15,0	49	54	59	68	59	64	69	74	79	89
15,5	51	56	61	72	62	67	72	77	83	93
16,5	53	58	64	75	64	70	75	81	86	97
17,0	57	63	69	81	69	75	81	87	94	106
17,5	59	65	72	84	72	78	84	91	97	110

Nota: i dati si riferiscono solo alla lattifera e non alla sua corrispondente rimonta, per la quantificazione dei valori di N netto si sono assunte perdite di volatilizzazione pari al 28% dell'azoto totale escreto (MIPAF, 2006). Il valore in grassetto coincide con il valore standard di 83 kg/capo/anno indicato dal decreto MIPAF (2006).

Tabella 6 – Escrezione di fosforo della lattifera (esclusa la rimonta). Valori attesi in base alla mole, al livello di produzione e al contenuto medio di fosforo delle razioni aziendali.

Produzione di latte kg/capo/anno	Lattifere di piccola mole				Lattifere di grande mole					
	3000	4000	5000	7000	4000	5000	6000	7000	8000	10000
P medio delle razioni, % SS	Produzione di P, kg/capo/anno									
0,40	10	11	12	14	13	14	15	16	16	18
0,43	11	13	14	16	14	15	16	17	18	21
0,45	12	13	15	17	15	16	17	18	20	22
0,48	13	15	16	19	16	17	19	20	22	24
0,50	14	15	17	20	17	18	20	21	23	26
0,52	15	16	18	21	18	19	21	23	24	27
0,55	16	17	19	23	19	21	23	24	26	29
0,60	17	19	21	25	21	23	25	27	29	33

Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive e sulle caratteristiche qualitative dei prodotti. Come già avviene già da tempo in altri Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto dovrebbe riguardare in modo sinergico il mondo operativo quello della ricerca e delle istituzioni.

INDICI TECNICI E PROCEDURE DI CALCOLO RIFERITE AI CAPI DA RIMONTA

Negli allevamenti di vacche da latte sono normalmente presenti i capi destinati alla rimonta, tranne nei casi in cui questi sono trasferiti in altri centri specializzati o in zone di pascolo. I vitelli maschi vengono solitamente venduti nel giro di poche settimane. Nelle condizioni ordinarie di allevamento non viene riservata molta attenzione ai consumi e alle caratteristiche nutritive delle razioni destinate ai capi da rimonta. Per questo motivo è sembrato poco opportuno proporre, a livello aziendale, una procedura di stima basata sul bilancio di massa.

Per questa categoria di animali si sono quindi utilizzati i valori di escrezione di azoto netto riportati dal decreto MIPAF (2006). Questi valori sono stati ottenuti nell'ambito del progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" (Bittante *et al.*, 2004) che ha comunque impiegato i criteri di bilancio di massa utilizzando i dati raccolti in 104 allevamenti rappresentativi. I principali indici tecnici e di bilancio dei capi da rimonta sono riportati nella tabella d dell'allegato 1 del decreto MIPAF (2006). Queste informazioni vengono riproposte in tabella 7, allo scopo di richiamare sinteticamente il percorso all'origine dei risultati ottenuti (Bittante *et al.*, 2004).

Nella brochure dell'ERM (2001) non si fa esplicito riferimento ai capi da rimonta delle lattifere, in termini più generali si riferisce di bovini maschi e femmine in accrescimento di età compresa tra 0 e 1 anno e tra 1 e 2 anni. Per queste categorie di bovini l'ERM (2001) riporta contenuti di azoto della sostanza secca consumata molto più elevati (2,3-3,4 %) di quelli riscontrati in Italia per la categoria capi da rimonta (1,9%). Tale differenza è probabilmente dovuta al fatto che nel nord Europa gli animali da rimonta sono allevati durante l'estate in pascoli particolarmente ricchi in proteina grezza (14-21%), mentre durante il periodo invernale ricevono foraggi conservati ed alimenti concentrati nei quali il contenuto medio di PG è prossimo al 16,2% (ADAS, 2007).

Pur nella varietà delle nostre condizioni locali, la situazione ordinaria è quella in cui i capi da rimonta ricevono razioni basate, anche in estate, su foraggi affienati, silomais e sottoprodotti fibrosi con minime aggiunte di alimenti concentrati. Il contenuto di PG di queste razioni che si attesta su una media prossima al 12%, molto raramente supera il 14% (Bittante *et al.*, 1997). Nell'economia aziendale l'impiego di erba fresca è generalmente evitato, i foraggi migliori sono normalmente riservati alle vacche e quelli più scadenti alla rimonta. Il contenuto proteico dei foraggi nei nostri ambienti è mediamente compreso tra il 11,3 e il 12,5% sia in zone di pianura (Bittante *et al.*, 1985) che nei pascoli di montagna (Ziliotto *et al.*, 2004). Si ritiene quindi che le differenze tra i dati di escrezione riportati dall'ERM (2001), come pure dall'ADAS (2007), e quelli riportati per la realtà italiana (tabella 7) siano da imputare principalmente alle diverse caratteristiche degli alimenti impiegati.

Tabella 7 - Allevamento dei capi da rimonta: indici tecnici e bilancio dell'azoto (da MIPAF, 2006)

	Unità di misura	Media	D.S. ²
Età allo svezzamento	d	85	23
Età al primo parto	mesi	28,5	
Peso vivo alla nascita	kg/capo	39	
Peso vivo medio allo svezzamento	kg/capo	101	19
Peso vivo al primo parto al netto del feto e invogli fetali	kg/capo	540	
Ingestione di sostanza secca dallo svezzamento al primo parto	kg	6473	1459
Proteina grezza media della razione (Nx6,25)	kg/kg	0,121	0,018
Bilancio dell'azoto			
N consumato dalla nascita allo svezzamento	kg/capo/periodo	5,3	2,7
N consumato dallo svezzamento al parto	"	123,9	29,7
N ritenuto dalla nascita al parto	"	14,41	
N escreto dalla nascita al parto	"	114,8	29,6
N escreto per anno	kg/capo/anno	48,3	12,5
N netto al campo (perdite per volatilizzazione: 28%) ¹	"	34,8	

¹ I dati riportati sono stati ottenuti da 89 aziende Venete, scelte con il criterio della rappresentatività, per un totale di 8.466 soggetti. I valori sono stati ottenuti controllando i consumi alimentari, la composizione delle razioni e i movimenti di capi nel periodo compreso tra l'anno 2002 e il 2003. I risultati provenienti dall'Emilia Romagna e dalla Lombardia, indicano un valore di N netto pari a 35,7 e 37,5 kg/capo/anno, rispettivamente. Mediando i dati ottenuti nelle diverse regioni (Emilia Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto) si ottiene un valore rappresentativo medio nazionale pari a 36,0 kg/capo/anno di N al campo.

² Deviazione Standard

I dati esposti in tabella 7 si riferiscono a femmine da rimonta appartenenti a razze di grande mole, per le quali i fattori di escrezione di azoto e fosforo utilizzati sono rispettivamente quantificati in 36,0 e 8,5 kg/capo/anno. Il fattore di escrezione di azoto netto è quello riportato da MIPAF (2006) (vedi legenda in tabella 7). Per i capi di mole più contenuta, sempre adottando i criteri di bilancio di massa, i fattori di escrezione di azoto e di fosforo sono più contenuti (27,0 e 6,4 kg/capo/anno). Le equazioni di seguito proposte (eq. n. 21 e 22) sono finalizzate quindi ad ottenere in ambito aziendale un fattore medio di escrezione ponderato per la consistenza di capi di grande e piccola mole.

Produzione di azoto netto da un capo da rimonta (kg/capo/anno) (21)

$$N_{\text{netto_R}} = (36 * CM_{\text{RG}} + 27 * CM_{\text{RP}}) / CM_{\text{R}}$$

dove: 36 = azoto netto al campo (kg/anno) prodotto da un capo da rimonta di grande mole (MIPAF (2006));

27 = azoto netto al campo (kg/anno) prodotto da un capo da rimonta di piccola mole.

Produzione di fosforo da un capo da rimonta (kg/capo/anno) (22)

$$P_{\text{ex_R}} = (8,5 * CM_{\text{RG}} + 6,4 * CM_{\text{RP}}) / CM_{\text{R}}$$

PRODUZIONE AZIENDALE DI AZOTO NETTO E FOSFORO

La stima delle quantità di azoto e fosforo escreto a livello aziendale procede quindi moltiplicando i valori medi di escrezione di azoto e fosforo ottenuti per la vacca e il capo da rimonta per i corrispondenti valori di consistenza.

Produzione annua aziendale di azoto netto (kg/anno) (23)

$$N_{\text{netto_az}} = (N_{\text{netto_V}}) * (CM_{\text{V}}) + (N_{\text{netto_R}}) * (CM_{\text{R}})$$

$$[\text{Da MIPAF (2006): } N_{\text{netto_az_DM}} = 83 * (CM_{\text{V}}) + 36 * (CM_{\text{R}})]$$

Produzione annua aziendale di fosforo (24)

$$P_{\text{az}} = P_{\text{ex_V}} * CM_{\text{V}} + (P_{\text{ex_R}}) * (CM_{\text{R}})$$

ESEMPIO APPLICATIVO

Come esempio si sono utilizzati i dati di un allevamento di vacche da latte con 50 vacche di razza Frisona Italiana e 45 capi da rimonta, con una produzione annua di latte (latte_az) pari a 360 ton/anno (24,5 kg/capo/d). Il contenuto di proteina grezza del latte era pari a 3,3 %. L'alimentazione era effettuata tramite unifeed con gruppo unico e la razione media conteneva il 14,5% di proteina grezza e lo 0,5% di fosforo. I risultati sono riportati in tabella 8.

L'applicativo prevede, per la lattifera media, un consumo di azoto pari a 137 kg/anno, di cui 39 kg sono trattenuti nel latte e nei tessuti animali, e i restanti 97 kg sono escreti. Applicando il coefficiente medio di volatilizzazione del 28% dell'azoto (MIPAF, 2006) si giunge ad una stima della quantità di azoto netto al campo pari a 70 kg/vacca/anno. Questo valore è inferiore allo standard riportato nel decreto MIPAF (2006) pari a 83 kg/capo/anno, perché sia i livelli di produzione che i livelli di proteina grezza della razione media sono inferiori rispetto a quelli riportati nella tabella c1 proposta nelle note dell'allegato 1 del decreto MIPAF (2006), che viene riproposta integralmente in tabella 9.

Per un controllo dell'applicativo si sono utilizzati come input gli stessi valori medi di produzione annua di latte per vacca (8366 kg) e gli stessi contenuti di proteina grezza della razione per lattifere (15,7% SS), riportati nel decreto MIPAF (2006) (tabella 9). L'applicativo stima quindi un consumo, una ritenzione e una escrezione di azoto totale e netto, rispettivamente pari a 162, 46, 116 e 84 kg/vacca/anno, valori che coincidono sostanzialmente con quelli MIPAF (2006) (tabella 8). L'escrezione di fosforo, pari a 21 kg/capo/anno, è simile al valore standard di 23 kg/capo/anno riportato da DIAS (1998).

Tabella 8 - Risultati di bilancio dell'azienda di esempio

Parametro	Acronimo	valore	Unità
<i>Indici tecnici</i>			
Peso vivo medio	PV_m =	620	kg/capo
Produzione media latte per capo	Latte_V	7200	kg/capo/anno
Ingestione di sostanza secca annuale media	INGSS	5965	“
Proteina grezza media della SS consumata anno	PG_ss_	0,1431	kg/kg
Contenuto di N medio della SS consumata	N_ss	0,0229	“
Fosforo medio ss consumata	P_ss	0,00493	“
<i>Bilancio dell'azoto della lattifera media</i>			
Consumo	N_C	137	kg/capo/anno
Ritenzione	N_R	39	“
Escrezione	N_ex	97	“
Coefficiente di volatilizzazione (k_vol)	k_vol	0,28	kg/kg
Azoto netto da bilancio	N_netto	70	kg/capo/anno
Azoto netto da MIPAF (2006)	N_netto_DM	83	“
<i>Bilancio del fosforo della lattifera media</i>			
Consumo	P_C	29,4	kg/capo/anno
Ritenzione	P_R	7,9	“
Escrezione	P_ex	21,5	“
<i>Capi da rimonta</i>			
Produzione di azoto netto	N_netto_R	36	“
Produzione di fosforo	P_ex_R	8,5	“
<i>Produzione aziendale di azoto netto e fosforo</i>			
Produzione di N netto da MIPAF (2006)	N_netto_az_ DM	5770	kg/anno/ azienda
Produzione di azoto netto da bilancio	N_netto_az	5129	“
Produzione di fosforo da bilancio	P_az	1455	“

Tabella 9 - Vacche da latte: indici tecnici e bilancio dell'azoto (Tabella c1 allegato 1, MI-PAF 2006)

	unità misura	I quartile	Media	IV quartile
Ingestione di sostanza secca (ss)				
- lattazione	kg/capo/d	17,9	19,9	21,9
- intero ciclo (lattazione + asciutta)	kg/capo/d	16,4	18,1	19,8
Contenuto di proteina grezza della razione				
- lattazione	kg/kg di ss	0,147	0,157	0,166
- intero ciclo (lattazione + asciutta)	""	0,145	0,153	0,162
Produzione di latte:				
Produzione latte	kg/capo/anno	7263	8366	9469
Contenuto PG latte	kg/kg	0,0331	0,0339	0,0347
<i>Bilancio dell'azoto</i>				
N consumato	kg/capo/anno	143,2	162,1	181,0
N ritenuto	“	43,6	46,1	48,6
N escreto	“	99,6	116,0	132,4
N netto al campo	“	71,7	83,5	95,3

I dati derivano dal controllo di 104 aziende Venete con bovini di razza Frisona (62 aziende), Bruna (20 aziende), Pezzata Rossa (11 aziende) e Rendena (9 aziende) per un totale di 9800 vacche. I risultati sono sovrapponibili con quelli ottenuti nell'indagine effettuata in Emilia Romagna e con i conteggi effettuati per le condizioni della Lombardia. I consumi alimentari e i contenuti di proteina grezza sono il risultato dei rilievi diretti effettuati per le condizioni della Lombardia. I consumi alimentari e i contenuti di proteina grezza sono il risultato dei rilievi diretti effettuati nelle aziende nel corso dell'anno 2003 e delle analisi chimiche effettuate sui campioni delle razioni alimentari somministrate. Nel 92% delle aziende si sono utilizzate razioni unifeed. I dati relativi alle produzioni di latte sono stati ricavati dai controlli funzionali. Le produzioni di latte medie aziendali sono variate tra 4 e 12 ton/vacca/anno. Nessuna relazione significativa è stata osservata tra livello di produzione di latte ed escrezione lorda di azoto ($R^2 = 0,10$). La correlazione tra livello di proteina grezza della razione ed escrezione di azoto è risultata invece molto significativa ($R^2 = 0,44$).

BIBLIOGRAFIA

- 1) ADAS, 2007. ADAS report to DEFRA. Supporting paper F2 for the consultation on the implementation of the nitrates directive in England. Home page: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/nitrate/pdf/consultation-supportdocs/f2-excreta-n-output.pdf>
- 2) AIA, 2006. Bollettino dei controlli della produttività del latte in Italia. Statistiche ufficiali 2006. Associazione Italiana Allevatori, Roma, Italia.
- 3) Bittante G., Andrighetto I., Ramanzin M., 1997. Tecniche di produzione Animale. Liviana Editrice, Padova, Italia.
- 4) Bittante G., Gallo L., Schiavon S., Contiero B., Fracasso A., 2004. Bilancio dell'azoto negli allevamenti di vacche da latte e vitelloni. In: Bilancio dell'azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli - Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - Report finale, Regione Veneto.
- 5) Chase L.E., Sniffen J., 1985. Equations used in "ANALFEED" a visiCalc template. Mimeo, Cornell University Dep. Anim Sci, Ithaca, NY.

- 6) Crovetto G.M., 2004. Calcolo dell'escrezione azotata nei bovini da latte . Relazione al gruppo interregionale escrezione azoto, settembre 2004.
- 7) De Roest K., Speroni M., 2004. Bilancio dell'azoto dell'allevamento da latte in Emilia Romagna, relazione presentata alla Regione Emilia Romagna.
- 8) Dal Maso M., Tagliapietra F., Cattani M., Fracasso A., Miotello S., Schiavon S., 2009. Characteristics of dairy farms in the North-Eastern part of Italy: rations, milk yield and nutrient excretions. *Ital. J. Anim. Sci.* 8 (3): 175-177.
- 9) DIAS, 1998. Standard Values for Farm Manure A Revaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure (H.D. Poulsen and V.F. Kristensen (eds), Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, DK.
- 10) ERM, 2001. Livestock manures. Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium
- 11) ERM/AB-DLO, 1999. Establishment of criteria for the assessment of the nitrogen content of animal manures, European Commission, Final report November 1999.
- 12) Mariani P., Summer A., Zanzucchi G., Fossa E. 1998. Variabilità tra allevamenti e rapporto tra i contenuti di cloruri e di fosforo in latti di massa di vacche di razza Frisona. *Atti Soc. It. Sci. Vet.*, 52:539-540.
- 13) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152”. In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dtidciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzjwjttryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407/DI_SR_effluentialelevamento.pdf
- 14) NRC, 2001. Nutrient requirements of dairy cattle, Seventh Revised Edition. National Academies Press, Washington D.C.
- 15) Wu Z., Setter L.D., Blohowiak A.J., Stauffacher R.H., Wilson J.H., 2001. Milk production, estimated phosphorus excretion, and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years. *J. Dairy Sci.* 84, 1738-1748.
- 16) Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science*. vol. 4 (suppl 3):103-111.
- 17) Ziliotto U., Andrich O., Lasen C., Ramanzin M., 2004. Trattati essenziali della tipologia veneta dei pascoli di monte e dintorni. Regione Veneto, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Venezia, Italia.

2. ALLEVAMENTI DI VITELLONI

STEFANO SCHIAVON, LUIGI GALLO, MATTEO DAL MASO,
FRANCO TAGLIAPIETRA, LUCIA BAILONI, GIOVANNI BITTANTE

TRATTI ESSENZIALI DEI SISTEMI DI PRODUZIONE

Anche nel caso dei vitelloni l'escrezione di nutrienti dipende in modo rilevante da una pluralità di fattori. Le differenti condizioni climatiche, pedologiche, fondiari, economiche, e culturali, come pure la diversa disponibilità di bovini di varie razze e di risorse alimentari che caratterizzano le diverse aree geografiche in Europa così come in Italia, conducono all'esistenza di una pluralità di sistemi di allevamento così ampia che non sempre è facile ricondurre a schemi generali di interpretazione. Prima di procedere con la discussione sulla procedura di bilancio proposta si ritiene dunque necessario descrivere i tratti essenziali dei sistemi di produzione diffusi in Italia. Proprio per effetto della notevole variabilità tra i modelli di allevamento esistenti, l'ISMEA (2004) propone una distinzione in:

- vitellone intensivo (70-75% dell'offerta della categoria), leggero o pesante, allevato in ambiente confinato (centri di ingrasso) nella pianura padana (Veneto, Lombardia, Emilia-Romagna e Piemonte);
- vitellone estensivo (25-30% dell'offerta della categoria), allevato in ambiente non confinato in Piemonte, nell'Appennino centro meridionale e nelle isole, appartenente a razze italiane da carne, alimentato attraverso il pascolo e alimenti concentrati, sino ad un peso finale di 650 kg circa.

La quasi totalità degli animali avviati al macello deriva da aziende nazionali (97%) che allevano per il 45% capi di origine estera (oltre 1,1 milioni di capi) e per il 55% capi di origine nazionale (ISMEA, 2004). Questi ultimi derivano per circa il 30% da allevamenti specializzati per la carne e per la restante parte da allevamenti da latte.

La tipologia intensiva in ambiente confinato, di gran lunga prevalente nella pianura padana, è stata, fin dall'inizio degli anni sessanta, strettamente legata allo sviluppo della coltivazione del mais, come fonte energetica principale, e alla disponibilità di farina di estrazione di soia di importazione, come fonte proteica (Bittante *et al.*, 1997; Bonsembiante *et al.*, 2003). Nelle aree agricole del Nord Italia si è registrato, negli stessi anni, un sostanziale abbandono della bovini-coltura da carne tradizionale, basata su un largo impiego di foraggiere permanenti e/o avvicendate. Questo processo si è accentuato a seguito della messa a punto della tecnica di insilamento del prodotto ottenuto dalla trinciatura della pianta intera, raccolta nella fase di maturazione cerosa delle cariossidi (silomais). L'uso del silomais consente infatti di aumentare di circa il 50% la quantità di energia per ettaro, riducendo, di conseguenza, il costo dell'unità foraggera (Bonsembiante *et al.*, 2003). L'introduzione, anche nelle diete per bovini, di silomais e alimenti concentrati opportunamente integrati hanno consentito di aumentare la velocità di crescita degli animali, di migliorare il rendimento energetico della razione, di ridurre la durata del ciclo produttivo (figura 1) e di innalzare le rese di macellazione e il livello qualitativo delle carcasse e delle carni (Bonsembiante *et al.*, 2003). Una dettagliata descrizione relativa alle caratteristiche dell'allevamento del bovino da carne in Italia è stata recentemente pubblicata da Cozzi (2007).

CARATTERISTICHE DELLE RAZIONI IMPIEGATE

Dalla citata indagine di Cozzi (2007) condotta nel Veneto su 155 allevamenti in Veneto, Lombardia e Piemonte si possono trarre utili indicazioni sulle caratteristiche medie di compo-

sizione alimentare e dei contenuti di proteina grezza di razioni destinate a bovini Charolaise (tabella 1). Nonostante alcune differenze tra allevamenti locati in differenti regioni si osserva che in tutti i casi il silomais, il pastone di mais e i cereali costituiscono i principali costituenti delle razioni. Significativa è anche la presenza di quote apprezzabili di polpe secche di bietola, in particolare nel Veneto. Nel Veneto e nella Lombardia, i foraggi a fibra lunga sono rappresentati quasi esclusivamente da paglia, mentre in Piemonte questi sono parzialmente o totalmente sostituiti da fieno di prato stabile.

L'integrazione proteica è generalmente basata sulla farina di estrazione di soia. Il tenore proteico è in tutti i casi intorno al 14% della sostanza secca, un po' più contenuto di quello riscontrato da Xiccato *et al.*, (2005) su 40 allevamenti del Veneto ($14,4 \pm 0,9$ %) e un po' più elevato di quello riscontrato da Mazzenga *et al.*, (2007) su 406 allevamenti nella pianura padana ($13\% \pm 1,1$).

Questi tenori sono in ogni caso sensibilmente più bassi dello standard proposto dall'ERM (2001), che, pur indicando una variabilità compresa tra il 12,5 e il 21,2% ($2,0-3,4$ % di N) fornisce uno standard del 16,9% ($2,7$ % di N). Utilizzando il database di Bittante *et al.* (2004), su cui si basa il lavoro di Xiccato *et al.* (2005), si è anche osservato che in buona parte degli allevamenti le razioni vengono più volte modificate nel corso del ciclo di produzione, in media 3,9 volte/ciclo. Ciononostante, allo stato attuale, il cambio di razione non sembra correlato a una riduzione dei livelli proteici (figura 2).

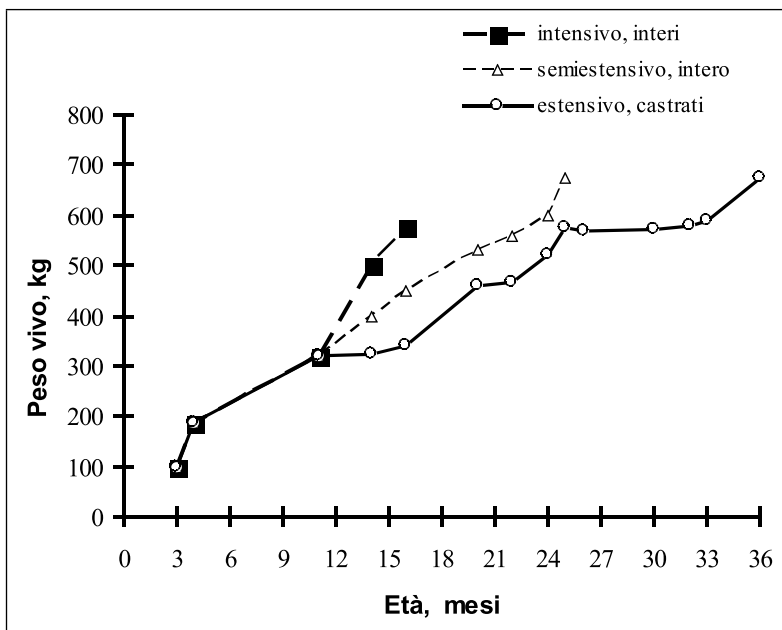


Figura 1 - Curve di accrescimento di bovini Charolaise ottenibili secondo diverse intensità di allevamento (modificato da Micol & Beranger, 1984)

Tabella 1 - Composizione alimentare e chimica di razioni unifeed per bovini di razza Charolaise in diverse regioni (da Cozzi, 2007)

	Veneto	Lombardia	Piemonte	Errore Standard
Aziende, n.	101	23	11	
<i>Alimenti, kg tal quale:</i>				
Insilato di mais	8,3	9,6	5,9	2,2
Pastone di mais	0,8	1,4	2,7	1,5
Cereali, farine e granelle	2,7	1,8	2,1	1,2
Polpe secche di bietola	1,1	0,6	0,5	0,7
Foraggi a fibra lunga	0,7	0,7	1,0	0,4
Integratori proteici, vitaminici e minerali	2,3	2,6	2,4	1,1
Melasso e grassi vegetali	0,1	0,1	0,2	0,2
<i>Composizione chimica:</i>				
Sostanza secca %	55,2	52,6	62,3	7,0
Proteina grezza	14,0	13,9	14,0	0,9

Si ritiene però che la possibilità per gli allevatori di giungere ad una valutazione più precisa delle proprie escrezioni aziendali possa condurre il settore verso lo studio e l'applicazione di metodologie di aumento dell'efficienza di ritenzione dei nutrienti, operando anche attraverso una alimentazione per fasi produttive.

Per quanto riguarda il fosforo non vi sono, a nostra conoscenza, pubblicazioni che possano in qualche modo rappresentare i tenori medi rappresentativi delle razioni. Comunque, nella pratica di formulazione il livello di fosforo viene mantenuto intorno a 0,4-0,5% SS.

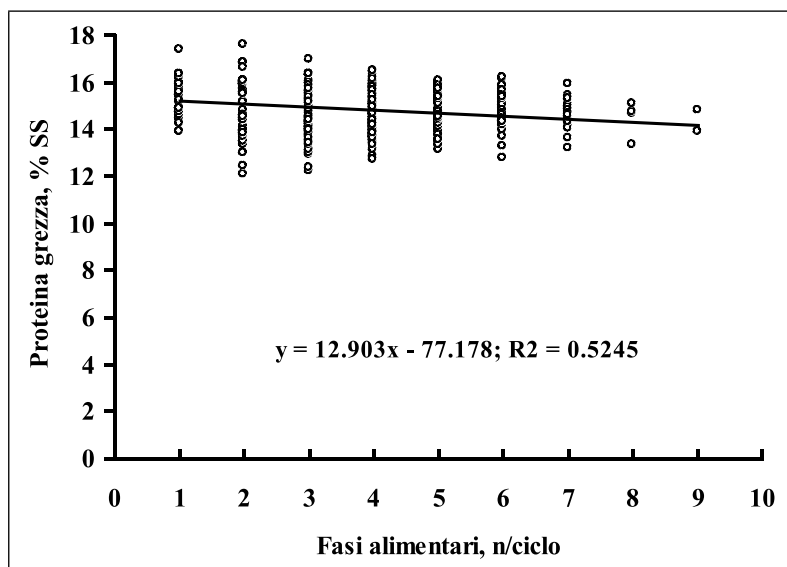


Figura 2 - Livelli proteici medi delle razioni in funzione del numero di fasi alimentari praticate nell'ambito dei cicli produttivi (fonte dei dati: Bittante et al., 2004)

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

Sistemi di classificazione

Nelle indagini e nelle statistiche che descrivono il settore dei bovini in accrescimento è invalso l'uso di distinguere i bovini in classi di età, ad esempio bovini di età inferiore ad un anno, bovini di età compresa tra 1 e 2 anni e bovini di età superiore a 2 anni. Come evidenziato anche dall'ADAS (2007) per il Regno Unito, questo tipo di classificazione non si adatta agevolmente alle condizioni dei sistemi nazionali di allevamento del vitellone. Infatti, nell'ambito di uno stesso allevamento possono coesistere più cicli di animali appartenenti a tipologie genetiche diverse o incroci che arrivano in azienda in momenti, età e pesi differenti. Inoltre, nell'allevamento del vitellone l'approvvigionamento, come pure la vendita, dipende in modo sostanziale dal costo e dalla reperibilità dei ristalli e dal mercato dei prodotti finiti. Questi fattori possono influenzare significativamente sia la durata dei periodi di permanenza in stalla degli animali che i periodi di vuoto. La distinzione dei capi in classi di età è quindi complicata da utilizzare nella pratica. Perciò, come suggerito da ADAS (2007), dal momento che di norma gli allevatori conoscono il tipo genetico, i pesi di acquisto e di vendita e le date di arrivo e di uscita degli animali nella proposta di seguito presentata si è evitato l'approccio basato sulla distinzione dei capi per età e si è preferito piuttosto distinguere gli animali in relazione alla linea produttiva, che normalmente rappresenta un certo genotipo e una corrispondente tipologia di alimentazione.

Consistenza di allevamento

L'approccio semplificato impiegato per la quantificazione delle escrezioni indicato nel decreto MIPAF (2006) è basato su un fattore di escrezione (33,6 kg N/capo/anno) che viene moltiplicato per la consistenza media di allevamento. Per "consistenza di allevamento" si intende il numero di capi mediamente presenti nell'allevamento in un anno. Negli allevamenti di vitelloni si svolge normalmente più di un ciclo produttivo. In questo caso la presenza media è determinata moltiplicando il numero dei capi allevati in ogni ciclo per la frazione di anno di presenza in azienda e successivamente sommando tali prodotti (media ponderata, nell'arco dei 365 gg., del numero dei capi presenti in ogni ciclo).

Questo approccio non considera però il fatto che a parità di consistenza media i parametri produttivi possono invece variare sensibilmente (numero di cicli, consumi alimentari, quantità di peso vivo prodotto). Tutti questi fattori sono correlati con l'entità delle escrezioni. Per una più corretta quantificazione delle escrezioni è quindi necessario individuare la consistenza per le diverse linee di produzione praticate in azienda e, tenendo conto degli indici di produzione, effettuare i conteggi di bilancio non per capo mediamente presente ma per capo prodotto. Nella procedura di calcolo in seguito proposta il set di equazioni 1-14 va quindi applicato entro linea di produzione e i risultati finali vengono poi sommati.

Prestazioni produttive

Le informazioni riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare la durata media dei cicli (DUR), i pesi di acquisto (PVa) e quelli di vendita (PVv) nell'ambito di ciascuna linea produttiva sono ricavate in base alle fatture di acquisto e di vendita dei capi di precedenti cicli produttivi conclusisi nell'anno in corso e in quello precedente.

Periodi di vuoto

Il calcolo dei periodi di vuoto (Vu) tra un ciclo e quello successivo, di partite di animali della medesima tipologia produttiva, va effettuato come differenza media tra le date medie di vendita

e quelle di arrivo delle partite successive. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusisi nell'anno in corso e in quello precedente. Nel caso in cui tale valore non fosse disponibile si utilizza un valore pari a 14 giorni/ciclo.

Mortalità

Nell'ambito di ciascuna linea di produzione, il dato di mortalità (M), comprensivo dei capi infortunati e venduti in urgenza, si ricava come differenza tra il numero di capi acquistati e il numero di capi venduti a fine ciclo. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusisi nell'anno in corso e in quello precedente. Nel caso in cui tale informazione non sia disponibile si indicherà un valore standard pari al 3%, valore medio riscontrato da Bittante *et al.* (2004).

Fasi alimentari

Per promuovere l'adozione tecniche di alimentazione "multiphase feeding", è necessario distinguere, nell'ambito di ciascuna linea produttiva, le diverse fasi alimentari. Per fase alimentare si intende il periodo di tempo in cui la composizione della razione non si modifica significativamente in riferimento ai contenuti percentuali di proteina grezza delle razioni. L'operatore dovrà quindi individuare la durata delle singole fasi alimentari tenendo presente che la somma delle durate di ciascuna fase alimentare ($DUR_{1,...,n}$) deve essere uguale alla durata totale del ciclo (DUR). Si fa presente che Xiccato *et al.* (2005), analizzando i dati di 585 partite di animali (per un totale di oltre 40000 capi, Charolaise, 50%; Limousine, 34%; Polish Friesian, 5%; e incroci francesi, 11%) hanno riscontrato un numero medio di razioni per ciclo pari a 3,6.

Accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo delle razioni

Per contenuto medio di proteina grezza (PG) e di P della razione si intende la media ponderata del contenuto di PG e P delle diverse razioni utilizzate in azienda per le varie linee produttive. Gli elementi procedurali rilevanti che un tecnico responsabile deve seguire riguardano: il rilievo della modalità di alimentazione, l'identificazione delle diverse linee di produzione e delle fasi alimentari, la raccolta e l'analisi dei campioni alimentari per la determinazione analitica dei contenuti medi di proteina grezza e fosforo, la raccolta, l'archiviazione e la conservazione della documentazione giustificativa. I dati raccolti sono quindi utilizzati per la stima dei parametri descritti. Come già osservato, nella realtà la situazione di gran lunga prevalente è quella di aziende che praticano l'unifeed, il che rende relativamente agevole procedere alle operazioni di campionamento, analisi e determinazione dei contenuti di nutrienti delle razioni consumate dagli animali.

MODELLO DI BILANCIO

Cicli di produzione e capi mediamente prodotti in un anno

Per ciascuna linea di produzione, il calcolo del numero di cicli effettuati in un anno può essere definito utilizzando la relazione (eq. 1) che tiene conto della durata dei cicli produttivi, dei periodi di vuoto e della mortalità. Questi parametri sono introdotti per convertire il dato di consistenza media in numero di capi prodotti (eq. 2).

$$\frac{\text{Numero di cicli effettuati in un anno (cicli)}}{\text{Cicli} = [(365 / (\text{DUR} + \text{Vu})) * (1 - M / 100)]} \quad (1)$$

dove: DUR = durata media del ciclo (giorni); Vu = vuoti (giorni); M = mortalità (%);

Capi prodotti anno (V PROD) (capi/anno) (2)

$$V_Prod = \text{cicli} * CM$$

dove: CM=consistenza per linea produttiva (CM_M; CM_CH; CM_LIM; CM_IF; CM_PNP; CM_bai; CM_al)

Accrescimento medio giornaliero

Al fine di consentire la stima delle ingestioni di sostanza secca nelle situazioni in cui si praticano diverse fasi alimentari è necessario stimare il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase. Nella normale pratica di allevamento gli animali sono pesati solo al momento dell'acquisto o dell'arrivo in allevamento (in genere il peso di arrivo è il 95% del peso di acquisto). Assumendo che durante la fase di allevamento l'accrescimento sia costante, il peso al termine di ciascuna fase di alimentazione può essere determinato utilizzando le equazioni n. 3 e 4.

Accrescimento medio giornaliero (AMG) (kg/capo/d) (3)

$$AMG = (PV_v - PV_a * 0,95) / DUR$$

dove: PV_a = peso medio di acquisto (kg/capo)

0,95 = rapporto medio tra peso all'arrivo e peso all'acquisto

PV_v = peso medio di vendita (kg/capo)

DUR = durata media del ciclo (giorni)

Peso vivo medio (kg/capo) al termine di ciascuna fase alimentare (PV_n) (4)

$$PV_{-1} = PV_a * 0,95 + AMG * DUR_{-1}$$

$$PV_{-2} = PV_{-1} + AMG * DUR_{-2}$$

$$PV_{-n} = PV_{-2} + AMG * DUR_{-n}$$

dove: DUR₋₁ = durata prima fase alimentare

DUR₋₂ = durata seconda fase alimentare

DUR_{-n} = durata dell'ennesima fase alimentare

Deve essere rispettata l'equivalenza: DUR = DUR₋₁ + DUR₋₂ + DUR_{-n}

Ingestione alimentare

La misura diretta dei consumi alimentari in azienda non è proponibile, se non in alcune, rare, situazioni e quindi la previsione dei consumi costituisce un elemento critico per la definizione di stime sufficientemente attendibili del bilancio dei nutrienti. L'ingestione alimentare è fortemente variabile ed è influenzata, non solo fabbisogni energetici per il mantenimento e la crescita, ma anche da numerosi altri fattori di natura animale e alimentare (NRC, 2000).

Evidenti differenze esistono tra sistemi di allevamento basati sull'impiego di erba, sia verde che conservata, e quelli che impiegano invece grandi proporzioni di insilato di mais e cereali (ADAS, 2007). L'NRC (1996) suggerisce che l'ingestione di sostanza secca di bovini in accrescimento possa essere messa in relazione lineare con il peso vivo iniziale e propone l'impiego di due equazioni [DMI (kg/d) = 1,8545 + 0,01937*(PV_{iniziale}) e DMI (kg/d) = 4,54 + 0,01125*(PV_{iniziale})] che differiscono però sensibilmente per i valori delle intercette e dei coefficienti angolari. L'applicazione di queste equazioni sui dati di campo raccolti da Bittante *et al.* (2004) su 40 allevamenti e 585 partite (circa 40000 capi) non si è dimostrata utile in quanto la variabilità delle ingestioni alimentari rilevate spiegata da queste equazioni è poco sopra il 7% di R² (figura 3).

La ri-analisi dei dati raccolti da Bittante *et al.* (2004) relativi a 40 allevamenti della pianu-

ra padana e a 585 cicli produttivi (oltre 40000 capi) consente di trarre le seguenti considerazioni: i) il consumo di sostanza secca per ciclo è, ovviamente, correlato alla durata del periodo di produzione (figura 4); ii) il consumo giornaliero di sostanza secca è mediamente compreso tra gli 8 e i 9 kg/d; iii) gli indici di conversione si riducono in maniera non lineare con l'aumento dell'accrescimento medio giornaliero (figura 5).

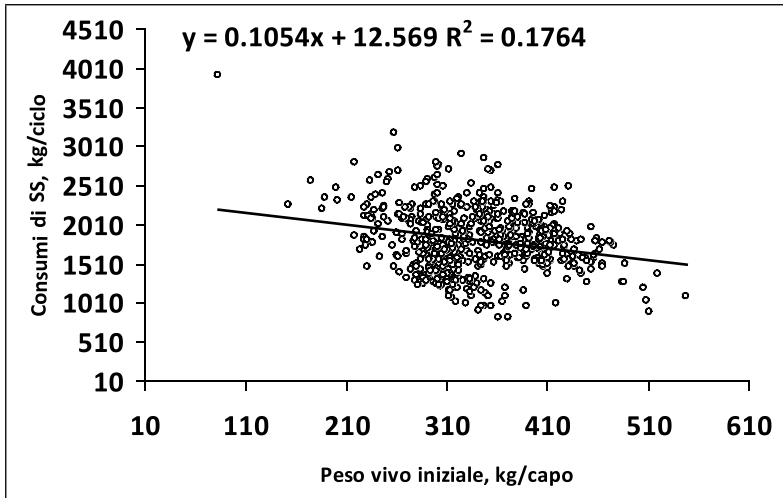


Figura 3 - Relazione tra consumo di sostanza secca nel ciclo e peso vivo iniziale dei capi (fonte dei dati: Bittante *et al.* 2004).

I dati di Bittante *et al.* (2004) sono stati quindi utilizzati per sviluppare delle equazioni di previsione dell'ingestione basate su parametri facilmente rilevabili in azienda, in specifico il peso vivo al momento dell'arrivo in azienda (il 95% del peso di acquisto; PVa), il peso vivo finale (PVf) e la durata del ciclo (DUR). Le funzioni proposte sono le seguenti:

- 1) INGSS (kg/capo/ciclo) = $0.0675 * ((PVa * 0.95 + PVf) / 2)^{0.75} + 1.05$ * durata del ciclo
- 2) INGSS (kg/capo/ciclo) = $0.0675 * ((PVa * 0.95 + PVf) / 2)^{0.75} + 1.72$ * durata del ciclo

Queste equazioni mettono in relazione il consumo di sostanza secca con il peso metabolico medio registrato durante il periodo di allevamento e con la durata del ciclo. La prima equazione è applicabile per soggetti di razze Charolais, Limousine, Incroci francesi e si è assunto che possa essere applicata per altre tipologie genetiche meno frequenti. La seconda equazione è invece applicabile a soggetti appartenenti a razze con maggiore attitudine lattifera, come i Pezzati neri Polacchi, che a parità di peso vivo esibiscono una maggiore capacità di ingestione rispetto a soggetti più specializzati per la carne. Si sottolinea che le equazioni proposte si riferiscono a condizioni di alimentazione unifeed basate su un largo impiego di silomais, cereali, soia, con aggiunte di sottoprodotti agricoli. La relazione tra ingestione di sostanza secca stimata con le due equazioni e quella rilevata nell'indagine, che evidenzia un valore di R² prossimo al 90%, è riportata in figura 6.

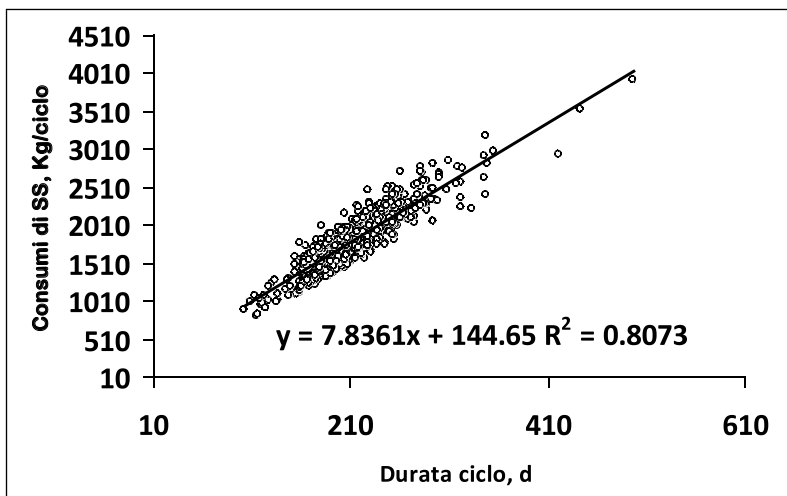


Figura 4 - Consumo di sostanza secca per capo e durata del ciclo di vitelloni (fonte dei dati: Bittante et al., 2004).

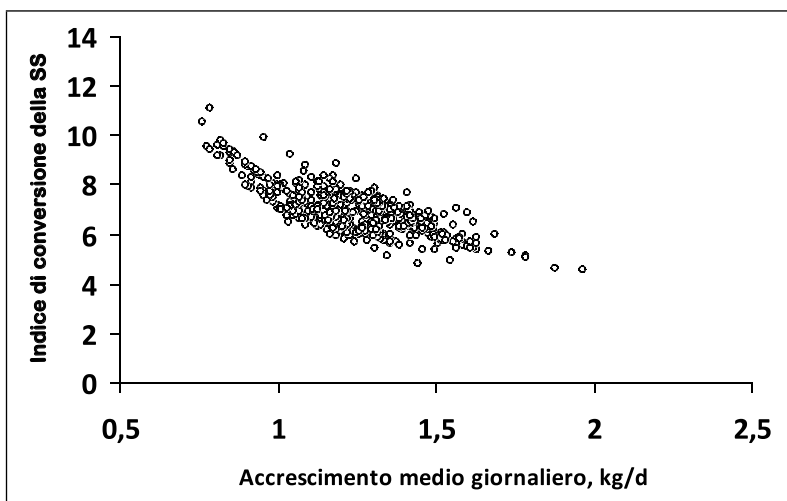


Figura 5 - Relazione tra indici di conversione e accrescimento medio giornaliero (fonte dei dati: Bittante et al., 2004).

Verificata la disponibilità di un'equazione di stima delle ingestioni sufficientemente attendibile è ora possibile proporre un set di equazioni in grado di stimare i consumi di sostanza secca nell'ambito di ciascuna fase di alimentazione (eq. 5a e 5b).

Ingestione di sostanza secca per fase e per capo prodotto (INGSS) (kg/capo)

- Per le linee di produzione: Charolaise, Limousine, Incroci francesi, Baliotti, Misti e altri (5a)
 Fase 1 $INGSS_{-1} = \{[(PVa \cdot 0,95 + PV_{-1})/2]^{0,75} \cdot 0,0675 + 1,05\} \cdot DUR_{-1}$
 Fase 2 $INGSS_{-2} = \{[(PV_{-1} + PV_{-2})/2]^{0,75} \cdot 0,0675 + 1,05\} \cdot DUR_{-2}$

$$\begin{aligned} \text{Fase } n \quad \text{INGSS}_{-n} &= \{[(\text{PV}_{-2} + \text{PV}_{-n})/2]^{0,75} * 0,0675 + 1,05\} * \text{DUR}_{-n} \\ \text{Totale} \quad \text{INGSS} &= \text{INGSS}_{-1} + \text{INGSS}_{-2} + \text{INGSS}_{-n} \end{aligned}$$

dove:

- PVa = peso vivo medio di acquisto (kg/capo)
- PV₋₁ = peso medio (kg/capo) al termine prima fase alimentare
- PV₋₂ = peso medio (kg/capo) al termine seconda fase alimentare
- PV_{-n} = peso medio (kg/capo) al termine dell'ennesima fase alimentare.

Nota che il peso medio finale dell'ultima fase alimentare coincide con il peso medio di vendita PVv

- Per le linee di produzione: Pezzati neri polacchi (5b)

$$\begin{aligned} \text{Fase } 1 \quad \text{INGSS}_{-1} &= \{[(\text{PVa} * 0,95 + \text{PV}_{-1})/2]^{0,75} * 0,0673 + 1,72\} * \text{DUR}_{-1} \\ \text{Fase } 2 \quad \text{INGSS}_{-2} &= \{[(\text{PV}_{-1} + \text{PV}_{-2})/2]^{0,75} * 0,0673 + 1,72\} * \text{DUR}_{-2} \\ \text{Fase } n \quad \text{INGSS}_{-n} &= \{[(\text{PV}_{-2} + \text{PV}_{-n})/2]^{0,75} * 0,0673 + 1,72\} * \text{DUR}_{-n} \\ \text{Totale} \quad \text{INGSS} &= \text{INGSS}_{-1} + \text{INGSS}_{-2} + \text{INGSS}_{-n} \dots \end{aligned}$$

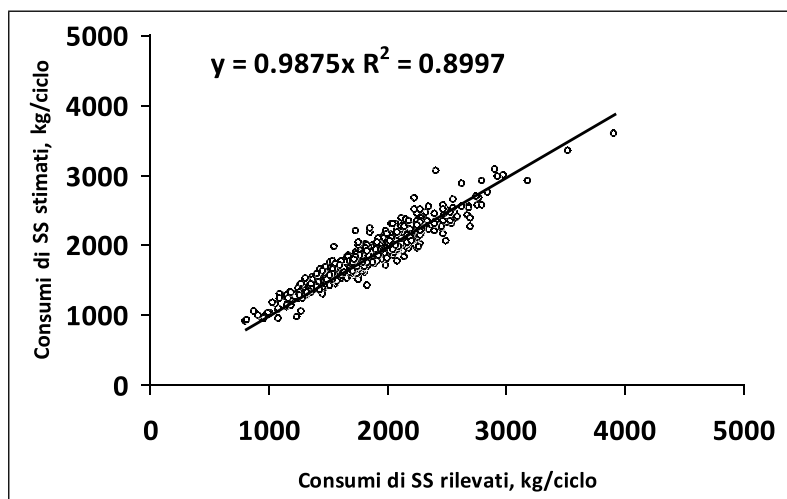


Figura 6 - Relazione tra consumi di sostanza secca (kg/ciclo) stimati e rilevati da 40 aziende, 585 partite di soggetti di diverse razze (fonte dei dati: Bittante et al., 2004).

Accertamento dei contenuti medi di azoto e fosforo delle razioni

Per l'applicazione delle procedure di bilancio aziendale delle escrezioni è necessario procedere ad un accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo delle razioni utilizzate. Gli elementi rilevanti contenuti nella procedura proposta, che il tecnico responsabile deve seguire, riguardano: l'identificazione delle diverse linee di produzione e della modalità di alimentazione, la raccolta e l'analisi dei campioni alimentari per la determinazione analitica dei contenuti medi di proteina grezza e fosforo delle diverse razioni impiegate in azienda, la conservazione della documentazione raccolta. Tenuto conto che è prassi consolidata impiegare più razioni durante il ciclo, le relazioni necessarie per il calcolo dei contenuti medi di azoto e fosforo della sostanza secca consumata sono quelle di seguito riportate (eq 6-7)

$$\text{Contenuto di N medio delle razioni (N_RAZ)} \quad (\text{kg/kg}) \quad (6)$$

$$N_Raz = [\text{INGSS}_{-1} * (\text{PG}_{-1}/100) + \text{INGSS}_{-2} * (\text{PG}_{-2}/100) + \text{INGSS}_{-n} * (\text{PG}_{-n}/100)] / \text{INGSS}/6,25$$

dove: PG₋₁ = contenuto di proteina grezza (% della sostanza secca) della razione usata in fase alimentare 1
 PG₋₂ = contenuto di proteina grezza (% della sostanza secca) della razione usata in fase alimentare 2
 PG_{-n} = contenuto di proteina grezza (% della sostanza secca) della razione usata in fase alimentare n

$$\text{Contenuto di P medio delle razioni (P_RAZ)} \quad (\text{kg/kg}) \quad (7)$$

$$P_Raz = [\text{INGSS}_{-1} * (\text{P}_{-1}/100) + \text{INGSS}_{-2} * (\text{P}_{-2}/100) + \text{INGSS}_{-n} * (\text{P}_{-n}/100)] / \text{INGSS}$$

dove: P₋₁ = contenuto di fosforo totale (% della sostanza secca) della razione usata in fase alimentare 1
 P₋₂ = contenuto di fosforo totale (% della sostanza secca) della razione usata in fase alimentare 2
 P_{-n} = contenuto di fosforo totale (% della sostanza secca) della razione usata in fase alimentare n

BILANCI DELL'AZOTO E DEL FOSFORO PER LINEA PRODUTTIVA E PER CAPO/ANNO

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa. I consumi annui di azoto sono determinati moltiplicando l'ingestione stimata di sostanza secca (per linea di produzione e per capo) per il contenuto medio di azoto delle razioni (determinazione analitica) e per il numero di cicli mediamente attuati in un anno.

Per quanto riguarda le ritenzioni di azoto si è considerato un contenuto medio di 0,027 kg N/kg di peso vivo. L'ERM (2001) propone coefficienti di ritenzione differenziati per i maschi e per femmine (2,7 e 2,5% del peso vivo, rispettivamente). Nella presente proposta non si è ritenuto utile differenziare questo coefficiente in base al sesso poiché la maggioranza di animali allevati è rappresentata da maschi e perché questa differenziazione comporta una complicazione delle procedure di acquisizione dei dati senza rilevanti effetti sull'entità delle stime di escrezione.

Per quanto riguarda il fosforo si è assunta una ritenzione pari a 7,5 g/kg di peso vivo (Whiters *et al.* 2001). Infine per quantificare le perdite di azoto in atmosfera si sono considerate perdite pari al 30% dell'azoto totale escreto, valore che si ritrova nel decreto MIPAF (2006). Le equazioni relative alla quantificazione dei consumi, delle ritenzioni e delle escrezioni sono di seguito riportate.

$$\text{Consumo annuo di azoto per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (8)$$

$$(1 \text{ capo prodotto} * n. \text{ cicli})$$

$$NC = \text{INGSS} * N_Raz * \text{cicli}$$

dove: INGSS = consumo di sostanza secca per capo prodotto (kg/capo);
 N_{raz} = contenuto di N medio delle razioni (kg/kg);
 Cicli = numero di cicli di allevamento effettuati in un anno x linea di produzione;

$$\text{Ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (9)$$

$$(1 \text{ capo prodotto} * n. \text{ cicli})$$

$$NR = (\text{PVv} - \text{PVa} * 0,95) * \text{cicli} * k_Nr$$

dove: PVa = peso medio di acquisto (kg/capo)
 PVv = peso medio di vendita (kg/capo)
 Cicli = numero di cicli di allevamento effettuati in un anno x linea di produzione;
 k_Nr = Azoto ritenuto per unità di peso vivo realizzato. kNr = 0,027 kg/kg

Escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (Nex) (kg/capo/anno) (10)

Nex = NC-NR

dove: NC = consumo annuo di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

NR = ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

Produzione annua di azoto netto per capo mediamente presente (kg/capo/anno) (11)

N_netto = Nex*(1-k_vol)

dove: Nex = escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

k_vol = coefficiente di volatilizzazione (k_vol = 0,30 da MIPAF (2006))

Consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno) (12)

PC = INGSS*P_Raz*cicli

dove: INGSS = consumo di sostanza secca per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

P_raz = contenuto di P medio delle razioni per la linea di produzione esaminata (kg/kg)

Cicli = numero di cicli di allevamento effettuati in un anno;

Ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno) (13)

PR = (PVv-PVa*0,95)*kPr*cicli

dove: PVa = peso medio (kg) dei capi acquistati

PVv = peso medio (kg) dei capi venduti

kPr = fosforo ritenuto per unità di peso vivo realizzato. kPr = 0,0075

Escrezione annua di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno) (14)

Pex = PC-PR

dove: PC = consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

PR = ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

CALCOLO DELLE PRODUZIONI ANNUE AZIENDALI DI AZOTO NETTO E FOSFORO

Quantificate dunque le escrezioni annue medie per capo/anno per ciascuna linea produttiva, le quantità prodotte dall'azienda nel suo complesso si ottengono sommando le escrezioni relative dei capi mediamente presenti per ciascuna linea di produzione.

Produzione di azoto netto aziendale (N_netto_az) (kg/anno/azienda) (15)

N_netto_az = (N_netto_M)*(CM_M) + (N_netto_CH)*(CM_CH) + (N_netto_LIM)*(CM_LIM) + (N_netto_IF)*(CM_IF) + (N_netto_PNP)*(CM_PNP) + (N_netto_Bai)*(CM_Bai) + (N_netto_AI)*(CM_AI)

dove: N_netto_M = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per la linea produttiva M (misti);

CM_M = consistenza media (capi mediamente presenti) per la linea produttiva M (misti);

N_netto_CH = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per la linea produttiva CH (Charolaise);

CM_CH = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva CH (Charolaise);

N_netto_LIM = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per la linea produttiva LIM (Limousine);

CM_LIM = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva LIM (Limousine);
N_netto_IF = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per la linea produttiva IF (Incroci francesi)

CM_IF = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva IF (Incroci francesi);
N_netto_PNP = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per la linea produttiva PNP (Pezzati neri polacchi);

CM_PNP = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva PNP (Pezzati neri polacchi);

N_netto_Bai = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per la linea produttiva Bai (Baliotti);

CM_Bai = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva Bai (Baliotti);

N_netto_AI = produzione di azoto netto (kg/capo/anno) per altre linee produttive;

CM_AI = consistenza media annua (capi/anno) per altre linee produttive.

Produzione di azoto netto (N netto) espresso per capo mediamente presente (16)

$$N_netto_da\ bilancio = N_netto_az/CM_V$$

dove: N_netto_az = produzione di azoto netto aziendale (kg/anno)

CM_V = consistenza media di allevamento come da comunicazione di spandimento (capi/anno). Il dato deve coincidere con la somma delle consistenze medie indicate per ciascuna linea produttiva.

Il valore ottenuto con l'applicazione di questa funzione può essere confrontato con il valore di 33.6 kg N/capo/anno proposto dal MIPAF (2006)

Produzione di fosforo escretato aziendale (Pex az) (kg/anno/azienda) (17)

$$Pex_az = (Pex_M)*(CM_M) + (Pex_CH)*(CM_CH) + (Pex_LIM)*(CM_LIM) + (Pex_IF)*(CM_IF) + (Pex_PNP)*(CM_PNP) + (Pex_Bai)*(CM_Bai) + (Pex_AI)*(CM_AI);$$

dove: Pex_M = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per la linea produttiva M (misti)

CM_M = consistenza media (capi mediamente presenti) per la linea produttiva M (misti);

Pex_CH = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per la linea produttiva CH (Charolaise);

CM_CH = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva CH (Charolaise);

Pex_LIM = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per la linea produttiva LIM (Limousine);

CM_LIM = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva LIM (Limousine);

Pex_IF = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per la linea produttiva IF (Incroci francesi);

CM_IF = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva IF (Incroci francesi);

Pex_PNP = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per la linea produttiva PNP (Pezzati neri polacchi);

CM_PNP = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva PNP (Pezzati neri polacchi);

Pex_Bai = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per la linea produttiva Bai (Baliotti);

CM_Bai = consistenza media annua (capi/anno) per la linea produttiva Bai (Baliotti);

Pex_AI = escrezione di fosforo (kg/capo/anno) per altre linee produttive;

CM_AI = consistenza media annua (capi/anno) per altre linee produttive.

Produzione di fosforo (P da bilancio) espresso per capo mediamente presente

$$Pex_da\ bilancio = Pex_az/CM_V$$

dove: Pex_az = produzione aziendale di fosforo (kg/anno)

CM_V = consistenza media dell'allevamento da dichiarazione (capi/anno). Il dato deve coincidere con la somma delle consistenze medie indicate per ciascuna linea produttiva.

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO

L'enorme variabilità delle stime di escrezione azotata dovuta ai diversi sistemi di allevamento e di alimentazione è ben rappresentata in letteratura. L'ERM (1999) propone valori standard di produzione di azoto, già corretti per le perdite di volatilizzazione (10%), differenziati in relazione alla mole, all'età e al livello di proteina grezza delle diete (tabella 2).

Tabella 2 - Valori standard di produzione di azoto netto (kg N/capo/anno) proposti dall'ERM (1999)

Mole età (anni)	Piccola			Grande		
	0-1	1-2	2-3	0-1	1-2	2-3
% N dieta						
Bassa (2,0%)	18	31	35	24	41	47
Media (2,7%)	24	43	48	32	57	64
Elevata (3,4%)	30	55	61	40	74	81

Per soggetti di grande mole e di età compresa tra 1 e 2 anni le escrezioni variano da 41 a 74 kg N/capo/anno in relazione ai contenuti di azoto delle razioni. ASAE (2003) per bovini in accrescimento allevati in ambienti confinati negli Stati Uniti propone un valore standard di escrezione (lorda) pari a 47 kg N/capo/anno. L'ADAS (2007) rileva valori di escrezione di N pari a 56 e 38 kg/capo/anno, rispettivamente per bovini allevati con diete basate su insilati d'erba (intervallo di peso vivo 49-552 kg, 15% PG, 456 giorni di durata del ciclo) e su cereali (intervallo di peso vivo 90-440 kg, 14% di PG, 270 giorni di durata del ciclo). Inoltre ADAS (2007) riporta, per bovini maschi interi (Holstein) allevati da 90 a circa 500 kg di PV, con dieta basata su cereali (13,6% PG), insilato di mais (17,2% PG) e insilati d'erba (15,9 % PG) valori di escrezione di azoto rispettivamente pari a 38,9, 59,9 e 49,7 kg N/capo/anno. DIAS (1998), per giovani tori di razze pesanti, finiti a 440 kg, propone un valore prossimo ai 31,2 kg/capo/anno.

In Italia Xiccato (2005), utilizzando i dati di 40 allevamenti in cui vi era una netta prevalenza di bovini maschi di razze francesi, riporta valori di 57 kg N/capo/anno (range di peso vivo 342-608; 1,66 cicli/anno; 14,4% PG). MIPAF (2006) riporta valori compresi tra 57 e 41 kg N/capo/anno, per le diverse realtà di allevamento nazionali propone uno standard di 48 kg N/capo/anno. Proprio in ragione della variabilità delle situazioni di allevamento e della conseguente difficoltà di definire dei valori standard di escrezione di applicazione generalizzata, ADAS (2007) suggerisce l'opportunità di ricorrere a software dedicati che possano consentire la stima delle escrezioni sulla base di semplici parametri aziendali. Il lavoro descritto in questo documento si inserisce quindi in questa prospettiva e nel paragrafo che segue viene riportato un esempio applicativo utilizzando i dati di un'azienda reale.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio, la consistenza media è di 200 vitelloni maschi equamente ripartiti tra soggetti di razza Charolaise e Limousine. Gli animali sono allevati in ambiente confinato con pavimentazione piena (Charolaise) e pavimentazione fessurata (Limousine). Gli alimenti vengono distribuiti con carro miscelatore impiegando la tecnica dell'unifed. Nella scheda 1a di acquisizione dati, adeguatamente compilato, sono riportati i dati quantitativi che caratterizzano le linee di produzione aziendali, mentre i risultati dell'applicativo sono presentati in tabella 3.

Scheda 1a - Acquisizione dati per allevamenti di vitelloni - compilato

Consistenza di allevamento (CM_V)	200					
Consistenza per linea produttiva	consistenza	Durata media	peso medio	peso medio	Mortalità	Vuoti
	media (n°)	ciclo (giorni)	acquisto (kg)	vendita (kg)	(%)	(giorni)
	(CM)	(DUR)	(PVa)	(PVv)	(M)	(Vu)
- linea Charolaise (CH)	100	208	386	676	2,2	15
- linea LIMOUSINE (LIM)	100	234	300	580	2,2	15

Alimentazione: x gruppi di alimentazione e linea produttiva:			
	Durata fasi (giorni)	PG razioni (% ss)	Fosforo razioni (% ss)
	DUR_n	(PG_n)	(P_n)
- linea produttiva: CHAROLAISE			
- fase 1	40	13,0	0,5
- fase 2	80	14,5	0,5
- fase n	88	14,0	0,5
- linea produttiva: LIMOUSINE			
- fase 1	40	12,0	0,5
- fase 2	97	14,5	0,5
- fase n	97	14,5	0,5

Dai conteggi risulta che con una consistenza media pari a 100 capi per linea produttiva, si producono in un anno 160 vitelloni Charolaise e 143 Limousine.

Gli accrescimenti giornalieri sono elevati e comunque superiori a 1,3 kg/capo/d. I consumi di sostanza secca per capo sono prossimi ai 1750 e ai 1740 kg/ciclo, rispettivamente per le due linee, nonostante i diversi pesi di acquisto e di vendita. I contenuti di proteina grezza delle razioni sono uguali o poco superiori al 14%. I consumi di azoto sono compresi tra 57 e 63 kg/capo/anno mentre le ritenzioni variano da 11,4 e 13,4 kg N/capo/anno ed infine le escrezioni sono pari a 49,4 e 45,0 kg N/capo/anno. Questi valori ricadono negli intervalli di variazione attesi dalle varie fonti prima citate. Si osserva che il valore di escrezione medio aziendale (47 kg N/capo/giorno) è uguale a quello proposto dall'ASAE (2003) ed è prossimo al valore medio di 48 kg N /capo/anno indicato dal MIPAF (2006). Le escrezioni di fosforo sono intorno ai 9-10 kg/capo/anno, valori simili a quelli riportati da DIAS (1998) per vitelloni di età compresa fra 1 e 2 anni (9,7 kg/capo/anno). L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo e la superficie minima necessaria per lo spandimento dei reflui in zone vulnerabili.

Tabella 3 - Risultati di bilancio

	Unità	Charolaise	Limousine	Complessivi
<u>Indici tecnici:</u>				
Cicli	n/anno	1,60	1,43	
Capi prodotti	“	160	143	
Accrescimento medio giornaliero	kg/d	1,49	1,26	
Peso vivo all’acquisto	kg/capo	386	300	
Peso vivo all’arrivo	kg/capo	367	285	
Peso vivo fine fase 1	kg/capo	426	335	
Peso vivo fine fase 2	“	545	458	
Peso vivo finale fase 3	“	676	580	
Ingestione di sostanza secca	“	1747	1739	
Indice di conversione	kg/kg	6,02	6,21	
Proteina grezza media razioni	% SS	14,0	14,2	
Azoto medio razioni	“	0,022	0,023	
Fosforo medio razioni	“	0,005	0,005	
<u>Bilancio dell’azoto</u>				
Consumo	kg/capo/anno	62,7	56,5	
Ritenzione	“	13,4	11,4	
Escrezione	“	49,4	45,0	media = 47,4
Volatilizzazione	kg/kg	0,3	0,3	
N netto	kg/capo/anno	34,55	31,52	media = 33,2
<u>Bilancio fosforo</u>				
Consumo	kg/capo/anno	13,98	12,46	
Ritenzione	“	3,71	3,17	
Escrezione	“	10,27	9,29	
<u>Produzioni aziendali di N e P x linea</u>				
N netto da bilancio	kg/anno	3455	3152	Somma = 6607
N netto da MIPAF (2006)	“	3360	3360	Somma = 6720
Fosforo	“	1027	929	Somma = 1956
<u>SAU necessaria in zona vulnerabile</u>				
Da bilancio	ha	20,32	18,54	Somma = 38,87
Da MIPAF (2006)	ha	19,76	19,76	Somma = 39,53

BIBLIOGRAFIA

- 1) ADAS, 2007. ADAS report to DEFRA. Supporting paper F2 for the consultation on the implementation of the nitrates directive in England. Home page address: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/nitrate/pdf/consultation-supportdocs/f2-excreta-n-output.pdf>
- 2) ASAE, 2003. American Society of Agricultural Engineers, Proposal for ASAE D384.1, Manure Production and characteristics: http://www.abe.iastate.edu/Ae573_ast475/manure%20D384%20-%20Final.doc
- 3) Bittante G., Andrighetto I., Ramanzin M., 1997. Tecniche di produzione animale. Liviana Editrice, Padova.
- 4) Bittante G., Gallo L., Schiavon S., Contiero B., Fracasso A., 2004. Bilancio dell'azoto negli allevamenti di vacche da latte e vitelloni. In: Bilancio dell'azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli – Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - Report finale, Regione Veneto.
- 5) Bonsembiante M., Gallo L., Schiavon S., 2003. L'allevamento e le produzioni animali nel XX secolo. In: Bonsembiante M. (ed), Le scienze animali al servizio dell'uomo, Cleup Editrice, Padova, Italia.
- 6) Cozzi G., 2007. Present situation and future challenges of beef cattle production in Italy and the role of research. Italian Journal of Animal Science, 6(Suppl 1):389-396.
- 7) DIAS, 1998. Standard Values for Farm Manure A Reevaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure (H.D. Poulsen and V.F. Kristensen (eds), Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, DK.
- 8) ERM, 1999. Establishment of criteria for the assessment of the nitrogen content of animal manures, European Commission, Final report, Luxembourg.
- 9) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Luxembourg.
- 10) ISMEA, 2004. Il mercato della carne bovina – Rapporto 2004. Franco Angeli, Milano.
- 11) Mazzenga A., Brscic M., Cozzi G., 2007. The use of corn silage in diets for beef cattle of different genotype. Italian Journal of Animal Science, 6 (suppl. 1), 321-323.
- 12) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152”. In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120.
- 13) http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dtidciyqeyfesvidm5ysrx2u5jzjwtryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407_DI_SR_effluentiallevamento.pdf
- 14) Micol D., Béranger C., 1984. French beef production systems from grassland. In Holmes W (ed), Grassland beef production. Martinus Nijhoff publishers, for the commission of the Europea Communities, EEC, Brussels, Luxembourg.
- 15) NRC, 1996. Nutrient requirements for beef cattle. Seventh Revised edition, National Academy Press, Washington D.C.
- 16) NRC, 2000. Nutrient requirements for beef cattle. Seventh Revised Edition, Update 2000. National Academy Press, Washington, D.C.
- 17) Whithers P.J.A., Edwards A.C., Foy R.H., 2001. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil. Soil Use and Management, 17:139-149.

- 18) Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science*. vol. 4 (3): 103-111.

3. ALLEVAMENTI DI VITELLI A CARNE BIANCA

STEFANO SCHIAVON, LUCIA BAILONI, MATTEO DAL MASO, FRANCO TAGLIAPIETRA

TRATTI ESSENZIALI DEL SISTEMA DI PRODUZIONE

I tratti essenziali di questo sistema di allevamento sono stati descritti da Bittante *et al.* (1997) e più recentemente da Cozzi (2007). L'attività di allevamento del vitello a carne bianca, che contribuisce per circa il 13% alla produzione totale di carne bovina in Italia (ISMEA, 2006), è prevalentemente svolta in Lombardia e Veneto nelle zone in cui è disponibile acqua a basso contenuto di ferro (Bittante *et al.*, 1997). I vitelli utilizzati per questa produzione sono principalmente maschi non utilizzati negli allevamenti di vacche da latte. Per questo tipo di produzione circa il 23% della domanda di animali vivi è coperta da importazioni, in particolare dalla Polonia, dalla Francia e dalla Germania (CRPA, 2006).

La brochure dell'ERM (2001) non riporta dati riguardanti il bilancio dell'azoto di questa tipologia di allevamento, tuttavia gli elementi essenziali che delineano le condizioni italiane sono riportati in tabella 1 (tabella f allegato 1 del MIPAF (2006)). Questi dati, ricavati da Bailoni *et al.* (2004) nell'ambito del progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti", sono stati ottenuti controllando il movimento di capi e mangimi in un periodo di tempo compreso tra il 2002 e il 2003 in 34 aziende specializzate, scelte con il criterio della rappresentatività, per un totale di 49206 soggetti.

Il peso medio di acquisto e di vendita sono stati rispettivamente intorno ai 60 e ai 253 kg/capo, l'indice di conversione prossimo a 1,73 e il contenuto di proteina grezza degli alimenti consumati (sostitutivi del latte più alimenti solidi) è risultato pari al 21,5%. Il bilancio di massa porta a concludere che mediamente il vitello a carne bianca emette 11,9 kg N/capo/anno. Assumendo perdite di volatilizzazione pari al 28% (MIPAF, 2006) la produzione di azoto netto nei reflui corrisponde a 8,6 kg N/capo/anno. Quest'ultimo valore è quindi stato recepito come standard dal decreto MIPAF (2006).

Tabella 1 - Vitelli a carne bianca: indici tecnici e bilancio dell'azoto (MIPAF, 2006)

	Unità di misura	Media	D.S. ²
Peso medio iniziale	kg/capo	61	6,1
Peso medio di vendita	kg/capo	253	13,9
Indice di conversione	kg/kg	1,73	0,10
Proteina grezza media degli alimenti	kg/kg	0,215	0,011
Cicli in un anno	n.	2,1	0,13
N consumato	kg/capo/anno	24,1	1,85
N ritenuto ¹	"	12,1	0,81
N escreto	"	11,9	1,52
N netto al campo	"	8,6	1,10

¹ Per quanto riguarda la ritenzione corporea di azoto si è utilizzato un valore pari al 3% dell'accrescimento. Si tratta di un valore prudenziale, inferiore al valore di 3,2% ottenuto da una sperimentazione di macellazione comparativa di vitelli a carne bianca ed analisi chimica dei loro costituenti corporei. Le perdite di azoto per volatilizzazione sono state assunte pari al 28%.

² Deviazione Standard.

Nel predisporre i modelli di calcolo ci si è proposti di creare un sistema in grado di tener conto dei vari fattori aziendali di variabilità in modo integrato. In questo modo l'azienda che impiega la procedura, può arrivare ad una definizione sufficientemente precisa delle escrezioni in base alle proprie condizioni di allevamento. Questo può aiutare anche ad individuare la strategia gestionale e/o di alimentazione che si ritiene più opportuna per ridurre le escrezioni, operando sulle consistenze degli animali, sui livelli di produzione, sulle modalità di alimentazione e sulle caratteristiche nutrizionali delle razioni impiegate.

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

Consistenza di allevamento

L'approccio semplificato impiegato per la quantificazione delle escrezioni MIPAF (2006) è basato su un fattore di escrezione (8,6 kg N/capo/anno) che viene moltiplicato per la consistenza media di allevamento. Per "consistenza media di allevamento" si intende il numero di capi mediamente presenti nell'allevamento nell'anno. Trattandosi di allevamenti con più cicli produttivi la presenza media è determinata moltiplicando il numero dei capi allevati in ogni ciclo per la frazione di anno di presenza in azienda e successivamente sommando tali prodotti (media ponderata, nell'arco dei 365 gg., del numero dei capi presenti in ogni ciclo). Questo approccio non considera il fatto che a parità di consistenza media i parametri produttivi possono invece variare sensibilmente (numero di cicli, consumi alimentari, quantità di peso vivo prodotto). Tutti questi fattori sono correlati con l'entità delle escrezioni. Per una più corretta quantificazione delle escrezioni è quindi necessario effettuare i conteggi di bilancio non per capo mediamente presente ma per capo prodotto. Strutturalmente quindi, la procedura proposta per la valutazione delle escrezioni a livello aziendale è molto simile a quella descritta per i vitelloni, con la differenza che non vengono effettuate distinzioni in base alla tipologia genetica allevata.

Prestazioni produttive

Le informazioni riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare la durata media dei cicli (DUR), i pesi di acquisto (PVa) e quelli di vendita (PVv) sono ricavate in base alle fatture di acquisto e di vendita dei capi di precedenti cicli produttivi conclusi nell'anno in corso e in quello precedente.

Periodi di vuoto

Il calcolo dei periodi di vuoto (Vu) tra un ciclo e quello successivo, va effettuato come differenza media tra le date medie di vendita e quelle di arrivo delle partite successive. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusi nell'anno in corso e in quello precedente. Nel caso in cui tale valore non fosse disponibile si può utilizzare un valore pari a 15 giorni/ciclo.

Mortalità

Nell'ambito di ciascuna linea di produzione, il dato di mortalità (M), comprensivo dei capi infortunati e venduti in urgenza, si ricava come differenza tra il numero di capi acquistati e il numero di capi venduti a fine ciclo. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusi nell'anno in corso e in quello precedente. Nel caso in cui tale informazione non sia disponibile si può indicare un valore pari al 3%.

Fasi alimentari

Dai risultati di Bailoni *et al.* (2004) risulta che nell'allevamento del vitello a carne bianca il ciclo di produzione è in genere suddiviso in due o tre fasi alimentari. Nelle tipologie gestionali dove sono presenti le tre fasi, l'avviamento ha una durata media di circa 40 giorni, l'ingrasso di circa 72 ed infine il finissaggio di 50 giorni. La variabilità entro e tra allevamenti, risulta comunque abbastanza elevata in quanto condizionata dal mercato delle materie prime e dei prodotti. Nelle altre tipologie gestionali il ciclo di allevamento è suddiviso invece più semplicemente in 2 periodi, uno iniziale (avviamento) simile alla tipologia precedente e un secondo periodo della durata di circa 120 giorni in cui gli animali vengono alimentati fino alla macellazione con lo stesso sostitutivo del latte. In questo caso vengono modificate sia la quantità di alimento somministrato che la sua concentrazione per soddisfare i fabbisogni del vitello. Per applicare la procedura di bilancio è quindi necessario in primo luogo individuare la durata media delle varie fasi alimentari in cui è suddiviso il ciclo di produzione. La durata totale del ciclo (DUR) deve, ovviamente, essere uguale alla somma delle durate di ciascuna fase alimentare ($DUR_{1,\dots,n}$).

Contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi

Per rispondere alle esigenze nutrizionali del vitello a carne bianca, le aziende utilizzano diverse tipologie di sostitativi del latte somministrati in forma liquida e alimenti solidi. L'indagine di Bailoni *et al.* (2004) indica che nella fase di avviamento il sostitutivo è caratterizzato da un tenore in proteina grezza del 20–23% e di lipidi grezzi del 18–20%. Nella fase d'ingrasso la concentrazione proteica del sostitutivo scende al 19–22% mentre aumenta la quantità di lipidi grezzi (20–22%); nell'ultimo periodo si mantiene il tenore proteico attorno al 20%, mentre aumenta ancora la concentrazione energetica elevando il contenuto di lipidi grezzi al 22–24%. Sempre Bailoni *et al.* (2004) hanno evidenziato che la somministrazione di alimenti solidi in aggiunta al sostitutivo latteo riguarda in particolare l'impiego di granella e insilato di mais, solo in alcune realtà si è osservato l'uso di mangimi commerciali, crusca e orzo fiocato. Questi ultimi alimenti sono totalmente di origine extra-aziendale e vengono distribuiti ai vitelli in dosaggi e con tempistiche indicate dalle norme sul benessere animale (da circa 50 g in fase di avviamento a 250–400 g nel periodo di finissaggio). Questi dati comunque non possono essere considerati stabili dal momento che il continuo aumento dei prezzi delle polveri di latte scremato e di siero, che rappresentano i principali ingredienti alimentari nella formulazione dei sostitativi del latte, stanno imponendo cambiamenti nei programmi alimentari e nelle caratteristiche nutrizionali delle razioni (Cozzi, 2007).

MODELLO DI BILANCIO

Cicli di produzione e capi mediamente prodotti in un anno

Il calcolo del numero di cicli effettuati in un anno può essere definito utilizzando la relazione (eq. 1) che tiene conto della durata dei periodi di permanenza in stalla dei vitelli, dei vuoti e della mortalità. Questi parametri sono introdotti per convertire il dato di consistenza media in numero di capi prodotti (eq. 2).

Numero di cicli effettuati in un anno (cicli) (1)

$$\text{Cicli} = [(365/(\text{DUR} + \text{Vu})) * (1 - M/100)];$$

dove: DUR = durata media del ciclo (giorni);

Vu = vuoti (giorni);

M = mortalità (%);

Vitelli prodotti anno (V Prod) (capi/anno) (2)

$V_Prod = \text{cicli} * CM;$

dove: CM=consistenza di allevamento (capi/anno).

Accrescimento medio giornaliero

Nella normale pratica di allevamento gli animali sono pesati solo al momento della vendita, assumendo che il peso all'arrivo sia intorno ai 60 kg, con qualche variazione in funzione della tipologia genetica. Tuttavia, dal momento che il ciclo produttivo prevede una serie di fasi alimentari è necessario stimare il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase per poter approssimare le ingestioni alimentari realizzate per fase. La soluzione più semplice è quella di assumere che durante la fase di allevamento l'accrescimento sia costante. Il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase di alimentazione può quindi essere determinato utilizzando le equazioni n. 3 e 4.

Accrescimento medio giornaliero (AMG) (kg/capo/d) (3)

$AMG = (PV_v - PV_a) / DUR$

dove: PV_a = peso medio di acquisto (kg/capo)

PV_v = peso medio di vendita (kg/capo)

DUR = durata media del ciclo (giorni)

Peso vivo medio (kg/capo) al termine di ciascuna fase alimentare (PV_{-1, ..., n}) (4)

$PV_{-1} = PV_a + AMG * DUR_{-1}$

$PV_{-2} = PV_{-1} + AMG * DUR_{-2}$

$PV_{-n} = PV_{-n} + AMG * DUR_{-n}$

dove: $DUR_{-1, ..., n}$ = durata delle fasi alimentari da 1 a n.

La somma delle durate parziali deve coincidere con il valore complessivo di durata (DUR).

Ingestione di equivalenti sostitutivi (95% ss) per capo e per fase (INGSost) (kg/capo)

In media il consumo di sostitutivi del latte per capo nell'intero ciclo varia da 324 a 343 kg e l'indice di conversione, comprensivo del contributo dovuto agli alimenti solidi, è intorno a 1,73 (Andrighetto *et al.*, 1999; Cozzi *et al.*, 2002; Gottardo *et al.*, 2002; Xiccato *et al.*, 2002; Bailoni *et al.*, 2004). Come per altre tipologie di allevamento si è ritenuto opportuno provvedere una equazione di stima della sostanza secca in funzione del peso vivo raggiunto al termine delle diverse fasi alimentari. Allo scopo sono stati utilizzati i risultati di Andrighetto *et al.* (1999) ottenuti dalla misura dei consumi alimentari e dei pesi vivi di vitelli pezzati neri polacchi a diverse età.

La relazione tra indice di conversione (IC) espresso in equivalenti sostitutivi del latte (con contenuti di sostanza secca 95%) e il peso vivo è stata la seguente: $IC = 1,00 + 0,004 * \text{Peso vivo}$ ($R^2 = 0,95$). Questa equazione va considerata con prudenza dal momento che si riferisce ad una singola prova, su un numero limitato di soggetti. L'applicazione di questa formula, porta a stime degli indici di conversione per gli intervalli di peso vivo 60-100, 100-150 e 159-253 kg rispettivamente pari a 1,40, 1,68 e 2,01, per un valore medio complessivo di 1,76, prossimo a quello di 1,73 riportato nel MIPAF (2006).

I consumi alimentari (espressi in equivalenti di sostitutivo di latte al 95% di sostanza secca) per ogni singola fase si calcolano moltiplicando l'indice di conversione per la variazione di peso vivo per singola fase alimentare e quindi sommando i risultati (set di equazioni n. 5). Ai fini della quantificazione dei contenuti di azoto degli alimenti liquidi e solidi consumati è utile anche quantificare la proporzione di alimento solido utilizzato (eq. 6) utilizzando i valori riportati nell'apposito modulo 1.

Consumi alimentari

(5)

$$\begin{aligned} \text{ING}_{-1} &= [1,00+0,004*(\text{PV}_{-1})]*(\text{PV}_{-1}-\text{PVa}); \\ \text{ING}_{-2} &= [1,00+0,004*(\text{PV}_{-2})]*(\text{PV}_{-2}-\text{PV}_{-1}); \\ \text{ING}_{-n} &= [1,00+0,004*(\text{PV}_{-n})]*(\text{PV}_{-n}-\text{PV}_{-2}) \\ \text{ING_Alim} &= \text{ING}_{-1} + \text{ING}_{-2} + \text{ING}_{-n}; \end{aligned}$$

dove: PVa = peso vivo medio di acquisto (kg/capo)

PV_{-1,...,n} = pesi vivi medi raggiunti al termine delle fasi alimentari da 1 a n.

Proporzione di mangime solido consumato (Prop solido)

(6)

$$\text{Prop_solido} = \text{ING_solido}/\text{ING_Alim};$$

dove: ING_solido = valore dichiarato nel modulo di acquisizione dati.

Accertamento dei contenuti medi di azoto e fosforo delle razioni

Ai fini della applicazione delle procedure di bilancio aziendale delle escrezioni è necessario procedere ad un accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo delle razioni utilizzate. Il calcolo dei contenuti medi ponderati di azoto e fosforo degli alimenti consumati procede quindi impiegando le seguenti equazioni 7 e 8.

Contenuto di N medio degli alimenti impiegati (N Alim)

(kg/kg)

(7)

$$\text{N_Alim} = \{[\text{ING}_{-1}*(\text{PG}_{-1}/100)+\text{ING}_{-2}*(\text{PG}_{-2}/100) + \text{ING}_{-n}*(\text{PG}_{-n}/100)]*(1-\text{Prop_solido}) + (\text{ING_solido})*(1/0,87)*(0,95)*(PG_solido/100)\}/\text{ING_Alim}/6,25$$

dove: PG_{-1,...,n} = sono i contenuti di proteina grezza (%) dei sostitutivi utilizzati nelle diverse fasi alimentari (da 1 a n), espressi in tal quale (con riferimento ad un sostitutivo convenzionale con il 95% di ss);

Prop_solido = proporzione (kg/kg) di mangime solido consumato rispetto al consumo totale (INGSost);

PG_solido = contenuto % di proteina grezza del mangime solido consumato;

(1/0,87)*(0,95)= coefficienti per standardizzare i contenuti di proteina grezza rispetto ad un sostitutivo standard contenente il 95% di sostanza secca.

Contenuto di P medio degli alimenti impiegati (P Alim)

(kg/kg)

(8)

$$\text{P_Alim} = \{[\text{ING}_{-1}*(\text{P}_{-1}/100)+\text{ING}_{-2}*(\text{P}_{-2}/100) + \text{ING}_{-n}*(\text{P}_{-n}/100)]*(1-\text{Prop_solido}) + (\text{ING_solido})*(1/0,87)*(0,95)*(P_solido/100)\}/\text{ING_Alim};$$

dove: P_{1,...,n} = sono i contenuti percentuali di fosforo totale dei sostitutivi utilizzati nelle diverse fasi alimentari (da 1 a n), espressi rispetto ad un sostitutivo convenzionale con il 95% di ss;

P_solido = contenuto % di fosforo del mangime solido consumato;

BILANCI ANNUI DELL' AZOTO E DEL FOSFORO PER CAPO MEDIAMENTE PRESENTE

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa. I consumi annui di azoto sono determinati moltiplicando l'ingestione stimata di alimenti per il contenuto medio di azoto degli alimenti consumati e per il numero di cicli mediamente attuati in un anno. Per quanto riguarda le ritenzioni di azoto si è considerato un contenuto medio prudenziale di 0,030 kg N/kg di peso vivo (NRC, 2001), anche se da prove di macellazione condotte da Andreoli *et al.* (1996) e Andrighetto *et al.* (1996) risulta una ritenzione pari al 3,2% del peso vivo. L'ERM (2001) invece, anche se non fa riferi-

mento ai vitelli a carne bianca, suggerisce un valore di ritenzione azotata per vitelli maschi in accrescimento pari al 2,7% del peso vivo. Per quanto riguarda il fosforo si è assunta una ritenzione pari a 7,5 g/kg di peso vivo (Whiters *et al.*, 2001). Infine per quantificare le perdite di azoto in atmosfera si sono considerate perdite pari al 28% dell'azoto totale escreto, valore che si ritrova nel MIPAF (2006). Le equazioni relative alla quantificazione dei consumi, delle ritenzioni e delle escrezioni sono di seguito riportate.

Consumo annuo di azoto per capo mediamente presente (1 capo prodotto*n. cicli; kg/capo/anno) (9)

NC = ING_Alum*N_Alum*cicli
dove: ING_Alum = consumo di alimenti per capo prodotto (kg/capo);
N_Alum = contenuto di N medio degli alimenti utilizzati (kg/kg);
Cicli = numero di cicli effettuati in un anno;

Ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (1 capo prodotto*n. cicli) (NR) (kg/capo/anno) (10)

NR = (PVv-PVa)*cicli*k_Nr
dove: PVa = peso medio di acquisto (kg/capo)
PVv = peso medio di vendita (kg/capo)
Cicli = numero di cicli di allevamento effettuati in un anno x la linea di produzione esaminata;
k_Nr = Azoto ritenuto per unità di peso vivo realizzato; k_Nr = 0,03 kg/kg

Escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (Nex) (kg/capo/anno) (11)

Nex = NC-NR
dove: NC = consumo annuo di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)
NR = ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

Produzione annua di azoto netto per capo mediamente presente (N_netto) (kg/capo/anno) (12)

N_netto = Nex*(1-k_vol)
dove: Nex = escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)
k_vol = coefficiente di volatilizzazione (k_vol = 0,28 da MIPAF (2006))

Consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (PC) (kg/capo/anno) (13)

PC = ING_Alum*P_Alum*cicli

Ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (PR) (kg/capo/anno) (14)

PR = (PVv-PVa)*kPr*cicli
dove: PVa = peso medio (kg) dei capi acquistati
PVv = peso medio (kg) dei capi venduti
kPr = fosforo ritenuto per unità di peso vivo realizzato. kPr = 0,0075

Escrezione annua di fosforo per capo mediamente presente (Pex) (kg/capo/anno) (15)

Pex = PC-PR
dove: PC = consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)
PR = ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

PRODUZIONI ANNUE AZIENDALI DI AZOTO E FOSFORO

Le quantità di azoto e fosforo prodotte dall'azienda nel suo complesso sono dunque quantificate moltiplicando le escrezioni annue medie per capo/anno per i dati di consistenza media

$$\begin{aligned} \text{Produzione di azoto netto aziendale} & \quad (N_netto_az) \text{ (kg/anno/azienda)} & (16) \\ N_netto_az = N_netto * CM & \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Produzione di fosforo escreto aziendale} & \quad (Pex_az) \text{ (kg/anno/azienda)} & (17) \\ Pex_az = (Pex) * (CM) & \end{aligned}$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO

A nostra conoscenza non vi sono pubblicazioni che riportano stime delle escrezioni di azoto e fosforo in questa categoria di animali. E' comunque possibile ottenere delle stime delle escrezioni di questi elementi in funzione del peso di vendita, della durata del ciclo e del contenuto medio di proteina grezza e fosforo degli alimenti consumati. I valori attesi derivanti dalla interazione dei tre principali fattori di variabilità sono riportati nelle tabelle 2, 3 e 4.

Prendendo come riferimento i dati ministeriali (MIPAF, 2006) riportati nella tabella 1, si può osservare che per le condizioni medie di allevamento in cui i pesi iniziali e finali dei capi sono pari a 60 e 253 kg/capo, per una durata media del ciclo di 170 giorni, senza vuoti sanitari, con livelli proteici pari al 21,5% e con un indice di conversione pari a 1,73, si prevede un'escrezione totale di azoto di circa 11,7 kg/capo/anno (tabella 2), corrispondenti a 8,4 kg/capo/anno di azoto netto (tabella 3), molto prossimi agli 8,6 kg/capo/anno indicati dal decreto MIPAF (2006). Nei conteggi si è assunta una piena occupazione degli spazi, una mortalità pari a zero e un indice di conversione costante e pari a 1,73. A parità di condizioni una riduzione di un punto percentuale di proteina nelle razioni può condurre a riduzioni delle escrezioni di azoto comprese tra il 9 e l'11%. Nelle stesse condizioni la quantità di fosforo escreto può variare da circa 1,5 a oltre 2 kg/capo/anno in funzione del contenuto di fosforo delle razioni (tabella 4).

Tabella 2 - Escrezione totale di azoto dei vitelli a carne bianca (kg/capo/anno). Valori attesi in base al peso di vendita, alla durata del ciclo e al contenuto medio di proteina grezza delle diete¹

PG media diete, % tq	Durata ciclo		Peso alla vendita, kg/capo					
	Giorni		210	230	253	270	290	310
19,0	150		7,85	8,90	10,11	11,00	12,04	13,09
20,0	150		8,84	10,02	11,38	12,38	13,56	14,74
21,5	150		10,33	11,71	13,29	14,46	15,84	17,22
22,0	150		10,82	12,27	13,93	15,15	16,60	18,04
19,0	170		6,93	7,85	8,92	9,70	10,63	11,55
20,0	170		7,80	8,84	10,04	10,93	11,97	13,01
21,5	170		9,11	10,33	11,73	12,76	13,97	15,19
22,0	170		9,55	10,82	12,29	13,37	14,64	15,92
19,0	190		6,20	7,03	7,98	8,68	9,51	10,34
20,0	190		6,98	7,91	8,98	9,78	10,71	11,64
21,5	190		8,15	9,24	10,49	11,42	12,50	13,59
22,0	190		8,55	9,68	11,00	11,96	13,10	14,24

¹ Assunzioni: indice di conversione costante e pari a 1,73, giorni di vuoto = 0, mortalità = 0.

Va sottolineato che i valori delle tabelle sono 2, 3 e 4 non sono il risultato di prassi consolidate e convalidate di alimentazione a basso impatto. Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive e sulle qualità dei prodotti. Come avviene già da tempo in altri Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto deve riguardare in modo sinergico il mondo operativo, quello della ricerca e delle istituzioni.

Tabella 3 - Produzione di azoto netto dei vitelli a carne bianca (kg/capo/anno). Valori attesi in base al peso di vendita, alla durata del ciclo e al contenuto medio di proteina grezza delle diete¹

PG media diete, % tq	Durata ciclo		Peso alla vendita, kg/capo					
	Giorni		210	230	253	270	290	310
19,0	150		5,66	6,41	7,28	7,92	8,67	9,43
20,0	150		6,37	7,22	8,19	8,92	9,76	10,61
21,5	150		7,44	8,43	9,57	10,41	11,40	12,40
22,0	150		7,79	8,83	10,03	10,91	11,95	12,99
19,0	170		4,99	5,66	6,42	6,99	7,65	8,32
20,0	170		5,62	6,37	7,23	7,87	8,62	9,36
21,5	170		6,56	7,44	8,44	9,19	10,06	10,94
22,0	170		6,88	7,79	8,85	9,63	10,54	11,46
19,0	190		4,46	5,06	5,74	6,25	6,85	7,44
20,0	190		5,03	5,70	6,47	7,04	7,71	8,38
21,5	190		5,87	6,65	7,55	8,22	9,00	9,79
22,0	190		6,15	6,97	7,92	8,61	9,43	10,25

¹ Assunzioni: indice di conversione costante e pari a 1,73, giorni di vuoto = 0, mortalità = 0, coefficiente di volatilizzazione dell'azoto = 28% dell'azoto escreto.

Tabella 4 – Escrezione di fosforo di vitelli a carne bianca (kg/capo/anno). Valori attesi in base al peso di vendita, alla durata del ciclo e al contenuto medio di fosforo delle diete¹

P medio diete, % tq	Durata ciclo		Peso alla vendita, kg/capo					
	Giorni		210	230	253	270	290	310
0,55	150		0,74	0,83	0,95	1,03	1,13	1,23
0,65	150		1,37	1,55	1,76	1,91	2,10	2,28
0,75	150		2,00	2,26	2,57	2,80	3,06	3,33
0,85	150		2,63	2,98	3,38	3,68	4,03	4,38
0,55	170		0,65	0,74	0,83	0,91	1,00	1,08
0,65	170		1,21	1,37	1,55	1,69	1,85	2,01
0,75	170		1,76	2,00	2,27	2,47	2,70	2,94
0,85	170		2,32	2,63	2,99	3,25	3,56	3,87
0,55	190		0,58	0,66	0,75	0,81	0,89	0,97
0,65	190		1,08	1,22	1,39	1,51	1,65	1,80
0,75	190		1,58	1,79	2,03	2,21	2,42	2,63
0,85	190		2,08	2,35	2,67	2,91	3,18	3,46

¹ Assunzioni: indice di conversione costante e pari a 1,73, giorni di vuoto = 0, mortalità = 0.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio la consistenza media è di 1000 vitelli acquistati ad un peso vivo medio di 61 kg e venduti a 253 kg. Tra un ciclo e quello successivo vi è un periodo di vuoto medio pari a 15 giorni e la mortalità è intorno al 2%. Durante il ciclo di produzione si sono individuate tre fasi alimentari, della durata di 28, 71 e 71 giorni rispettivamente, in cui vengono utilizzati sostitutivi del latte con le caratteristiche riportate nella scheda 1.

I risultati dell'applicazione della procedura di stima sono riportati in tabella 5. L'applicativo prevede una produzione annuale di vitelli pari a 1934 capi, un accrescimento medio giornaliero di 1,13 kg/d, un consumo di alimenti corrispondente a 340 kg/capo/ciclo contenenti in media il 21% di proteina grezza e lo 0,8% di fosforo.

Scheda 1 - Acquisizione dati per allevamenti di vitelli a carne bianca

DATI TECNICI	Consistenza	Durata media	Vuoti	Peso	Peso	Mortalità
	(capi/anno) CM	ciclo (giorni) DUR	(giorni) Vu	acquisto (kg) PVa	vendita (kg) PVv	(%) M
	1000	170	15	61	253	2

Alimentazione per fasi	Durata fasi (giorni)	Proteina grezza sostitutivi (% t.q.) ¹	Fosforo sostitutivi (% t.q.) ¹
	DUR _{-1,...,n}	PG _{-1,...,n}	P _{-1,...,n}
- fase 1	28	22	0.8
- fase 2	71	22	0.8
- fase 3	71	21	0.8

Mangime solido	Consumo mangime solido (kg/capo/ciclo)	Proteina grezza mangime solido (% t.q.) ²	Fosforo totale mangime solido (% t.q.) ²
	ING_solido	PG_solido	P_solido
	27	15	0.5

¹ valori espressi sul tal quale in riferimento ad un sostitutivo standard con il 95% di ss; ² valori espressi sul tal quale in riferimento ad un mangime standard con l'87% di ss.

I risultati di bilancio dell'azoto indicano pertanto un consumo pari a 22,2 kg/capo/anno, una ritenzione pari a circa la metà e una escrezione di azoto di 11.1 kg/capo/anno. Utilizzando il coefficiente di volatilizzazione dell'azoto indicato MIPAF (2006) (28% dell'azoto escreto) la produzione stimata di azoto netto si attesta intorno agli 8 kg/capo/anno, valore un po' più contenuto rispetto allo standard indicato dal MIPAF (2006). Il bilancio del fosforo indica un consumo, una ritenzione ed una escrezione rispettivamente pari a 5,13, 2,78 e 2,35 kg/capo/anno. L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo da cui si possono facilmente derivare i fabbisogni minimi di superficie agricola in zone vulnerabili e non.

Tabella 5 - Risultati di bilancio

	Valore	Unità
<i>Indici tecnici</i>		
Numero di cicli	1,93	cicli/anno
Vitelli prodotti in un anno	1934	capi/anno
Accrescimento medio giornaliero	1,129	kg/d
Ingestione di equivalenti sostitutivo (totale):	340,3	
Proporzione di mangime solido consumato	0,079	
Contenuto medio di PG degli alimenti consumati	0,2112	kg/kg
Contenuto medio di N degli alimenti consumati	0,0338	kg/kg
Contenuto medio di fosforo degli alimenti consumati	0,0078	kg/kg
<i>Bilancio dell'azoto per capo mediamente presente</i>		
Consumo	22,23	kg/capo/anno
Ritenzione	11,14	“
Escrezione	11,09	“
K_vol	0,28	kg/kg
Azoto netto	7,99	kg/capo/anno
Azoto netto da MIPAF (2006)	8,6	“
<i>Bilancio del fosforo per capo mediamente presente</i>		
Consumo	5,13	“
Ritenzione	2,78	“
Escrezione	2,35	“
<i>Produzione annua aziendale di azoto netto</i>		
da bilancio	7988	kg/anno
da MIPAF (2006)	8600	“
<i>Produzione annua aziendale di fosforo</i>		
	2347	“

BIBLIOGRAFIA

- 1) Andreoli D., Andrighetto I., Cozzi G., Gottardo F., 1996. Effetto dell'inclusione di un latte senza latte di origine vegetale nella dieta di vitelli a carne bianca. Prestazioni produttive e qualità della carne. Atti Società Italiana di Scienze Veterinarie 50:573-574.
- 2) Andrighetto I., Andreoli D., Cozzi G., Berzaghi P., 1996. Prestazioni produttive e qualità della carne di vitelli a carne bianca alimentati con dosi diverse di sostitutivo del latte di origine vegetale. Zootecnia e Nutrizione Animale, 22:289-299.
- 3) Andrighetto I., Gottardo F., Andreoli D., Cozzi G., 1999. Effect of type of housing on verval calf growth performance, behaviour and meat quality. Livest. Prod. Sci. 57:137-145.
- 4) Bailoni L., Mantovani R., Gottardo F., Ossensi C., 2004. Bilancio dell'azoto negli allevamenti di vitelli a carne bianca. In: Bilancio dell'azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli - Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Veneto.
- 5) Bittante G., Andrighetto I., Ramanzin M., 1997. Tecniche di produzione animale. Liviana Editrice, Padova.

- 6) Cozzi G., 2007. Present situation and future challenges of beef cattle production in Italy and the role of research. *Italian Journal of Animal Science*, 6 (1):389-396.
- 7) Cozzi G., Gottardo F., Mattiello S., Canali E., Scanziani E., Verga M., Andrighetto I., 2002. The provision of solid feeds to calves: I. growth performance, forestomach development, and carcass and meat quality. *J. Anim Sci.* 80:357-366.
- 8) CRPA, 2006. Costo di produzione e di macellazione del vitellone da carne. Opuscoli CRPA. Notizie n. 7.
- 9) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Luxembourg.
- 10) ISMEA, 2006. Il mercato della carne bovina – Rapporto 2006. Franco Angeli, Milano.
- 11) Gottardo F., Mattiello S., Cozzi G., Canali E., Scanziani E., Ravarotto L., Ferrante V., Verga M., Andrighetto I., 2002. The provision of drinking water to veal calves from welfare purposes. *J. Anim. Sci.* 80:2362-2372.
- 12) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell’utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all’articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152”. In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dtidciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzjwtryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407_DI_SR_effluentialelevamento.pdf
- 13) NRC, 2001. Nutrient requirements of dairy cattle: 7th revised edition. National Academy Press, Washington, DC.
- 14) Whithers P.J.A., Edwards A.C., Foy R.H., 2001. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil. *Soil Use and Management* 17:139-149
- 15) Xiccato G., Trocino A., Queaque P.I., Sartori A., Carazzolo A., 2002. Rearing veal calves with respect to animal welfare: effects of group housing and solid feed supplementation on growth performance and meat quality. *Livest. Prod. Sci.* 75: 269-280.

4. ALLEVAMENTI DI SUINI IN ACCRESCIMENTO

STEFANO SCHIAVON, MATTEO DAL MASO, FRANCO TAGLIAPIETRA, CHIARA CEOLIN

TRATTI CARATTERISTICI DEL SISTEMA DI PRODUZIONE

La definizione di valori standard di escrezione, ottenuti sulla base di una corretta metodologia di valutazione, ha costituito il primo e fondamentale passo per giungere ad una quantificazione, per quanto approssimata, delle emissioni di azoto a livello territoriale e aziendale basata sul semplice numero dei capi allevati. La definizione di valori standard di escrezione azotata, rappresentativi delle condizioni ordinarie dell'allevamento suino nazionale, è stata oggetto di un progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" che ha visto la partecipazione delle Regioni Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto e che ha interessato 61 allevamenti per un totale di 215000 soggetti (Xiccato *et al.* 2004, Tagliapietra *et al.* 2004, Xiccato *et al.*, 2005, Schiavon *et al.*, 2006). I dati relativi a tutti i movimenti di capi, in termini di numero e di peso, e di mangimi, in termini di peso e di contenuto di proteina grezza, sono stati accuratamente registrati per singola partita a partire dall'anno 1997 fino al 2003. I valori medi e la variabilità per i principali indici tecnici e voci di bilancio ottenuti dall'indagine (tabella 1) sono stati infine recepiti dal decreto MIPAF (2006) in tabella b2 dell'allegato 1.

Tabella 1 - Indici tecnici e bilancio dell'azoto del suino pesante¹ in raffronto agli indici riportati dall'ERM (2001)

Indici tecnici	Unità di misura	MIPAF (2006) – Allegato 1 – tabella b2		ERM 2001	
		Media	D.S. ²	Standard	Range
Peso medio iniziale	kg/capo	28,5	4,7	25	
Peso medio di vendita	kg/capo	163,4	5,3	105	
Indice di conversione	kg/kg	3,64	0,26	2,9	
Proteina grezza media dei mangimi	kg/kg	0,153	0,007	0,175	0,10
Cicli in un anno	n.	1,60	0,17	3	
N consumato	kg/capo/ anno	19,00	1,87	19,5	
N ritenuto	“	5,19	0,46	6,0	
N escreto	“	13,81	1,57	13,5	

¹ I dati sono stati ottenuti da 61 aziende, scelte con il criterio della rappresentatività, nelle Regioni Veneto ed Emilia Romagna, per un totale di 215.000 soggetti. I valori sono stati ottenuti controllando i movimenti di capi e mangimi nell'ambito di un periodo compreso tra l'anno 1997 e il 2003. Tenendo conto che in Italia sono presenti, oltre al suino pesante (65% circa), altre tipologie di produzione (ad esempio il suino mediterraneo (circa il 25%) e il suino leggero (circa il 10%), come il valore di peso medio risulta 89 kg/capo. Stimando perdite medie di volatilizzazione dell'azoto intorno al 28%, si ritiene rappresentativo un valore medio nazionale di N netto al campo pari a 9,8 kg/capo/anno.

² Deviazione Standard.

I risultati indicano che in media, nelle condizioni attuali dell'allevamento del suino pesante, ci si attende un'escrezione complessiva pari a 13,81 kg N/posto/anno, che corrisponde a 9,9 kg di N netto al campo se si assume una volatilizzazione dell'azoto escreto pari al 28%. Tenendo conto che in Italia vi sono altre tipologie di produzione (vedi legenda tabella 1) il MIPAF (2006) indica un valore standard di escrezione di azoto netto di poco inferiore e pari a 9,8 kg/capo/anno. Questo valore, nonostante le grandi differenze tra sistemi di produzione nei diversi indici tecnici (Tabella 1), è sostanzialmente in linea con il range di valori, 9,9 – 10,5 kg/capo/anno, riportato dalla letteratura estera (DIAS, 1998; Fernandez *et al.*, 1999; Dourmad *et al.*, 1999a,b; Van der Peet-Schwering *et al.*, 1999; ERM, 2001).

Per il fosforo invece mancano ancora a livello nazionale valori di riferimento. Tuttavia, Schiavon *et al.* (2006) indicano, da dati in parte ricavati dal citato progetto inter-regionale, un consumo pari a 4,14 kg/posto/anno, una ritenzione di 1,07 kg e un'escrezione di 3,07 kg/posto/anno, valore che coincide con quello riportato da Dourmad (1999a) se si considera che per la produzione del suino leggero si possono effettuare circa 3 cicli di produzione all'anno (ERM 2001).

Dalla indagine condotta da Schiavon *et al.* (2004) nell'ambito del progetto inter-regionale bilancio dell'azoto negli allevamenti, è possibile avere un riferimento quantitativo riguardante i principali indici tecnici riguardanti gli allevamenti di suini in accrescimento-ingrasso, distinti nelle principali tipologie di produzione, medio, medio-pesante e pesante, tra le quali l'ultima è di particolare rilevanza nel nostro territorio (tabella 2).

Le osservazioni, effettuate su dati rilevati fra il 1997 e il 2003, riguardano 141 partite di 51 allevamenti per un totale di 161.278 capi controllati.

Mediamente la mortalità si è aggirata intorno al 3% e la percentuale di vendite urgenti (scarti) è risultata prossima all'1% o poco meno. Queste due variabili non sono state influenzate in misura significativa dalla tipologia di produzione. Differenze molto significative sono state invece osservate per i diversi parametri temporali. I tempi di interchiusura tra una partita e quella successiva, come pure quelli di permanenza dei suini in stalla sono risultati marcatamente più ridotti nel caso delle tipologie di allevamento del suino medio e medio pesante rispetto a quella del suino pesante. Questo risultato era atteso dal momento che nella tipologia del suino pesante per poter entrare nei circuiti commerciali del prosciutto DOP si deve rispettare un'età minima di macellazione dei soggetti allevati di almeno 9 mesi. Ne consegue che, per le prime due tipologie di produzione, il numero di cicli realizzabili in un anno supera le due unità mentre per il suino pesante il numero di cicli realizzabili in un anno è prossimo a 1,6. Le differenze tra le tre principali tipologie di produzione "media", "medio pesante" e "pesante" sono anche evidenti osservando i valori di peso vivo finale (129, 137 e superiore a 160 kg) e quelli relativi all'accrescimento medio giornaliero (0,718, 0,723 e 0,630 kg/d).

In tabella 2 sono riportati in dettaglio anche i dati relativi ai consumi alimentari di sostanza secca di mangime e di siero, come pure gli indici di conversione alimentare espressi in termini di sostanza secca (IC mangime+siero (s.s.) o standardizzati sul tal quale, considerando un contenuto medio di sostanza secca del mangime + siero dell'87%. Per le tre principali tipologie di produzione gli indici di conversione standardizzati sono risultati pari a 2,93, 3,15 e 3,64, rispettivamente. La diversa impostazione alimentare nelle prime due tipologie rispetto alla terza è evidente anche dai contenuti medi di proteina grezza dei mangimi utilizzati, rispettivamente intorno al 16,2 e al 15,2 % e dal diverso numero di mangimi adottati nei piani di alimentazione, mediamente prossimo a 3 e a 3,5, rispettivamente.

Tabella 2 - Prestazioni produttive medie per tipologia di produzione (51 aziende, 141 partite, 161.278 capi, 1997- 2003)

	Suino medio	Suino medio- pesante	Suino pesante	DSR
Allevamenti, n	5	7	39	-
Capi				
Posti stalla suino pesante, n	629	863	1289	1037
Iniziali partita, n	738	940	1293	1104
Finali partita, n	714	887	1232	1040
Mortalità, %	2,58	2,88	3,05	1,97
Scarti, %	0,71	0,35	1,01	1,33
Capi medi partita, n	726	931	1265	1086
Tempi, d				
Interchiusura, d	171 ^A	175 ^A	230 ^B	19
Permanenza, d	141 ^A	154 ^B	208 ^C	12
Vuoti, d	30	21	22	15
Occupazione, %	83,6 ^A	88,2 ^B	91,2 ^B	6,0
Cicli/anno, n	2,17 ^B	2,10 ^B	1,60 ^A	0,17
Pesi/capo				
Iniziale, kg	23,9 ^A	25,6 ^A	28,5 ^B	4,7
Finale, kg	128,8 ^A	136,8 ^B	163,4 ^C	5,3
AMG, kg/d	0,718 ^B	0,723 ^B	0,647 ^A	0,044
Consumi alimentari, kg capo				
Mangime, ss	253 ^A	301 ^B	404 ^C	36
Siero, ss	-	-	19	12
Totale, ss	253 ^A	301 ^A	423 ^B	29
IC mangime, t.q. ¹	2,93 ^A	3,15 ^B	3,47 ^C	0,30
IC mangime, s.s. ¹	2,56 ^A	2,75 ^B	3,04 ^C	0,26
IC mangime + siero, t.q. ¹	2,93 ^A	3,15 ^B	3,64 ^C	0,26
IC mangime + siero, s.s. ¹	2,56 ^A	2,75 ^B	3,19 ^C	0,22
PG media mangime+siero, % tq ¹	16,31 ^B	16,15 ^B	15,29 ^A	0,60
PG media mangime+siero, % ss ¹	18,64 ^B	18,46 ^B	17,50 ^A	0,70
Fasi alimentari, n	3,00 ^A	3,26 ^{AB}	3,63 ^B	0,70

NB: i valori riportati sono medie stimate relative ad numero di informazioni diverso per ciascuna tipologia aziendale. Le medie riportate in tabella non sono quindi direttamente calcolabili l'una dall'altra. ^{A,B,C} Valori sulla stessa riga che riportano apici differenti differiscono significativamente $P < 0,01$ ¹ Gli indici di conversione tengono conto anche dei consumi degli animali morti, delle vendite urgenti e degli sprechi di mangime essendo stati valutati sulla base dei consumi aziendali. I valori t.q. si riferiscono a mangimi standard con un contenuto di sostanza secca del 87%.

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

I parametri necessari per la quantificazione aziendale delle produzioni di azoto netto e di fosforo, sono di seguito descritti.

Consistenza di allevamento

L'approccio semplificato impiegato per la quantificazione delle escrezioni dal MIPAF (2006), è basato su un fattore di escrezione (9,8 kg N/capo/anno) che viene moltiplicato per la consistenza media di allevamento. Per "consistenza media di allevamento" si intende il numero di capi mediamente presenti nell'allevamento nell'anno. Negli allevamenti di suini in accrescimento sono ordinariamente effettuati più cicli produttivi. In questo caso la consistenza media è determinata moltiplicando il numero dei capi allevati in ogni ciclo per la frazione di anno di presenza in azienda e successivamente sommando tali prodotti (media ponderata, nell'arco dei 365 gg., del numero dei capi presenti in ogni ciclo).

Questo approccio non considera il fatto che a parità di consistenza media i parametri produttivi possono invece variare sensibilmente (numero di cicli, consumi alimentari, quantità di peso vivo prodotto). Tutti questi fattori sono correlati con l'entità delle escrezioni. Per una più corretta quantificazione delle escrezioni è quindi necessario effettuare i conteggi di bilancio non per capo mediamente presente ma per capo prodotto. Strutturalmente quindi, la procedura proposta per la valutazione delle escrezioni a livello aziendale è molto simile a quella descritta per altre specie destinate alla produzione di carne come i vitelloni, i vitelli a carne bianca, e gli avicoli.

Prestazioni produttive

Le informazioni riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare la durata media dei cicli (DUR), i pesi di acquisto (PVa) e quelli di vendita (PVv) sono ricavate in base alle fatture di acquisto e di vendita dei capi di precedenti cicli conclusisi nell'anno in corso e in quello precedente.

Periodi di vuoto

Il periodo di vuoto (Vu) tra un ciclo e quello successivo va calcolato come differenza media tra le date medie di vendita e quelle di arrivo delle partite successive. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusisi nell'anno in corso e in quello precedente.

Mortalità

Il dato di mortalità (M), comprensivo dei capi infortunati e venduti in urgenza, si ricava come differenza tra il numero di capi acquistati e il numero di capi venduti a fine ciclo. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusisi nell'anno in corso e in quello precedente. Il valore va verificato in base ai dati riportati nel registro di scarico e carico.

Fasi alimentari

Per singola fase alimentare si intende il periodo di tempo in cui la composizione della razione non si modifica significativamente in riferimento al suo contenuto di proteina grezza. La durata totale del ciclo (DUR) deve essere uguale alla somma delle durate di ciascuna fase alimentare ($DUR_{-1, \dots, n}$).

Accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi

Ai fini dell'applicazione delle procedure di bilancio aziendale delle escrezioni, è necessario procedere ad un accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi impiegati nelle diverse fasi di allevamento.

MODELLO DI BILANCIO

Cicli di produzione e capi mediamente prodotti in un anno

Il calcolo del numero di cicli effettuati in un anno può essere definito utilizzando la relazione (eq. 1) che tiene conto della durata dei periodi di permanenza in stalla dei suini, dei vuoti e della mortalità. Questi parametri sono introdotti per convertire il dato di consistenza media in numero di capi prodotti (eq. 2).

$$\text{Numero di cicli effettuati in un anno} \quad (\text{cicli}) \quad (1)$$

$$\text{Cicli} = [(365/(\text{DUR} + \text{Vu})) * (1 - \text{M}/100)];$$

dove: DUR = durata media del ciclo (giorni); Vu = vuoti (giorni); M = mortalità (%);

$$\text{Capi prodotti anno (V_PROD)} \quad (\text{capi/anno}) \quad (2)$$

$$\text{V_Prod} = \text{cicli} * \text{CM};$$

dove: CM=consistenza di allevamento.

Accrescimento medio giornaliero

Nella normale pratica di allevamento gli animali sono pesati solo al momento dell'acquisto e della vendita. Tuttavia, dal momento che il ciclo produttivo prevede una serie di fasi alimentari è necessario stimare il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase per poter approssimare le ingestioni alimentari realizzate per fase. La soluzione più semplice è quella di assumere che durante la fase di allevamento l'accrescimento sia costante. Il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase di alimentazione può quindi essere determinato utilizzando le equazioni n. 3 e 4.

$$\text{Accrescimento medio giornaliero} \quad (\text{AMG}) \text{ (kg/capo/d)} \quad (3)$$

$$\text{AMG} = (\text{PV}_v - \text{PV}_a) / \text{DUR};$$

dove: PV_a = peso medio di acquisto (kg/capo);

PV_v = peso medio di vendita (kg/capo);

DUR = durata media del ciclo (giorni).

$$\text{Peso vivo medio (kg/capo) al termine di ciascuna fase alimentare} \quad (\text{PV}_n) \quad (4)$$

$$\text{PV}_{-1} = \text{PV}_a + \text{AMG} * \text{DUR}_{-1}$$

$$\text{PV}_{-2} = \text{PV}_{-1} + \text{AMG} * \text{DUR}_{-2}$$

$$\text{PV}_{-3} = \text{PV}_{-2} + \text{AMG} * \text{DUR}_{-3}$$

$$\text{PV}_{-n} = \text{PV}_{-3} + \text{AMG} * \text{DUR}_{-n}$$

dove: DUR_{-1,...,n} = durata delle fasi alimentari da 1 a n.

La somma delle durate parziali deve ovviamente coincidere con il valore complessivo di durata (DUR).

Consumi alimentari

In media il consumo alimentare, espresso in equivalenti mangime all'87% di sostanza secca, varia in funzione della tipologia produttiva, suino medio, medio pesante e pesante, da 287 a 480 kg/capo, mentre gli indici di conversione alimentare aumentano con l'aumentare del peso di vendita passando da un valore di 2,93 a 3,64, rispettivamente per pesi di vendita compresi tra 130 e 163 kg/capo (tabella 2). Come per altre tipologie di allevamento si è ritenuto opportuno provvedere ad un'equazione di stima degli indici di conversione in funzione del peso vivo all'acquisto, alla vendita e alla durata del ciclo. Allo scopo sono stati utilizzati i dati raccolti da Schiavon *et al.* (2004) che si riferiscono a 13 aziende, 115 ci-

cli produttivi, per un totale di oltre 108.000 soggetti macellati a diversi pesi vivi. La relazione trovata è la seguente: $ICA = 0,814+0,028*\text{Peso acquisto}+0,0101*(\text{Peso vendita} - \text{Peso acquisto})+0,00299*\text{durata ciclo}$ ($R^2 = 0,80$, $\text{dsr} = 0,15 \text{ kg/kg}$). La regressione lineare tra i valori di indice di conversione simulati e misurati (figura 1), indica una sufficiente precisione ed accuratezza delle stime.

Applicando questa equazione ai dati riportati dal MIPAF (2006) risulta una stima dell'indice di conversione pari a 3,60 non dissimile dal valore di 3.64 indicato nel DM (MIPAF, 2006). Pertanto i consumi alimentari (espressi in equivalenti mangime all' 87% di sostanza secca) per ogni singola fase si calcolano moltiplicando l'indice di conversione per la variazione di peso vivo per singola fase alimentare e quindi sommando i risultati finali (set di equazioni n. 5).

Poiché in molti allevamenti si sostituisce parte del mangime con siero di latte, in genere utilizzando brode con rapporti siero/mangime variabili, ai fini della quantificazione dei contenuti medi di azoto degli alimenti consumati è necessario anche indicare il rapporto medio siero/mangime utilizzato. Per semplicità si è assunto che il siero contenga in media il 5,5% di sostanza secca, il 12.5% di proteina grezza sulla sostanza secca (11% se espresso in equivalenti mangime all'8% di SS) e lo 0.2% SS di fosforo.

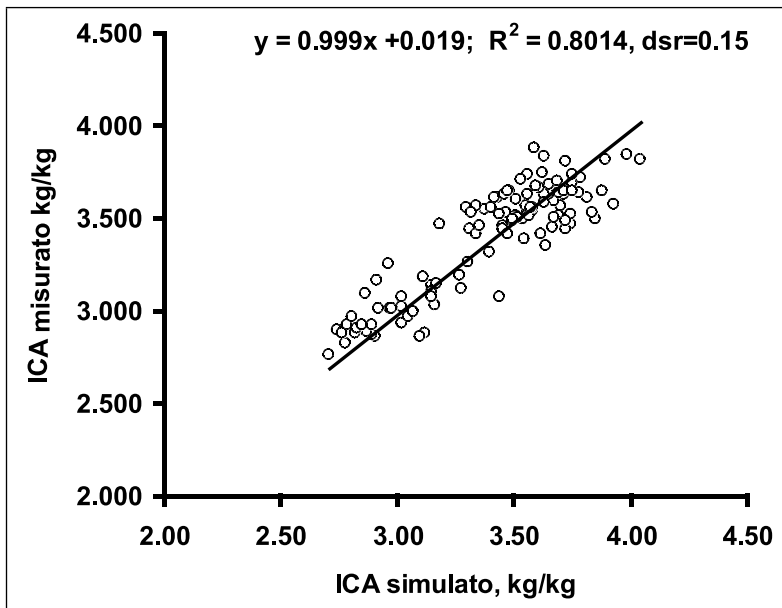


Figura 1 - Relazione tra misure e stime dell'indice di conversione in suini in accrescimento

La quantificazione dei contenuti medi ponderati di azoto e fosforo degli alimenti consumati viene quindi ricavato con le successive equazioni 6- 8.

Ingestione di mangime (87% ss) per capo e per fase (INGMang) (kg/capo) (5)

$$\begin{aligned}
 \text{ING}_{-1} &= [0,814+0,028*\text{PV}_a+0,0101*(\text{PV}_{-1}-\text{PV}_a)+0,00299*\text{DUR}_{-1}]*(\text{PV}_{-1}-\text{PV}_a) \\
 \text{ING}_{-2} &= [0,814+0,028*\text{PV}_{-1}+0,0101*(\text{PV}_{-2}-\text{PV}_{-1})+0,00299*\text{DUR}_{-2}]*(\text{PV}_{-2}-\text{PV}_{-1}) \\
 \text{ING}_{-3} &= [0,814+0,028*\text{PV}_{-2}+0,0101*(\text{PV}_{-3}-\text{PV}_{-2})+0,00299*\text{DUR}_{-3}]*(\text{PV}_{-3}-\text{PV}_{-2}) \\
 \text{ING}_{-n} &= [0,814+0,028*\text{PV}_{-3}+0,0101*(\text{PV}_{-n}-\text{PV}_{-3})+0,00299*\text{DUR}_{-n}]*(\text{PV}_{-n}-\text{PV}_{-3}) \\
 \text{INGMang} &= \text{ING}_{-1} + \text{ING}_{-2} + \text{ING}_{-3} + \text{ING}_{-n}
 \end{aligned}$$

dove: PVa = peso vivo medio di acquisto (kg/capo)
 PV_{-1,...,n} = pesi vivi medi raggiunti al termine delle fasi alimentari da 1 a n;

$$\text{Proporzione di ingestione attribuibile al siero} \quad (\text{PROPSIE}) \quad (6)$$

$$\text{PROPSIE} = \text{SIE_MANG} * 0,055 / 0,870$$

dove: SIE_MANG è il rapporto siero mangime indicato nel MODULO 1a;
 0,055 = contenuto medio di sostanza secca del siero (kg/kg);
 0,870 = contenuto di sostanza secca di un mangime standard (kg/kg).

$$\text{Contenuto di N medio dei mangimi} \quad (\text{N_Mang}) \quad (\text{kg/kg}) \quad (7)$$

$$\text{N_Mang} = \{ [\text{ING}_{-1} * (\text{PG}_{-1} / 100) + \text{ING}_{-2} * (\text{PG}_{-2} / 100) + \text{ING}_{-3} * (\text{PG}_{-3} / 100) + \text{ING}_{-n} * (\text{PG}_{-n} / 100)] * (1 - \text{PROPSIE}) + (\text{INGMang} * \text{PROPSIE} * 0,11) \} / \text{INGMang} / 6,25$$

dove: PG_{-1,...,n} = sono i contenuti percentuali di proteina grezza dei mangimi utilizzati nelle diverse fasi alimentari (da 1 a n), espressi sul tal quale (con riferimento ad un mangime convenzionale con l'87% di ss);
 PROPSIE è la proporzione di ingestione dovuta al siero;
 0.11 = contenuto standardizzato di proteina grezza del siero;

$$\text{Contenuto di P medio dei mangimi} \quad (\text{P_Mang}) \quad (\text{kg/kg}) \quad (8)$$

$$\text{P_Mang} = \{ [\text{ING}_{-1} * (\text{P}_{-1} / 100) + \text{ING}_{-2} * (\text{P}_{-2} / 100) + \text{ING}_{-3} * (\text{P}_{-3} / 100) + \text{ING}_{-n} * (\text{P}_{-n} / 100)] * (1 - \text{PROPSIE}) + (\text{INGMang} * \text{PROPSIE} * 0,0022) \} / \text{INGMang};$$

dove: P_{-1,...,n} = sono i contenuti percentuali di fosforo totale dei mangimi utilizzati nelle diverse fasi alimentari (da 1 a n), espressi sul tal quale (con riferimento ad un mangime convenzionale con l'87% di ss)
 0,0022 = contenuto standardizzato di fosforo totale del siero.

BILANCIO DELL'AZOTO E DEL FOSFORO PER CAPO/ANNO

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa. I consumi annui di azoto sono determinati moltiplicando il consumo alimentare per capo prodotto per il contenuto medio di azoto delle razioni e per il numero di cicli mediamente attuati in un anno. Trattandosi nella maggior parte dei casi di suini pesanti, per le ritenzioni di azoto si è considerato una ritenzione media per kg di accrescimento pari a 0,024 kg (Bittante *et al.*, 1990; Prandini *et al.*, 1996, Schiavon *et al.*, 2007b). Questo valore è leggermente inferiore rispetto a quello di 0,025 suggerito dall'ERM (2001). Per il fosforo si è assunta una ritenzione media di 0,006 kg/kg di accrescimento (Bittante *et al.*, 1991). Infine per quantificare le perdite di azoto in atmosfera si sono considerate perdite pari al 28% dell'azoto totale escreto, valore che si ritrova nel MIPAF (2006). Il valore di riferimento indicato dall'ERM (2001) è pari al 25%, che evidenzia però variazioni tra il 15 ed il 40%.

$$\text{Consumo annuo di azoto per capo mediamente presente} \quad (1 \text{ capo prodotto} * n. \text{ cicli}) \quad (\text{NC}) \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (9)$$

$$\text{NC} = \text{INGMang} * \text{N_Mang} * \text{cicli}$$

dove: INGMang = consumo di mangimi per capo prodotto (kg/capo);
 N_Mang = contenuto di N medio dei mangimi utilizzati (kg/kg);
 Cicli = numero di cicli effettuati in un anno.

Ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (1 capo prodotto*n. cicli) (NR) (kg/capo/anno) (10)

$$NR = (PVv - PVa) * \text{cicli} * k_{Nr}$$

dove: PVa = peso medio di acquisto (kg/capo)

PVv = peso medio di vendita (kg/capo)

Cicli = numero di cicli di allevamento effettuati in un anno x la linea di produzione esaminata;

k_{Nr} = Azoto ritenuto per unità di peso vivo realizzato.

k_{Nr} = 0,024 kg di N ritenuto/kg di accrescimento.

Escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (N_{ex}) (kg/capo/anno) (11)

$$N_{ex} = NC - NR$$

dove: NC = consumo annuo di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

NR = ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

Produzione annua di azoto netto per capo mediamente presente (N_{netto}) (kg/capo/anno) (12)

$$N_{netto} = N_{ex} * (1 - k_{vol})$$

dove: N_{ex} = escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

k_{vol} = coefficiente di volatilizzazione (k_{vol} = 0,28 da MIPAF (2006))

Consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (PC) (kg/capo/anno) (13)

$$PC = INGMang * P_{Mang} * \text{cicli}$$

Ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (PR) (kg/capo/anno) (14)

$$PR = (PVv - PVa) * k_{Pr} * \text{cicli}$$

dove: PVa = peso medio (kg) dei capi acquistati

PVv = peso medio (kg) dei capi venduti

k_{Pr} = fosforo ritenuto per unità di peso vivo realizzato. k_{Pr} = 0,006

Escrezione annua di fosforo per capo mediamente presente (P_{ex}) (kg/capo/anno) (15)

$$P_{ex} = PC - PR$$

dove: PC = consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

PR = ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

PRODUZIONI ANNUE AZIENDALI DI AZOTO E FOSFORO

Le quantità di azoto e fosforo prodotte dall'azienda nel suo complesso sono dunque quantificate moltiplicando le escrezioni annue medie per capo/anno per i dati di consistenza media

Produzione di azoto netto aziendale (N_{netto_az}) (kg/anno/azienda) (16)

$$N_{netto_az} = (N_{netto}) * (CM)$$

Produzione di fosforo escreto aziendale (P_{ex_az}) (kg/anno/azienda) (17)

$$P_{ex_az} = P_{ex} * CM$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO E FOSFORO

I valori attesi derivanti dall'interazione dei tre principali fattori di variabilità sono riportati nelle tabelle 3 e 4. Nella tabella 3 si può osservare che per le condizioni medie di allevamento in cui i pesi iniziali e finali dei capi sono pari a 30 e 160 kg/capo, con livelli proteici pari al 15,5% si prevede un'escrezione netta di azoto (9,9 kg/capo/anno) sostanzialmente coincidente con lo standard riportato dal MIPAF (2006).

Tabella 3 - Produzione di azoto netto dei suini in accrescimento (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione dei pesi vivi iniziale e finale e al contenuto medio di proteina grezza della razioni aziendali nell'intero ciclo, assumendo un accrescimento medio giornaliero pari a 0,640 kg/d

PG media razione, %	peso vivo finale, kg	Peso vivo iniziale				
		20	25	30	35	40
13,0	140	6,3	6,4	6,6	6,8	7,0
13,5	140	6,7	6,8	7,0	7,2	7,4
14,5	140	7,4	7,6	7,8	8,0	8,2
15,5	140	8,2	8,4	8,6	8,8	9,0
16,5	140	8,9	9,2	9,4	9,6	9,8
13,0	160	7,3	7,5	7,7	7,9	8,0
13,5	160	7,7	7,9	8,1	8,3	8,5
14,5	160	8,6	8,8	9,0	9,2	9,4
15,5	160	9,4	9,6	9,9	10,1	10,3
16,5	160	10,3	10,5	10,7	11,0	11,2

NB: I valori sono al netto delle perdite di azoto per volatilizzazione pari al 28% dell'escrezione complessiva di N.

A parità di condizioni una riduzione di un punto percentuale di proteina nelle razioni può ridurre la produzione di azoto netto di circa il 10%. Consistenti differenze di produzione di azoto possono anche derivare da differenze di peso vivo iniziale e finale. Per quanto riguarda il fosforo, sempre nel suino pesante, con un contenuto medio di P nella razione compreso tra 0,5 e 0,6% ci si attende un'escrezione compresa tra 2,5 e 3,3 kg/capo/anno (tabella 4).

Tabella 4 - Escrezione di fosforo nei suini in accrescimento (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione dei pesi vivi iniziale e finale e al contenuto medio di fosforo delle razioni nell'intero ciclo, assumendo un accrescimento medio giornaliero pari a 0,640 kg/d

P medio razione, %	peso vivo finale, kg	Peso vivo iniziale				
		20	25	30	35	40
0.50	140	2.0	2.1	2.2	2.2	2.3
0.60	140	2.7	2.8	2.8	2.9	3.0
0.70	140	3.4	3.4	3.5	3.6	3.7
0.50	160	2.4	2.5	2.5	2.6	2.6
0.60	160	3.1	3.2	3.3	3.3	3.4
0.70	160	3.9	3.9	4.0	4.1	4.2

NB: I valori sono al netto delle perdite di azoto per volatilizzazione pari al 28% dell'escrezione complessiva di N.

Va comunque sottolineato che i valori delle tabelle 3 e 4, in riferimento soprattutto ai livelli di proteina grezza e fosforo più bassi, non sono da considerare come il risultato di prassi consolidate e convalidate di alimentazione a basso impatto. Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive e sulle caratteristiche di qualitative dei prodotti. Come già avviene già da tempo in altri Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto dovrebbe riguardare in modo sinergico il mondo operativo quello della ricerca e delle istituzioni.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio la consistenza media è di 1000 suini acquistati ad un peso vivo medio di 30 kg e venduti a 160 kg. Tra un ciclo e quello successivo vi è un periodo di vuoto medio pari a 15 giorni e la mortalità è intorno al 2%. Durante il ciclo di produzione si sono individuate quattro fasi alimentari, della durata di 28, 49, 49, 84 giorni rispettivamente (210 giorni), in cui vengono utilizzati mangimi con le caratteristiche riportate in scheda 1. I risultati dell'applicazione della procedura di stima sono riportati in tabella 5.

Scheda 1. Acquisizione dati per allevamenti di suini in accrescimento

DATI TECNICI	Consistenza media (capi/anno) CM	Durata media ciclo (giorni) DUR	Vuoti (giorni) Vu	Peso medio acquisto (kg) PVa	Peso medio vendita (kg) PVv	Mortalità (%) M
	1000	210	15	30	160	2

Alimentazione per fasi	Durata fasi (giorni) DUR _{-1,...,n}	Proteina grezza mangimi ¹ % t.q. PG _{-1,...,n}	Fosforo mangimi % t.q. P _{-1,...,n}
- fase 1	28	17,5	0,65
- fase 2	49	16,5	0,6
- fase 3	49	15,5	0,6
- fase 4	84	14,0	0,5
- fase 5	-	-	-
- rapporto siero/mangime (kg/kg)	0		

¹ valori espressi sul tal quale in riferimento ad un mangime standard con l'87% di ss.

Tabella 5 – Risultati di bilancio

	Valore	Unità
<i>Indici tecnici:</i>		
Numero di cicli	1,59	n.
Capi prodotti	1590	Capi/anno
AMG	0,619	kg/d
Peso vivo finale	160	“
Totale consumo mangime	456	“
Proporzioni consumo dovute al siero	0,00	kg/kg
Contenuto medio di PG mangimi	15,03	% t.q.
Contenuto medio di N mangimi	0,024	kg/kg
Contenuto medio di P mangimi	0,006	kg/kg
<i>Bilancio dell'azoto</i>		
k_Nr suino	0,024	kg/kg
k_vol	0,28	“
Consumo	17,4	kg/capo/anno
Ritenzione	5,0	“
escrezione	12,5	“
N netto	9,0	“
N netto da DM 7_4_2006	9,8	“
<i>Bilancio del fosforo</i>		
k_pr	0,006	kg/kg
Consumo	4,00	kg/capo/anno
ritenzione	1,24	“
escrezione	2,76	“
<i>Produzione aziendale di azoto netto</i>		
da bilancio	8983	kg/anno
da MIPAF (2006)	9800	“
Produzione aziendale di fosforo	2756	kg/anno

L'applicativo prevede una produzione annuale di suini pari a 1590 capi, un accrescimento medio giornaliero di 0,619 kg/d, un consumo di alimenti corrispondente a 456 kg/capo/ciclo contenenti in media il 15,03% di proteina grezza e lo 0,6% di fosforo. I risultati di bilancio dell'azoto indicano pertanto un consumo pari a 17,4 kg/capo/anno, una ritenzione di 5 kg/capo/anno e una escrezione di azoto di 12,5 kg/capo/anno. Utilizzando il coefficiente di volatilizzazione dell'azoto indicato MIPAF (2006) (28% dell'azoto escreto) la produzione stimata di azoto netto si attesta intorno agli 9,0 kg/capo/anno, valore un po' più contenuto rispetto allo standard indicato dal MIPAF (2006). Il bilancio del fosforo indica un consumo, una ritenzione ed una escrezione rispettivamente pari a 4,00, 1,24 e 2,76 kg/capo/anno. L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo da cui si possono facilmente derivare i fabbisogni minimi di superficie agricola in zone vulnerabili e non.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Bittante G., Ramanzin M., Schiavon S., 1990. Previsione della ritenzione azotata nei suini in accrescimento. *Rivista di suinicoltura* 4:115-121.
- 2) Bittante G., Ramanzin M., Schiavon S., 1991. La ritenzione di fosforo nei suini in accrescimento. *Rivista di suinicoltura* 32(3):81-86.
- 3) DIAS, 1998. Standard Values for Farm Manure A Revaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure (H.D. Poulsen and V.F. Kristensen (eds), Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, DK.
- 4) Dourmad J.Y., Guingand N., Latimier P., Seve B., 1999a. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livest. Prod. Sci.* 58: 199-211.
- 5) Dourmad J.Y., Sève B., Latimier P., Boisen S., Fernandez J., van der Peet-Schwering C., Jongbloed A.W., 1999b. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, the Netherlands and Denmark. *Livest. Prod. Sci.* 58, 261-264.
- 6) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium.
- 7) ERM/AB-DLO 1999. Establishment of Criteria for the assessment of Nitrogen content of Animal Manures, European Commission, Final Report, November 1999.
- 8) Fernandez J.A., Poulsen H.D., Boisen S., Rom H.B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilization and losses in pig production: Denmark. *Livest. Prod. Sci.*, 58:225-242.
- 9) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell’utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all’articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152”. In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dti-dciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzjwtryffrbclpdthyhptdnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407/DI_SR_effluentiallevamento.pdf
- 10) Prandini A., Morlacchini M., Meschini M., Piva A., Fiorentini L., Piva G., 1996. Performances de croissance et composition corporelle du porc lourd italien entre 80 et 160 kg de poids vif. *Annales de Zootechnie*, 45:75-87.
- 11) Schiavon S., Bittante G., Gallo L., Tagliapietra F., Ceolin C., 2004. Bilancio dell’azoto negli allevamenti di suini. In: Bilancio dell’azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli – Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Veneto.
- 12) Schiavon S., Tagliapietra F., Ceolin C., Gallo L. (2006). Ridurre la quantità di azoto escreto: meno liquami, più suini in stalla. *Informatore Agrario*, 16:42-45.
- 13) Schiavon S., Gallo L., Dal Maso M., Tagliapietra F., Bailoni L., 2007a. Aspetti generali sui modelli di quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo nelle principali tipologie di allevamento del Veneto. *Relazione tecnica*, Regione Veneto.
- 14) Schiavon S., Ceolin C., Tagliapietra F., Bailoni L., Piva A., 2007b. The allometric partition of whole body protein in lean fraction of growing pigs using information from three different datasets. *Italian Journal of Animal Science*, 6:357-359.
- 15) Tagliapietra F., Ceolin C., Gallo L., Schiavon S., 2004. Prestazioni produttive e bilancio dell’azoto in allevamenti di suini pesanti, medio pesanti e medi nel Veneto. *Atti del 58° Convegno Nazionale S.I.S.Vet.*, Grado, 23-25 settembre.
- 16) Van der Peet-Schwering C.M.C., Jongbloed A.W., Aarnink A.J.A., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: the Netherlands. *Livest. Prod. Sci.* 58:213-224.

- 17) Xiccato G., Bailoni L., Bittante G., Gallo L., Gottardo F., Mantovani R., Schiavon S., 2004. "Bilancio dell'azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli" Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Veneto, Italia.
- 18) Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science*. vol. 4 (suppl. 1):103-111.

5. ALLEVAMENTI DI SCROFE

STEFANO SCHIAVON, CHIARA CEOLIN, MATTEO DAL MASO, FRANCO TAGLIAPIETRA

TRATTI ESSENZIALI DEL SISTEMA DI PRODUZIONE

La definizione di valori standard di escrezione azotata rappresentativi delle condizioni ordinarie dell'allevamento di scrofe in Italia è stata oggetto di un progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" che ha visto la partecipazione delle Regioni Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto. La metodologia impiegata per la valutazione delle escrezioni di azoto è stata quella proposta in sede europea e basata sul documento ERM (2001). I valori medi e la variabilità per i principali indici tecnici e voci di bilancio ottenuti dall'indagine (tabella 1) sono stati infine recepiti dal decreto MIPAF (2006) (vedi tabella b1 dell'allegato 1).

Nelle condizioni ordinarie ci si attende quindi un'escrezione di azoto intorno ai 36,6 kg/scrofa/anno, che corrispondono a 26,3 kg di N netto se si assumono perdite in atmosfera del 28% (MIPAF, 2006). Si osserva che tale valore è comprensivo dei contributi della scrofa e della prole fino ad un peso di vendita prossimo a 30 kg/suinetto. Utilizzando i risultati di Tagliapietra *et al.* (2005), che disaggrega il dato nelle sue componenti, risulta una escrezione di azoto pari a 24,2 kg/scrofa/anno per la scrofa e la sua prole in allattamento (fino a 5-8 kg PV/suinetto) e a 12,3 kg/scrofa/anno per i lattonzoli in svezzamento tra i 5/8 e i 30 kg di peso vivo. Questi valori sono in sostanziale accordo con diverse fonti di letteratura (tabella 2).

Ciononostante, a livello aziendale ci si attendono scostamenti rilevanti da questi dati medi, come risultato della combinazione di diverse cause di variabilità come ad esempio il numero di suinetti svezzati/scrofa/anno, i pesi di vendita e i contenuti di proteina grezza dei mangimi impiegati, aspetti che vanno necessariamente considerati nella formulazione di modelli aziendali di stima delle escrezioni.

Tabella 1 - Scrofe con suinetti fino a 30 kg di peso vivo: indici tecnici e bilancio dell'azoto

	Unità di misura	Veneto	Emilia Romagna	Media	D.S. ³
Indici tecnici					
Consumo di mangime ¹	kg/scrofa produttiva/anno	1190	1092	1141	97
Proteina grezza dei mangimi per scrofe	kg/kg	0,153	0,147	0,150	0,004
Suinetti svezzati per scrofa	n./scrofa/anno	23,7	19,6	21,7	2,6
Peso suinetti allo svezzamento	kg	6,3	7	6,7	0,5
Peso finale dei lattonzoli	"	28,5	33,2	30,9	3,9
Indice di conversione dei lattonzoli	kg/kg	1,7	2,0	1,85	0,2
Proteina grezza dei mangimi per suinetti	"	0,183	0,181	0,182	0,004
Bilancio dell'azoto:					
N consumato	kg/capo/anno	55,3	55,5	55,4	4,0
N ritenuto	"	19,0	18,7	18,8	1,8
N escreto	"	36,3	36,8	36,6	2,7
N volatilizzato ²	"	10,2	10,3	10,2	0,8
N netto al campo	"	26,2	26,5	26,4	2,9

I dati sono stati ottenuti da 26 aziende del Veneto e dell'Emilia Romagna, scelte con il criterio della rappresentatività, per un totale di 38.770 presenze annue di scrofe. I valori sono stati ottenuti controllando i movimenti di capi e mangimi nell'ambito di un periodo compreso tra l'anno 2002 e il 2003.

¹ L'unità "scrofa produttiva" si riferisce alla scrofa presente in ciclo riproduttivo (dal primo salto all'ultimo svezzamento). Nei consumi di mangime della "scrofa produttiva" si sono cumulati i contributi dovuti alla riforma, alla rimonta e ai verri. Il peso vivo mediamente presente dell' "unità scrofa produttiva" è risultato pari a 261 kg.

² Si sono considerate perdite atmosferiche pari al 28% dell'escrezione totale

³ Deviazione Standard.

Tabella 2 - Confronto tra valori di azoto escreto per unità di produzione desunti da varie fonti (kg/unità/anno)

Unità di produzione	Tagliapietra <i>et al.</i> (2005) (I)	DIAS (1998) (DK)	Dourmad <i>et al.</i> (1999) (F)	ERM (2001)
Scrofa produttiva con prole fino a 25/30 kg PV ¹	36,5	36,7	33,3	35,0
Scrofa produttiva con prole fino a 5/8 kg PV ¹	24,2	25,7	21,5	25,7
Contributo della prole da 5/8 a 25/30 kg di PV ²	12,3	11,0	11,8	9,3

¹ La variabilità tra fonti riflette la combinazione dei diversi fattori quantitativi che influenzano il bilancio dell'azoto (es numero suinetti/scrofa/anno, peso vivo iniziale e finale, consumi alimentari, contenuti di proteina grezza dei mangimi, perdite di azoto volatile, etc.).

² I dati espressi per capo allevato sono stati riportati su base annua.

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

La quantificazione delle escrezioni di nutrienti nelle scrofaie è complicata dalla contestuale presenza, con incidenze variabili, di differenti categorie di animali, scrofette da rimonta, scrofe in produzione, scrofe da riforma, verri, suinetti in allattamento, suinetti in svezzamento e, nel caso di allevamenti a ciclo chiuso anche suini in accrescimento-ingrasso. La semplificazione comunemente applicata è quella di considerare "l'unità scrofa" imputando alla scrofa in produzione i consumi e le ritenzioni dovute alle scrofette, alle scrofe da riforma, ai verri e ai suinetti lattanti, considerando separatamente i suinetti in svezzamento (e quelli in accrescimento-ingrasso nel caso di allevamenti a ciclo chiuso). I parametri necessari per la quantificazione aziendale delle produzioni di azoto netto e di fosforo sono di seguito descritti.

Consistenza di allevamento

L'approccio semplificato impiegato per la quantificazione delle escrezioni dal MIPAF (2006), è basato su un fattore di escrezione (36,6 kg N/scrofa/anno) che viene moltiplicato per la consistenza media delle scrofe in allevamento. Si sottolinea che, in questo caso, la consistenza media da considerare è solo quella delle scrofe in produzione (cioè quelle che si trovano nelle fasi comprese tra la prima fecondazione e il termine dell'ultima lattazione), sulle quali sono stati cumulati tutti i consumi relativi alle altre categorie di animali presenti, compresi i suinetti. Il maggior limite dell'approccio semplificato di calcolo delle escrezioni proposto dal MIPAF (2006) risiede nel fatto che non considera la variabilità dovuta al numero di suinetti svezzati/scrofa/anno, al loro peso di vendita e ai contenuti di proteina grezza dei vari mangimi impiegati in allevamento per le diverse categorie animali. Per una quantificazio-

ne più precisa delle escrezioni è in primo luogo necessario acquisire informazioni riguardanti, non solo la consistenza media delle scrofe in produzione, ma anche il numero di suinetti prodotti e il loro peso di vendita.

Prestazioni produttive

Le informazioni riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare il numero di suinetti mediamente prodotti per anno dall'azienda e il loro peso vivo medio di vendita (kg/capo), sono ricavate in base alle fatture di acquisto e di vendita dei capi dell'anno precedente. Un'indicazione relativa ai valori medi e alla variabilità dei diversi parametri produttivi in differenti tipologie aziendali, è stata fornita da Schiavon *et al.* (2004a) (tabella 3).

Nelle aziende indagate da Schiavon *et al.* (2004), il numero di suinetti svezzati/scrofa/anno, è risultato mediamente in genere superiore a 22 suinetti svezzati/scrofa/anno. Questo dato indica che le condizioni tecnico manageriali degli allevamenti considerati sono da ritenersi medio-alte. La deviazione standard residua è stata intorno al 10% del valore medio e le differenze tra tipologie di allevamento non sono risultate significative. Nelle due tipologie di allevamento più tradizionali, dove si pratica la fase di post-svezzamento, il numero medio di lattonzoli/scrofa/anno è risultato compreso tra 22 e 23, con una mortalità in questa fase compresa tra il 2 e il 3% in media. Questi valori sono simili a quelli riportati da Whittemore (1993), rappresentativi della realtà inglese (22,3 suinetti/svezzati/scrofa/anno), da Dourmaud *et al.* (1999a,b), rappresentativi della realtà francese (23,3) e danese (22,5). Per l'Olanda van der Peet-Schwering *et al.* (1999) indica 21,3 suinetti svezzati/scrofa/anno. L'ERM (2001) propone un valore di default pari a 20.

Nelle tipologie di produzione più tradizionali la quota di rimonta e di riforma sono risultate intorno al 38%, valori un po' più elevati (intorno al 50%) sono stati riscontrati nelle scrofaie che vendono i suinetti slattati. La sostanziale coincidenza dei valori della quota di riforma e di rimonta indica che in questi allevamenti la consistenza numerica dei capi in produzione è stata sostanzialmente stabile. I valori sono in accordo con quanto riportato dal CRPA (2002).

Per quanto riguarda gli aspetti temporali si è osservato che la durata del periodo di allattamento è risultata prossima, o leggermente superiore, ai 21 giorni, anche se si è evidenziata la tendenza delle aziende più evolute di anticipare un poco lo svezzamento. Un altro aspetto di interesse riguarda la durata del periodo in cui le scrofe a fine carriera rimangono in allevamento prima di essere vendute che si riduce da 35 a 25 e a 15 giorni passando dalle tipologie di allevamento più tradizionali a quelle più evolute. Mediamente, dove viene praticata la fase di svezzamento, i lattonzoli rimangono in allevamento per periodi compresi tra i 53 e i 57 giorni. Il numero di parti/scrofa/anno è risultato leggermente superiore al valore di 2,3, spesso utilizzato dalla letteratura nazionale come dato medio di riferimento (CRPA, 2002).

In tabella 3 sono anche riportati dati relativi al peso vivo, in ingresso o in uscita, di ciascuna categoria di suini allevati e al peso vivo mediamente presente per unità scrofa produttiva. Così, al peso medio di una scrofa in produzione, prossimo a 176 kg, può essere aggiunto il contributo di peso dovuto alla rimonta e alla riforma. Il peso vivo mediamente presente per "unità scrofa in produzione" è quindi prossimo a 210 kg a cui si aggiungono circa 60 kg se si considerano anche i lattonzoli.

Tabella 3 - Prestazioni produttive per tipologia di allevamento di scrofe (17 aziende, per un totale di 28.248 presenze scrofe osservate, rilievi effettuati tra il 2000 e il 2001) e composizione della mandria per unità scrofa produttiva

	Ciclo chiuso	Ciclo aperto con lattonzoli	Ciclo aperto senza lattonzoli	DSR
<i>Aziende, n</i>	5	9	3	
<i>Capi</i>				
Scrofe in produzione, n	327 ^A	799 ^A	2304 ^B	984
Rimonta, %	38,1 ^A	38,8 ^A	53,0 ^B	7,9
Riforma, %	38,1 ^A	37,0 ^A	50,7 ^B	6,6
Svezzati/scrofa/anno, n	22,7	24,0	25,0	2,6
Lattonzoli/scrofa/anno, n	21,8	23,3	-	2,4
Morti, %	3,29	2,20	-	1,86
Vendite urgenti, %	0,45	0,75	-	0,76
<i>Tempi</i>				
Interparto, d	154,6	147,1	144,0	8,2
Lattazione, d	23,3 ^B	21,7 ^B	20,0 ^A	1,83
Gestazione + asciutta, d	131,3	125,4	124,0	7,4
Intervallo ultimo svezz-riforma, d	35,9	24,5	15,0	21,4
Post-svezzamento, d	57,0	52,7	-	4,34
<i>Parti/scrofa/anno, n</i>	2,38 ^a	2,49 ^{ab}	2,53 ^b	0,12
<i>Peso vivo, kg</i>				
Scrofette in ingresso	32,4 ^a	59,5 ^b	65,1 ^b	26,7
Primo salto	124	133	131	13
Riforma	232 ^b	214 ^a	218 ^{ab}	15
Suinetto svezzato	6,7 ^B	6,2 ^B	5,7 ^A	0,5
Suinetto post-svezzamento	30,6 ^B	27,8 ^A	-	2,1
<i>Peso vivo m.p./scrofa produttiva/anno, kg</i>				
Scrofe	178,0	174,0	174,5	8,0
Scrofette	26,7	27,3	31,8	8,0
Suinetti sotto scrofa	5,6 ^b	5,1 ^{ab}	4,6 ^a	0,7
Totale unità scrofa	210,3	206,1	210,9	12,9
Suinetti in post-svezzamento	64,5	57,8	-	7,8
Suini in accrescimento-ingrasso	907,2	-	-	105,1
Totale complessivo/scrofa produttiva	1.182,0 ^B	264,0 ^A	210,9 ^A	108,4
<i>Suinetti: accrescimenti e indici di conversione:</i>				
AMG post-svezzamento, kg/d	0,42	0,41	-	0,04
Indice di conversione post-svezzamento	1,72	1,67	-	0,2

^{A,B,C} valori sulla stessa riga che riportano apici diversi differiscono significativamente P<0,01; ^{ab,c} valori sulla stessa riga che riportano apici diversi differiscono significativamente P<0,05

In merito ai ritmi di accrescimento e agli indici di conversione dei suinetti in svezzamento si sono riscontrati valori medi rispettivamente pari a 0,4 kg/d e 1,7. Si tratta di valori praticamente sovrapponibili a quelli osservati degli allevamenti specializzati nello svezzamento dei lattonzoli da Schiavon *et al.* (2007). Per quest'ultimo parametro l'ERM (2001) riporta un valore di standard pari a 1,8 kg/d.

Durata delle fasi di allevamento

Per applicare la procedura di bilancio è necessario indicare la durata delle singole fasi di allevamento praticate in azienda. Per le scrofe occorre indicare la durata in giorni della fase di lattazione (in genere 21, 28 o 35 giorni) e la durata media dei periodi di gestazione più quella delle fasi improduttive (dal termine della lattazione alla prima fecondazione utile). Per i suinetti occorre indicare la durata delle fasi di svezzamento.

Consumi e contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi

Le informazioni necessarie riguardano esclusivamente i contenuti di azoto e fosforo dei mangimi impiegati per le scrofe in gestazione, per quelle in lattazione e per i suinetti in fase di svezzamento (qualora presenti), in quanto i consumi alimentari dei diversi mangimi vengono quantificati utilizzando adeguate funzioni matematiche. Le funzioni di stima dei consumi alimentari sono descritte nel seguente capitolo riguardante il modello di bilancio.

Per queste informazioni può essere utile come riferimento rivisitare i risultati dell'indagine di Schiavon *et al.* (2004a) riguardanti i consumi di mangime e i livelli di proteina grezza (tabella 4) di 17 allevamenti rappresentativi. I mangimi consumati in maggiori quantità sono stati, ovviamente, quelli da gestazione (da 850 a quasi 900 kg/unità scrofa/anno), mentre i consumi di mangimi per la lattazione variano tra 246 e 288 kg/unità scrofa/anno).

In alcune scrofaie sono state utilizzate anche altre tipologie di mangimi destinati all'alimentazione di scrofette, scrofe da riforma o ancora di suinetti sottoscrofa o di animali in altre situazioni fisiologiche o sanitarie. Il consumo medio complessivo di mangime/unità scrofa/anno, è risultato pari a 1185 kg, con alcune differenze, non significative, tra tipologie di allevamento. Il valore è prossimo a quello riportato l'ERM (2001) pari a 1140 kg. Nelle tipologie aziendali in cui erano presenti anche i lattonzoli a questa quantità vanno aggiunti circa 860 kg di mangime/unità scrofa/anno. Questo valore è ovviamente influenzato dal numero di lattonzoli prodotti da ciascuna scrofa in un anno e dai corrispondenti consumi alimentari. E' evidente che questo contributo è invece nullo nel caso in cui i lattonzoli siano venduti subito dopo lo svezzamento.

In merito ai contenuti di proteina grezza dei mangimi da lattazione e da gestazione i valori sono stati mediamente prossimi a 16,4 e al 15,0%, rispettivamente. Il contenuto proteico medio ponderato dei mangimi impiegati per le scrofe (mangimi da gestazione, da lattazione, e altri) è risultato quindi pari al 15,35%, corrispondente a un tenore di azoto del 2,46%, inferiore a quello riportato dall'ERM (2001) di 2,6%. Nei mangimi da post-svezzamento il contenuto medio di proteina grezza è risultato poco superiore al 18,3% cioè 2,9% di contenuto azotato. A questo riguardo l'ERM (2001) riporta come valore di default un contenuto di azoto pari a 3,0%.

Non vi sono informazioni riguardanti i contenuti di fosforo dei diversi mangimi impiegati per questa tipologia di allevamento in Italia. E' interessante comunque riportare i dati di Dourmad *et al.* (1999a,b) che per la Francia riportano, rispettivamente per mangimi da gestazione, allattamento e svezzamento, valori pari a 0,55, 0,65 e 0,72% (sul mangime tal quale) e quelli di van der Peet-Schwering *et al.* (1999) che per le scrofe e i suinetti in svezzamento indicano contenuti rispettivamente pari a 0,50 e 0,54%. E' possibile che questi valori siano più bassi di quelli mediamente utilizzati in Italia, dal momento che, soprattutto in Olanda, la le-

gislazione ambientale ha promosso da diversi anni una significativa riduzione di questi livelli nei mangimi (van der Peet-Schwering *et al.* 1999).

Tabella 4 - Consumi alimentari e contenuti proteici di mangimi impiegati in 17 allevamenti di scrofe (per un totale di 28.248 scrofe osservate, rilievi effettuati negli anni 2000 e 2001)

	Ciclo chiuso	Ciclo aperto con lattonzoli	Ciclo aperto senza lattonzoli	DSR
Consumi di mangime/scrofa produttiva/ anno, kg				
Lattazione	253	288	246	60
Gestazione	856	892	851	94
Altro	63	50	57	36
Totale/scrofa	1172	1230	1154	97
Post-svezzamento	887	833	-	139
Totale/scrofa + post-svezzamento	2060 ^B	2062 ^B	1154 ^A	190
Proteina grezza mangimi, %				
Mangimi da lattazione	16,5	16,4	16,3	0,4
Mangimi da gestazione	15,0	15,0	15,0	0,6
Mangimi, altro	16,9 ^C	15,6 ^A	16,5 ^B	0,2
Media ponderata (lattaz.+gestaz.+altro)	15,4	15,3	15,3	0,4
Mangimi da Post-svezzamento	18,6	18,2	-	0,4
Media /scrofa + post-svezzamento	16,7 ^B	16,4 ^B	15,3 ^A	0,4

^{A,B,C} valori sulla stessa riga che riportano apici diversi differiscono significativamente P<0,01;

MODELLO DI BILANCIO

Il modello di bilancio di seguito descritto aggrega le informazioni disponibili mediante una serie di funzioni che quantificano in prima istanza una serie di indicatori tecnici riguardanti le scrofe e i suinetti.

Indicatori tecnici riguardanti le scrofe

Per le scrofe gli indicatori riguardano: i) la definizione del numero di “unità scrofa” che corrisponde alla consistenza delle sole scrofe in produzione (eq. n.1); ii) il calcolo del numero di parti per unità scrofa, ottenuto considerando la durata delle fasi di gestazione e lattazione (eq. n.2); iii) il numero di suinetti prodotti per unità scrofa, ottenuto dividendo il numero di suinetti prodotti nell’anno dalla scrofaia per il numero di unità scrofa presenti (eq. n. 3). Per il calcolo dei consumi di mangime dell’unità scrofa si sono utilizzati i dati raccolti da Schiavon *et al.* (2004a) da cui risulta che il consumo medio per giorno di gestazione e lattazione è pari a 2,96 e 4,89 kg/d, rispettivamente (eq. n. 4). Il contenuto medio di proteina grezza e di fosforo dei mangimi è quindi ricavato ponderando i valori analitici per i consumi di ciascun mangime utilizzato (eq. n. 5 - 6)

Consistenza unità scrofe in produzione:

$$\text{Unità_scrofa} = \text{CM_Scrofe}$$

(1)

Numero di parti/anno (2)

$$\text{Parti_scrofa} = 365 / (\text{DUR_gest} + \text{DUR_latt})$$

dove: DUR_{gest} = durata gestazione in giorni

DUR_{latt} = durata fase di allattamento in giorni

Numero di suinetti prodotti/scrofa/anno: (3)

$$\text{Suinetti_scrofa} = \text{Suini_prod} / \text{Unità scrofa}$$

dove: Suini_{prod} = numero di suinetti prodotti dall'allevamento in un anno;

Ingestione di mangime (87% di ss) dell'unità scrofa produttiva (kg/scrofa/anno): (4)

$$\text{in gestazione: } \text{MANG_gest} = (2,96 * \text{Dur_gest}) * \text{Parti_scrofa};$$

$$\text{in lattazione: } \text{MANG_latt} = (4,89 * \text{DUR_latt}) * \text{Parti_scrofa};$$

$$\text{Totale complessivo: } \text{MANG_scrofa} = \text{MANG_gest} + \text{MANG_latt}$$

dove: 2,96 = consumo medio di mangime in gestazione (kg/d)

4,89 = consumo medio di mangime in lattazione (kg/d)

Contenuto medio di N dei mangimi per scrofe: (5)

$$\text{N_MANG_scrofa (kg/kg)} = [\text{MANG_gest} * (\text{PG_gest} / 100) + \text{MANG_latt} * (\text{PG_latt} / 100)] / \text{MANG_scrofa} / 6,25$$

dove: PG_{gest} = contenuto % di proteina grezza dei mangimi impiegati in gestazione;

PG_{latt} = contenuto % di proteina grezza dei mangimi impiegati in lattazione;

Contenuto medio di P dei mangimi per scrofe (6)

$$\text{P_MANG_scrofa (kg/kg)} = [\text{MANG_gest} * (\text{P_gest} / 100) + \text{MANG_latt} * (\text{P_latt} / 100)] / \text{MANG_scrofa};$$

dove: P_{gest} = contenuto % di fosforo dei mangimi impiegati in gestazione;

P_{latt} = contenuto % di fosforo dei mangimi impiegati in lattazione;

Indicatori tecnici riguardanti i suinetti

Per i suinetti gli indicatori riguardano:

- i) il calcolo del peso vivo dei suinetti al termine delle fasi di allattamento. Questo valore dipende dalla durata della lattazione. Per quantificare questo valore si è utilizzata la seguente funzione: $\text{Peso suinetti slattati (kg)} = 0,003 * (\text{DUR_latt})^2 + 0,1392 * (\text{DUR_latt}) + 1,2578$ sviluppata su informazioni di Schiavon *et al.* (2007). L'applicazione di questa funzione prevede che a 21, 28 e 35 giorni di allattamento, il peso dei suinetti slattati sia pari a 5,5, 7,5 e 9,8 kg/suinetto. Tale funzione non viene applicata nelle situazioni in cui i suinetti sono venduti subito dopo la separazione della madre, dal momento che in questo caso l'allevatore deve fornire il dato di peso di vendita dei suinetti (eq. n. 7).
- ii) il calcolo del peso vivo e dei consumi alimentari dei suinetti nelle fasi di svezzamento. Solitamente vengono praticate due fasi di svezzamento, la prima della durata di circa 2 settimane e la seconda di 4-5 settimane. Per la prima fase di svezzamento si è utilizzata un'equazione sviluppata sui dati di Schiavon *et al.* (2004b) raccolti in un allevamento commerciale su 668 suinetti. L'equazione (eq. n. 8) è valida nell'intervallo di età compreso tra 21 e 35, ma fornisce stime accettabili anche fino a 49 giorni. L'applicazione di questa equazione prevede che, dopo una fase di allattamento di 21 giorni, all'età di 35 e 49 giorni i suinetti raggiungano un peso di rispettivamente di 5,5, 8,3 e 16,4 kg/capo. In questa fase i consumi di mangime sono ricavati (eq. n. 10) utilizzando un indice di conversione di 1,3 (Schiavon *et al.* 2004a, ADAS 2007). Per la seconda fase di svezzamento, si calcolano le variazioni di peso vivo, come differenza tra il peso di vendita, o

di uscita dai locali di svezzamento, e il peso iniziale della fase (eq. n. 8 e 9). I consumi vengono poi calcolati (eq. n. 11) applicando un indice di conversione pari a 1,7, valore un po' superiore di quelli 1,67 e 1,64 e riscontrati rispettivamente da Dourmad *et al.* (1999) e Schiavon *et al.* (2004a) ma comunque compreso nell'intervallo (1,67-1,72) riportato in tabella 3.

iii) Il calcolo dei contenuti medi ponderati di azoto e fosforo degli alimenti consumati dai suinetti (eq. n. 13 e 14).

Peso suinetti fine allattamento (kg/suinetto) (7)

se DUR_Svez1=0 and DUR_svez2 = 0 allora:

PV_sui_latt = PVv_sui

altrimenti: $PV_sui_latt = 0,003 * (DUR_latt)^2 + 0,1392 * (DUR_latt) + 1,2578$;

dove: PVv_sui = peso vivo di vendita (o di trasferimento al centro di ingrasso) dei suinetti

(kg/capo);

PV_sui_latt = peso vivo dei suinetti al termine della fase di allattamento (kg/capo);

DUR_Svez1 = durata della fase di svezzamento I in giorni;

DUR_Svez2 = durata della fase di svezzamento II in giorni;

Peso medio del suinetto alla fine della prima fase di svezzamento (kg/suinetto) (8)

se DUR_svez1 > 0 <= 21 e DUR_svez2 > 0 allora:

$PV_sui_svez1 = [(-0,47 * (DUR_latt + (DUR_svez1)/2) + 57,1 * (DUR_latt + (DUR_svez1)/2) - 1031)]/1000*$

DUR_svez1 + (PV_sui_latt);

altrimenti:

PV_sui_svez1 = PVv_sui;

dove: PV_sui_svez1 = peso vivo dei suinetti al termine della prima fase di svezzamento (kg/capo)

Peso medio di vendita dei suinetti (9)

PVv_sui = peso vivo di vendita o di trasferimento dei suinetti.

Mangime consumato da un suinetto nella prima fase di svezzamento (kg/suinetto) (10)

$Mang_sui_svez1 = 1,3 * (PV_sui_svez1 - PV_sui_latt)$;

dove: 1,3 = indice di conversione dei suinetti nella prima fase di svezzamento (kg/kg)

Mangime consumato da un suinetto nella seconda fase di svezzamento (kg/suinetto) (11)

$Mang_sui_svez2 = 1,7 * (PVv_sui - PV_sui_svez1)$;

dove: 1,7 = indice di conversione dei suinetti nella seconda fase di svezzamento (kg/kg)

Totale mangimi consumati nella fase di svezzamento dalla prole dell'unità scrofa

(kg/anno/scrofa)

$MANG_sui = (MANG_sui_svez1 + MANG_sui_svez2) * Suinetti_scrofa$

(12)

Contenuto medio di N dei mangimi per suinetti

(kg/kg)

se MANG_sui= 0 allora:

N_MANG_sui = 0

altrimenti: $N_MANG_sui = [MANG_sui_svez1 * PG_svez1/100 + MANG_sui_svez2 * (PG_svez2/100)] * Suinetti_scrofa / (MANG_sui) / 6,25$;

(13)

$$\begin{aligned} & \text{Contenuto medio di P dei mangimi per suinetti} && (\text{kg/kg}) && (14) \\ & \text{se MANG}_{\text{sui}} = 0 \text{ allora} \\ & \text{P}_{\text{MANG}_{\text{sui}}} = 0 \\ & \text{altrimenti: } \text{P}_{\text{MANG}_{\text{sui}}} (\text{kg/kg}) = \text{MANG}_{\text{sui_svez1}} * \text{P}_{\text{svez1}} / 100 + \text{MANG}_{\text{sui_svez2}} * (\text{P}_{\text{svez2}} / 100) * \text{Suinetti_scrofa} / (\text{MANG}_{\text{sui}}); \end{aligned}$$

BILANCI ANNUI DELL'AZOTO E DEL FOSFORO RIFERITI ALL'UNITÀ SCROFA

Per la quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo si è proceduto utilizzando i criteri del bilancio di massa distinguendo i contributi dovuti all'unità scrofa (eq. n. 15-21) e alla sua prole (eq. 22-28) e poi sommando i risultati (eq. n. 29-35). I consumi annui di azoto e fosforo sono determinati moltiplicando i consumi alimentari per i contenuti medi di azoto e fosforo dei mangimi. Per le ritenzioni di azoto e fosforo della scrofa si è considerato:

- i) una variazione annua di peso vivo pari a 40 kg, risultante dai dati esposti in tabella 3. A questo proposito l'ERM (2001) indica una variazione annua di peso di 55 kg;
- ii) una ritenzione di azoto per kg di accrescimento della scrofa pari a 0,025 (ERM, 2001) e una ritenzione di fosforo pari a 0,004 (Mahan e Newton, 1995).

La ritenzione di azoto e fosforo da parte dei suinetti sottoscrofa viene calcolata moltiplicando il numero medio di suinetti prodotti dalla scrofa per il loro peso vivo al termine della fase di allattamento per le ritenzioni medie corporee di azoto e fosforo, rispettivamente assunte pari a 0,026 (Noblet e Etienne, 1986; Whittemore, 1993) e 0,007 (Mahan and Shields, 1998) kg per kg di accrescimento. Le perdite di azoto in atmosfera sono state considerate pari al 28% dell'azoto escreto (MIPAF, 2006).

Analoga procedura è stata seguita per i suinetti in svezzamento.

AZOTO e FOSFORO - CONTRIBUTO DELLA SCROFA (kg/unità scrofa/anno)

$$\begin{aligned} & \text{Azoto consumato:} && (15) \\ & \text{NC}_{\text{scrofa}} = \text{MANG}_{\text{scrofa}} * \text{N}_{\text{MANG}_{\text{scrofa}}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{Azoto ritenuto (scrofa + suinetti lattanti)} && (16) \\ & \text{NR}_{\text{scrofa}} = 40 * 0,025 + (\text{PV}_{\text{sui_latt}} * 0,026) * \text{Suinetti_scrofa} \\ & \text{dove: } 40 = \text{accrescimento medio annuo dell'unità scrofa (kg/anno);} \\ & \quad 0,025 = \text{ritenzione di azoto per kg di accrescimento della scrofa (kg/kg);} \\ & \quad 0,026 = \text{ritenzione di azoto per kg di peso vivo dei suinetti lattanti.} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{Azoto escreto:} && (17) \\ & \text{Nex}_{\text{scrofa}} = \text{NC}_{\text{scrofa}} - \text{NR}_{\text{scrofa}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{Azoto netto al campo:} && (18) \\ & \text{N}_{\text{netto_scrofa}} = \text{Nex}_{\text{scrofa}} * (1 - \text{k_vol}) \\ & \text{Dove: } \text{k_vol} = \text{coefficiente di volatilizzazione assunto pari a 0,28 (MIPAF (2006))} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{Fosforo consumato:} && (19) \\ & \text{PC}_{\text{scrofa}} = \text{MANG}_{\text{scrofa}} * \text{P}_{\text{MANG}_{\text{scrofa}}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{Fosforo ritenuto (scrofa + suinetti lattanti)} && (20) \\ & \text{PR}_{\text{scrofa}} = 40 * 0,004 + (\text{PV}_{\text{sui_latt}} * 0,007) * \text{Suinetti_scrofa} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{Fosforo escreto} && (21) \\ & \text{Pex}_{\text{scrofa}} = \text{PC}_{\text{scrofa}} - \text{PR}_{\text{scrofa}} \end{aligned}$$

AZOTO E FOSFORO - CONTRIBUTO DEI SUINETTI (kg/scrofa/anno)

Azoto consumato: (22)

$$NC_{\text{sui}} = \text{MANG}_{\text{sui}} * N_{\text{MANG}_{\text{sui}}}$$

Azoto ritenuto: (23)

$$NR_{\text{sui}} = (\text{PV}_{\text{v}_{\text{sui}}} - \text{PV}_{\text{sui}_{\text{latt}}}) * 0,026 * \text{Suinetti}_{\text{scrofa}}$$

Azoto escreto: (24)

$$\text{Nex}_{\text{sui}} = NC_{\text{sui}} - NR_{\text{sui}}$$

Azoto netto: (25)

$$N_{\text{netto}_{\text{sui}}} = \text{Nex}_{\text{sui}} * (1 - k_{\text{vol}})$$

Dove: k_{vol} = coefficiente di volatilizzazione assunto pari a 0,28 (MIPAF (2006))

Fosforo consumato: (26)

$$PC_{\text{sui}} = \text{MANG}_{\text{sui}} * P_{\text{MANG}_{\text{sui}}}$$

Fosforo ritenuto (scrofa + suinetti lattanti) (27)

$$PR_{\text{sui}} = (\text{PV}_{\text{v}} - \text{PV}_{\text{sui}_{\text{latt}}}) * 0,007 * \text{Suinetti}_{\text{scrofa}}$$

Fosforo escreto: (28)

$$\text{Pex}_{\text{scrofa}} = PC_{\text{sui}} - PR_{\text{sui}}$$

AZOTO E FOSFORO –TOTALE SCROFA + SUINETTI (kg/scrofa/anno)

Azoto consumato: (29)

$$NC = NC_{\text{scrofa}} + NC_{\text{sui}}$$

Azoto ritenuto (scrofa + suinetti lattanti) (30)

$$NR = NR_{\text{scrofa}} + NR_{\text{sui}}$$

Azoto escreto: (31)

$$\text{Nex} = \text{Nex}_{\text{scrofa}} + \text{Nex}_{\text{sui}}$$

Azoto netto: (32)

$$N_{\text{netto}} = N_{\text{netto}_{\text{scrofa}}} + N_{\text{netto}_{\text{sui}}}$$

Fosforo consumato: (33)

$$PC = PC_{\text{scrofa}} + PC_{\text{sui}}$$

Fosforo ritenuto (scrofa + suinetti lattanti) (34)

$$PR = PR_{\text{scrofa}} + PR_{\text{sui}}$$

Fosforo escreto: (35)

$$\text{Pex} = \text{Pex}_{\text{scrofa}} + \text{Pex}_{\text{sui}}$$

PRODUZIONI ANNUE AZIENDALI DI AZOTO NETTO E FOSFORO

Le produzioni aziendali annue di N e P si calcolano moltiplicando i corrispondenti fattori di escrezione così quantificati per il numero di unità scrofa mediamente presenti (eq. n. 36-37)

$$\text{Azoto netto prodotto (kg/anno/azienda):} \quad (36)$$

$$N_{\text{netto_az}} = N_{\text{netto}} * \text{Unit\`a_scrofa}$$

$$\text{Fosforo prodotto (kg/anno/azienda):} \quad (37)$$

$$Pex_{\text{az}} = Pex * \text{Unit\`a_scrofa}$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO NETTO DI SCROFE

Dall'applicazione delle funzioni sopra riportate si giunge ad una stima delle escrezioni di N per scrofa produttiva in funzione del numero di suinetti/scrofa prodotti, del loro peso di vendita e del contenuto di proteina grezza media dei mangimi consumati dalle scrofe. I valori attesi derivanti dall'interazione dei tre fattori di variabilit  sono riportati in tabella 5.

Tabella 5 – Escrezione totale di azoto della scrofa e della prole (kg/scrofa/anno). Valori attesi in funzione del numero di suinetti prodotti, del loro peso di vendita e del contenuto medio di proteina grezza dei mangimi per scrofe

Suinetti/scrofa produttiva/anno	20			23			25		
	5	25	30	5	25	30	5	25	30
Peso di vendita suinetti, kg/capo									
Consumo di mangime suinetti, kg/scrofa/anno	0	680	850	0	782	978	0	850	1063
Proteina grezza media dei mangimi per scrofe									
13,0	21	30	33	21	31	34	20	32	35
14,0	23	32	35	22	33	36	22	34	37
15,0	25	34	36	24	35	38	24	36	39
16,0	27	36	38	26	37	40	26	38	41

Assumendo un contenuto di proteina grezza dei mangimi per suinetti pari a 18,2%.

Prendendo come riferimento i dati ministeriali in tabella 1 (MIPAF, 2006)), che indicano una produzione annua di suinetti per scrofa di 21,7, un peso finale di vendita dei suinetti intorno ai 31 kg e un contenuto proteico medio dei mangimi per le scrofe del 15%, ci si attende un'escrezione di azoto (tabella 5) intorno a 36 - 37 kg/unit  scrofa/anno, valore simile a quello riportato nel MIPAF (2006) (36,6 kg) e dello standard (35,0 kg) proposto dall'ERM (2001). La tabella 5 per  consente anche di apprezzare l'entit  delle escrezioni che si potrebbero riscontrare in specifiche condizioni aziendali come risultato della combinazione dei diversi fattori di variabilit . Particolarmente rilevanti sono gli effetti dovuti al peso di vendita dei suinetti e ai contenuti di proteina grezza dei mangimi per scrofe. L'ADAS (2007), riporta dati del Regno Unito in cui si indica (per una produzione di 23 suinetti/scrofa/anno separati dalle madri ad un peso di appena 7 kg e in cui i mangimi per le scrofe contengono mediamente il 14,2 % di proteina grezza), un'escrezione azotata pari a 20 kg/scrofa/anno che corrisponde ai valori riportati in tabella 5 per suinetti venduti subito dopo l'allattamento.

Ketelaars e van der Meer (2000), invece, riportano stime di escrezione di azoto per scrofa pi  elevate e pari a 28,6 kg/scrofa/anno, principalmente a causa dei maggiori contenuti proteici considerati per i mangimi delle scrofe. I dati di Tagliapietra *et al.*, (2005), DIAS (1998), Dourmad *et al.*, (1999a,b) ed ERM (2001), gi  descritti in tabella 2, indicano escrezioni di azoto dovute alla scrofa e ai suinetti in allattamento comprese tra 21,5 e 25,7 kg/scrofa/anno

a cui si aggiungono circa 9-12 kg/scrofa/anno se si considerano anche i lattonzoli fino a circa 30 kg di peso vivo. Queste indicazioni concordano con quanto riportato in tabella 5. Nella successiva tabella 6 sono riportati, per comodità del lettore i corrispondenti valori di azoto netto assumendo una volatilizzazione del 28%. I valori attesi di escrezione di P (tabella 7) variano tra i 4 e i 9 kg/scrofa/anno, principalmente in funzione del peso di vendita dei suinetti e del livello di fosforo nei mangimi per le scrofe. Questi valori sono in accordo con quanto riportato da van der Peet-Schwering *et al.*, (1999), DIAS, (1998) e Dourmad *et al.* (1999a,b).

Tabella 6 – Produzione di azoto netto della scrofa e della prole (kg/scrofa/anno)¹. Valori attesi in funzione del numero di suinetti prodotti, del loro peso di vendita e del contenuto medio di proteina grezza (PG) dei mangimi per scrofe

Suinetti/scrofa produttiva/anno	20			23			25		
	5	25	30	5	25	30	5	25	30
Peso di vendita suinetti, kg/capo									
Consumo di mangime suinetti, kg/scrofa/anno	0	680	850	0	782	978	0	850	1063
Contenuto medio di PG dei mangimi per scrofe, %									
13,0	15	22	24	15	23	25	15	23	25
14,0	16	23	25	16	24	26	16	24	27
15,0	18	25	26	18	25	27	17	26	28
16,0	19	26	28	19	27	29	19	27	29

¹ Assunte perdite di volatilizzazione dell'azoto escreto del 28%

Tabella 7 – Escrezione di fosforo della scrofa e della prole (kg/scrofa/anno). Valori attesi in funzione del numero di suinetti prodotti, del loro peso di vendita e del contenuto medio di fosforo dei mangimi per scrofe

Suinetti/scrofa produttiva/anno	20			23			25		
	5	25	30	5	25	30	5	25	30
Peso di vendita suinetti, kg/capo									
Consumo di mangime suinetti, kg/scrofa/anno	0	680	850	0	782	978	0	850	1063
Contenuto medio di P dei mangimi per scrofe, %									
0,45	4.4	6.4	6.9	4.3	6.6	7.2	4.3	6.7	7.3
0,50	5.0	7.0	7.5	4.9	7.2	7.7	4.9	7.3	7.9
0,55	5.6	7.6	8.1	5.5	7.8	8.3	5.4	7.9	8.5
0,60	6.2	8.2	8.7	6.1	8.4	8.9	6.0	8.5	9.1

Assumendo un contenuto di fosforo dei mangimi per suinetti pari a 0,7%.

Va comunque sottolineato che i valori delle tabelle 5, 6 e 7, in riferimento soprattutto ai livelli di proteina grezza e fosforo più bassi, non sono da considerare come il risultato di prassi consolidate e convalidate di alimentazione a basso impatto. Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive. Come già avviene già da tempo in altri

Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto dovrebbe riguardare in modo sinergico il mondo operativo quello della ricerca e delle istituzioni.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio la consistenza media è di 100 scrofe in produzione, la produzione annua di suinetti è pari a 2100 (21 suinetti/scrofa/anno) e il loro peso medio di vendita è di 28 kg/capo. Le altre informazioni riguardanti la durata temporale delle fasi e le caratteristiche dei mangimi sono riportate in scheda 1. I risultati dell'applicazione della procedura di stima sono riportati in tabella 6.

Scheda 1 – Acquisizione dati per allevamenti di scrofe

Consistenza scrofe in produzione (CM_scrofe)			
Consistenza allevamento (scrofe/anno)	100		
Numero suinetti prodotti anno (Suin_prod) ¹	2100		
Peso medio di vendita dei suinetti, kg/suinetto ¹	28		
Alimentazione			
Fasi di allevamento	Durata fase, giorni (DUR_...)	PG razioni ² % t.q. (PG_...)	P razioni ² % t.q. (P_...)
- lattazione	21	16,4	0,65
- gestazione e asciutta,	126	14,5	0,60
- svezzamento fase I	14	16,0	0,69
- svezzamento fase II	32	18,0	0,69

Tabella 6 – Risultati di bilancio

<i>Indicatori tecnici scrofa:</i>	valore	unità	<i>Indicatori tecnici suinetti:</i>	valore	unità
Numero di parti anno	2,48	n./scrofa/anno	peso fine allattamento	5,5	kg/capo
Numero suinetti/scrofa/anno	21	n./scrofa/anno	peso fine prima fase svezz.	8,3	“
Ingestione di mangime		kg/scrofa/anno	peso suinetti fine svezzamento	28,0	“
- in lattazione	255	“	Consumo mangime suinetti		“
- in gestazione	926	“	- prima fase svezzamento	3,6	“
		“	- seconda fase svezzamento	33,5	“
Totale consumo scrofa	1181	kg/scrofa/anno	Consumo mangimi suinetti	780	kg/scrofa/anno

<i>Indicatori tecnici scrofa:</i>			<i>Indicatori tecnici suinetti:</i>		
	valore	unità		valore	unità
Contenuto PG mangimi scrofa	14,91	% t.q.	Contenuto PG mangimi suinetti	17,8	% t.q.
Contenuto N mangimi scrofa	0,024	kg/kg t.q.	Contenuto N mangimi suinetti	0,0280	kg/kg t.q.
Contenuto P mangimi scrofa	0,006	“	Contenuto P mangimi suinetti	0,0069	“
<i>Bilancio dell'azoto scrofa</i>			<i>Contributo dei suinetti</i>		
<i>Contributo della scrofa</i>			<i>Contributo dei suinetti</i>		
Consumo	28,2	kg/scrofa/anno	Consumo	22,2	kg/scrofa/anno
Ritenzione	4,0	“	ritenzione	12,3	“
Escrezione	24,2	“	escrezione	9,9	“
Coeff. di volatilità (k_vol)	0,28	kg/kg	Coeff. di volatilità (k_vol)	0,28	kg/kg
N_netto_scrofa	17,4	kg/scrofa/anno	N_netto_suinetti	7,15	kg/scrofa/anno
<i>Bilancio del fosforo scrofa</i>			<i>Contributo dei suinetti</i>		
<i>Contributo della scrofa</i>			<i>Contributo dei suinetti</i>		
Consumo	7,21	kg/scrofa/anno	Consumo	5,37	kg/scrofa/anno
Ritenzione	0,94	“	ritenzione	3,31	“
Escrezione	6,26	“	escrezione	2,07	“
Produzione N netto/ unità scrofa			Produzione aziendale di N netto		
da bilancio	24,6	kg/scrofa/anno	da bilancio	2455	kg/anno
da MIPAF (2006)	26,4	“	da MIPAF (2006)	2640	“

Con le specifiche indicate in Scheda 1 l'applicativo prevede un'escrezione annua totale di azoto pari a 34,1 kg N/unità/scrofa/anno, di cui 24,2 kg rappresentano il contributo della scrofa e dei suinetti lattanti mentre la parte rimanente è dovuta ai suinetti in fase di svezzamento. Con l'assunzione che il 28% di questo è volatilizzato, si ottiene un valore di azoto netto pari a 24,6 kg/scrofa/anno, che può essere confrontato con il valore riportato dal MIPAF (2006) di 26,4 kg. L'escrezione stimata di fosforo è complessivamente pari 8,34 kg/scrofa/anno di cui circa 6,3 kg sono dovuti alla scrofa e ai suinetti neonati, mentre gli altri 2,1 kg sono dovuti ai suinetti in fase di svezzamento. L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo da cui si possono facilmente derivare i fabbisogni minimi di superficie agricola in zone vulnerabili e non.

BIBLIOGRAFIA

- 1) ADAS, 2007. ADAS report to DEFRA. Supporting paper F2 for the consultation on the implementation of the nitrates directive in England. Home page address: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/nitrate/pdf/consultation-supportdocs/f2-excreta-n-output.pdf>

- 2) CRPA, 2002. Suinicoltura italiana e costo di produzione. Bollettino n. 4.
- 3) DIAS, 1998. Standard Values for Farm Manure A Revaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure (H.D. Poulsen and V.F. Kristensen (eds), Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, DK.
- 4) Dourmad J.Y., Guingand N., Latimier P., Seve B., 1999a. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livest. Prod Sci.* 58: 199-211.
- 5) Dourmad J.Y., Sève B., Latimier P., Boisen S., Fernandez J., van der Peet-Schwering C., Jongbloed A.W., 1999b. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, the Netherlands and Denmark. *Livest. Prod.Sci.* 58, 261-264.
- 6) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium.
- 7) Mahan D.C., Newton E.A., 1995. Effect of initial breeding weight on macro- and micro-mineral composition over three-parity period using a high producing sow genotype. *J. Anim. Sci.*, 73:151-158.
- 8) Mahan D.C., Shields R.G. 1998. Macro- and micromineral composition of pigs from birth to 145 kg of body weight. *J. Anim. Sci.* 76:506-512.
- 9) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell’utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all’articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152”. In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dti-dciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzwjtryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407/DI_SR_effluentiallevamento.pdf
- 10) Noblet J., Etienne M., 1986. Effect of enery level in lactating sows on yield and composition of milk and nutrient balance of piglets. *J. Anim. Sci.* 63:1888-1896.
- 11) Ketelaars JJMH, Van der Meer HG., 2000. Establishment of criteria for the assessment of the nitrogen content of animal manures. Final Report to ERM. Wageningen, the Netherlands: Plant Research International, Report 14.
- 12) Schiavon S., Bittante G., Gallo L., Tagliapietra F., Ceolin C., 2004a. Bilancio dell’azoto negli allevamenti di suini In: Bilancio dell’azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli – Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Veneto.
- 13) Schiavon S., Tagliapietra F., Bailoni L., Bortolozzo A., 2004b. Effects of sugar beet pulp on growth and heath status of weaned piglets. *Italian Journal of Animal Science*, 3:337-351.
- 14) Schiavon S., Dal Maso M., Tagliapietra F., Ceolin C., 2007. Modelli di quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo nei centri specializzati nello svezzamento dei suinetti del Veneto. Relazione tecnica, Regione Veneto.
- 15) Tagliapietra F., Ceolin C., Schiavon S., 2005. Sow rearing in North Italy. II. Analysis of N balance in different herds. *Italian Journal of Animal Science.* vol. 4 (Suppl. 2), pp. 476-478.
- 16) Van der Peet-Schwering C.M.C., Jongbloed A.W., Aarnink A.J.A, 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: the Netherlands. *Livest. Prod. Sci.* 58: 213-224.
- 17) Whitemore C., 1993. The Science and practice of pig production. Longman Scientific & Technical, Essex, UK.

6. CENTRI SPECIALIZZATI PER LO SVEZZAMENTO DI SUINETTI

STEFANO SCHIAVON, MATTEO DAL MASO, CHIARA CEOLIN

TRATTI ESSENZIALI DEL SISTEMA DI PRODUZIONE

La recente diffusione anche in Italia di centri specializzati nello svezzamento del suinetto, pone l'esigenza di quantificarne le escrezioni, anche in ragione del fatto che questa categoria di allevamento non è considerata dal recente MIPAF (2006). Prima di procedere nella descrizione del modello di bilancio delle escrezioni aziendali, è necessario fornire indicazioni relative ai principali indici tecnici e di bilancio che caratterizzano questo tipo di allevamento.

Indici tecnici

In tabella 1 vengono riportati i risultati ottenuti da una pubblicazione di Ceolin *et al.* (2004), basata sui dati raccolti nell'ambito del progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" (Schiavon *et al.* 2004). Anche se i dati si riferiscono ad appena 5 allevamenti, le osservazioni effettuate hanno riguardato 125 partite per un totale di 248.463 capi. I rilievi si riferiscono ad un arco temporale compreso tra il 1998 e il 2003.

Gli elementi di interesse che emergono da questi risultati riguardano in primo luogo i tempi connessi all'attività di allevamento. Nessun fattore considerato nel modello statistico di analisi ha evidenziato effetti significativi sull'interchiusura, che si è attestata intorno ai 70 giorni. La permanenza media dei suinetti in azienda è stata prossima a 53 giorni. La differenza è dovuta non solo all'applicazione di vuoti sanitari ma anche ai tempi necessari per il carico e lo scarico degli animali. Così la percentuale media di occupazione è risultata pari al 77% ed il numero di cicli effettuabili in un anno è risultato intorno a 5,35, anche se si osserva una variabilità residua di circa il 15%. La relativa costanza dei tempi connessi alle attività di allevamento, dipende dal fatto che questi allevamenti operano nell'ambito di una filiera organizzata di produzione che deve assicurare, sia agli allevamenti a monte che a valle, il rispetto di una tempistica prestabilita.

L'esigenza di mantenere relativamente costante l'interchiusura si riflette su una certa variabilità del peso vivo finale raggiunto dai suinetti. In diverse condizioni di allevamento, alimentazione e stato di salute, i suinetti raggiungono nello stesso intervallo di tempo pesi vivi finali molto diversificati. A tal riguardo si fa notare che mediamente gli allevamenti di maggiori dimensioni sono riusciti ad ottenere, nei tempi stabiliti, suinetti di peso vivo finale significativamente superiore a quelle degli allevamenti di dimensioni più contenute (26,3 vs. 29,3 kg) grazie all'ottenimento di un maggior ritmo di accrescimento (0,38 vs. 0,45 kg/d).

I consumi di mangime riflettono i differenti ritmi di accrescimento. Infatti, in quelle situazioni dove i suinetti si sono accresciuti più rapidamente, si sono riscontrati anche maggiori consumi di mangime. Il tenore medio di proteina grezza dei mangimi impiegati è stato pari 18,5-18,6%. L'indice di conversione alimentare, 1,74 in media, coincide con quanto riscontrato in letteratura (Dourmad *et al.*, 1999; Van der Peet-Schwering *et al.*, 1999), anche se leggermente inferiore al valore di 1,8 riportato dall'ERM (2001). La variabilità residua del modello per questo indice di efficienza si è contenuta intorno al 5% del valore medio.

Bilancio dell'azoto

Nella tabella 1 viene anche riportato il bilancio dell'N espresso per capo allevato/ciclo, per capo/anno.

Limitando l'analisi al singolo capo allevato nell'ambito di un ciclo si osserva che il con-

sumo di azoto è risultato mediamente pari a 1,09 kg. Questo valore è stato molto influenzato dal peso vivo finale raggiunto dai suinetti. Infatti, passando da 23 ai 32 kg di peso vivo finale il consumo di azoto passa da 0,88 a 1,36 kg/capo. I valori di ritenzione di azoto, calcolati assumendo un contenuto di azoto del kg di peso vivo realizzato pari a 0,026 kg/kg (DIAS, 1998), evidenziano come in questa fase il livello di efficienza di ritenzione dell'azoto alimentare sfiora il 50%. Valori simili sono stati riscontrati da DIAS (1998) e Dourmad *et al.* (1999). Considerando perdite in atmosfera pari al 28%, lo stesso dato assunto dal MIPAF (2006) per il suino in accrescimento, si ottiene un valore medio di escrezione di azoto netto per suinetto allevato prossimo a 0,39 kg/capo, con sensibili variazioni dovute in primo luogo al peso finale di vendita. Tenendo conto del numero di cicli effettuabili in un anno, l'azoto netto al campo è mediamente pari a circa 2,05 kg/capo/anno. Anche in questo caso si evidenzia una notevolissima variabilità dovuta in particolar modo al peso finale di vendita. Infatti passando da 23 a 32 kg di peso vivo finale l'azoto netto al campo varia 1,66 a 2,55 kg/capo/anno.

Tabella 1 - Prestazioni produttive e bilancio dell'azoto in allevamenti dediti allo svezzamento (5 aziende, 125 partite, 248.463 capi, dati relativi al periodo compreso tra il 1998 e il 2003)

Fattori considerati	Classe dimensionale		Significatività (P)		DSR
	<2000 capi	>2000 capi	Anno	Stagione	
Capi:					
Iniziali/partita, n	1506 ^A	2895 ^B	***	***	487,5
Morti, %	4,73 ^A	1,78 ^B	***	***	2,67
Tempi:					
Interchiusura, d	71,02 ^A	68,83 ^A	ns	ns	12,18
Permanenza, d	53,57 ^A	52,50 ^A	***	***	4,36
Cicli/anno, n.	5,29 ^A	5,41 ^A	ns	ns	0,81
Prestazioni produttive:					
Peso iniziale, kg/capo	5,59 ^A	5,49 ^A	***	***	0,35
Peso finale, kg/capo	26,28 ^A	29,25 ^B	***	***	3,91
AMG, kg/capo/d	0,38 ^A	0,45 ^B	**	**	0,05
Indice di conversione	1,76 ^A	1,72 ^B	***	***	0,009
PG media mangimi, % tq	18,6 ^A	18,5 ^B	***	***	0,001
Bilancio dell'azoto:					
<i>Per capo/ciclo, kg:</i>					
Consumo	1,06 ^A	1,17 ^B	***	***	0,11
Ritenzione	0,54 ^A	0,60 ^B	***	***	0,04
Escrezione	0,51 ^A	0,56 ^B	*	**	0,08
N netto al campo	0,37 ^A	0,40 ^B	*	**	0,06
<i>Per capo/anno, kg:</i>					
N netto al campo	1,96 ^A	2,20 ^B	ns	ns	0,34
<i>Per 100 kg peso vivo</i>					
N netto al campo	15,6 ^A	16,5 ^B	***	***	1,8

^{A,B} Valori con apici diversi differiscono significativamente P<0,01.

***P<0,001, **P<0,01, *P<0,05. AMG = accrescimento medio giornaliero. PG =proteina grezza.

L'approccio semplificato, impiegato per la quantificazione delle escrezioni dal MIPAF (2006) per altre categorie di animali, è basato su un fattore di escrezione che viene moltiplicato per la consistenza media di allevamento, ma in questo caso il decreto MIPAF (2006) non fornisce indicazioni per relative a questa categoria di suini. I dati sopra esposti consentono di indicare che per i centri specializzati nello svezzamento di suinetti si può considerare un coefficiente medio di produzione di azoto netto pari a 2,05 kg/capo/anno. Come osservato per altre categorie di allevamento, questo approccio non considera il fatto che a parità di consistenza media i parametri produttivi possono invece variare sensibilmente (numero di cicli, consumi alimentari, quantità di peso vivo prodotto e contenuti di nutrienti nei mangimi), tutti fattori correlati con l'entità delle escrezioni. Per una più corretta quantificazione delle escrezioni è quindi necessario effettuare i conteggi di bilancio non per capo mediamente presente ma per capo prodotto.

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

Consistenza di allevamento

Per consistenza di allevamento si intende il numero di capi mediamente presenti nell'allevamento nel corso dell'anno. Trattandosi di allevamenti con più cicli produttivi la presenza media viene determinata moltiplicando il numero dei capi allevati in ogni ciclo per la frazione di anno di presenza in azienda e successivamente sommando i valori (media ponderata, nell'arco dei 365 gg., del numero dei capi presenti in ogni ciclo).

Prestazioni produttive

Le informazioni riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare la durata media dei cicli (DUR), i pesi di acquisto (PVa) e quelli di vendita (PVv) sono ricavate in base alle fatture di acquisto e di vendita dei capi di almeno quattro precedenti cicli produttivi.

Periodi di vuoto

Il periodo di vuoto (Vu), tra un ciclo e quello successivo, va calcolato come differenza media tra le date medie di vendita e quelle di arrivo delle partite successive. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita dei precedenti cicli produttivi. Nel caso in cui tale valore non fosse disponibile si utilizzerà un valore pari a 17 giorni/ciclo (Tabella 1).

Mortalità

Il dato di mortalità (M), comprensivo dei capi infortunati e venduti in urgenza, si ricava come differenza tra il numero di capi acquistati e il numero di capi venduti a fine ciclo. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di precedenti cicli produttivi conclusi nell'anno in corso e in quello precedente. Nella normalità ci si attende un valore prossimo al 3% (Tabella 1).

Fasi alimentari

Per applicare la procedura di bilancio è necessario in primo luogo individuare la durata delle varie fasi alimentari in cui è suddiviso il ciclo di produzione. Per singola fase alimentare si intende il periodo di tempo in cui le caratteristiche dei mangimi non si modificano significativamente, con particolare riferimento al loro contenuto di proteina grezza. La durata totale del ciclo (DUR) deve essere uguale alla somma delle durate di ciascuna fase alimentare ($DUR_{-1, \dots, n}$).

Accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi

Ai fini dell'applicazione delle procedure di bilancio è necessario procedere ad un accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi impiegati nelle diverse fasi di allevamento.

MODELLO DI BILANCIO

Cicli di produzione e capi mediamente prodotti in un anno

Il calcolo del numero di cicli effettuati in un anno può essere definito utilizzando la relazione (eq. 1) che tiene conto della durata dei periodi di permanenza in stalla dei suinetti, dei vuoti e della mortalità. Questi parametri sono introdotti per convertire il dato di consistenza media in numero di capi prodotti (eq. 2).

Numero di cicli effettuati in un anno (cicli) (1)

$$\text{Cicli} = [(365/(\text{DUR} + \text{Vu})) * (1 - \text{M}/100)];$$

dove: DUR = durata media del ciclo (giorni); Vu = vuoti (giorni); M= mortalità (%);

Capi prodotti anno (V_PROD) (capi/anno) (2)

$$(V_Prod) = \text{cicli} * \text{CM}$$

dove: CM=consistenza di allevamento

Accrescimento medio giornaliero

Nella normale pratica di allevamento gli animali sono pesati solo al momento dell'acquisto e della vendita. Tuttavia, dal momento che il ciclo produttivo prevede una serie di fasi alimentari, è necessario stimare il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase per poter approssimare le ingestioni alimentari realizzate per fase. La soluzione più semplice è quella di assumere che durante la fase di allevamento l'accrescimento sia costante. Il peso vivo raggiunto al termine di ciascuna fase di alimentazione può quindi essere determinato utilizzando le equazioni n. 3 e 4.

Accrescimento medio giornaliero (AMG) (kg/capo/d) (3)

$$\text{AMG} = (\text{PV}_v - \text{PV}_a) / \text{DUR}$$

dove: PV_a = peso medio di acquisto (kg/capo)

PV_v = peso medio di vendita (kg/capo)

DUR = durata media del ciclo (giorni)

Peso vivo medio (kg/capo) al termine di ciascuna fase alimentare (PV₋) (4)

$$\text{PV}_{-1} = \text{PV}_a + \text{AMG} * \text{DUR}_{-1};$$

$$\text{PV}_{-2} = \text{PV}_{-1} + \text{AMG} * \text{DUR}_{-2};$$

$$\text{PV}_{-3} = \text{PV}_{-2} + \text{AMG} * \text{DUR}_{-3};$$

$$\text{PV}_{-n} = \text{PV}_{-3} + \text{AMG} * \text{DUR}_{-n};$$

dove: DUR_{-1,...,4} = durata delle fasi alimentari da 1 a 4.

La somma delle durate parziali deve coincidere con il valore complessivo di durata (DUR)

Consumi alimentari

I dati riportati in tabella 1 consentono di assumere un indice di conversione pari a 1,74. Il calcolo dei consumi di mangime viene effettuato moltiplicando l'indice di conversione per

la variazione di peso vivo. Le ingestioni di mangime ($INGMANG_{-1,...,n}$) per singola fase alimentare e complessive sono calcolate con il set di equazioni n. 5. La quantificazione dei contenuti medi ponderati di azoto e fosforo degli alimenti consumati procede quindi con le successive equazioni 6- 7.

Ingestione di mangime (87% ss) per capo e per fase (INGMang) (kg/capo) (5)

$$ING_{-1} = 1,4*(PV_{-1}-PVa);$$

$$ING_{-2} = 1,74*(PV_{-2}-PV_{-1});$$

$$ING_{-3} = 1,74*(PV_{-3}-PV_{-2});$$

$$ING_{-n} = 1,74*(PV_{-n}-PV_{-3});$$

$$INGMang = ING_{-1} + ING_{-2} + ING_{-3} + ING_{-n};$$

dove: PVa = peso vivo medio di acquisto (kg/capo)

PV_{-1,...,n} = peso vivi medi raggiunti al termine delle fasi alimentari da 1 a n;

Contenuto di N medio dei mangimi (N_Mang) (kg/kg) (6)

$$N_Mang = \{ [ING_{-1}*(PG_{-1}/100) + ING_{-2}*(PG_{-2}/100) + ING_{-3}*(PG_{-3}/100) + NG_{-n}*(PG_{-n}/100)] / INGMang / 6,25$$

dove: PG_{-1,...,n} = sono i contenuti percentuali di proteina grezza dei mangimi utilizzati nelle diverse fasi alimentari (da 1 a n), espressi in tal quale (con riferimento ad un mangime convenzionale con l'87% di ss);

Contenuto di P medio dei mangimi (P_Mang) (kg/kg) (7)

$$P_Mang = \{ [ING_{-1}*(P_{-1}/100) + ING_{-2}*(P_{-2}/100) + ING_{-3}*(P_{-3}/100) + ING_{-n}*(P_{-n}/100)] / INGMang$$

dove: P_{-1,...,n} = sono i contenuti percentuali di fosforo totale dei mangimi utilizzati nelle diverse fasi alimentari (da 1 a n), espressi sul tal quale (con riferimento ad un mangime convenzionale con l'87% di ss).

BILANCI DELL'AZOTO E DEL FOSFORO PER CAPO/ANNO

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa (eq. 8-14). I consumi annui di azoto e di fosforo sono determinati moltiplicando il consumo alimentare per capo prodotto per i contenuti medi di questi elementi nei mangimi e per il numero di cicli mediamente attuati in un anno. Per quantificare le ritenzioni di azoto e di fosforo si sono considerati coefficienti di ritenzione rispettivamente pari a 0,026 (Noblet ed Etienne, 1986; Whittemore, 1993) e 0,007 (Mahan and Shields, 1998) kg per kg di accrescimento. Infine per quantificare le perdite di azoto in atmosfera si sono considerate perdite pari al 28% dell'azoto totale escreto, valore che il MIPAF (2006) indica sia per le scrofe che per i suini in accrescimento.

Consumo annuo di azoto per capo mediamente presente (1 capo prodotto*n. cicli) (NC) (kg/capo/anno) (8)

$$NC = INGMang * N_Mang * cicli$$

dove: INGMang = consumo di mangimi per capo prodotto (kg/capo);

N_Mang = contenuto di N medio dei mangimi utilizzati (kg/kg);

Cicli = numero di cicli effettuati in un anno;

Ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (1 capo prodotto*n. cicli) (NR) (kg/capo/anno) (9)

$$NR = (PVv - PVa) * \text{cicli} * k_{Nr}$$

dove: PVa = peso medio di acquisto (kg/capo)

PVv = peso medio di vendita (kg/capo)

Cicli = numero di cicli di allevamento effettuati in un anno x la linea di produzione esaminata;

k_{Nr} = Azoto ritenuto per unità di peso vivo realizzato; k_{Nr} = 0,026 kg/kg

Escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (Nex) (kg/capo/anno) (10)

$$Nex = NC - NR$$

dove: NC = consumo annuo di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

NR = ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

Produzione annua di azoto netto per capo mediamente presente (N_{netto}) (kg/capo/anno) (11)

$$N_{netto} = Nex * (1 - k_{vol})$$

dove: Nex = escrezione annua di azoto per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

k_{vol} = coefficiente di volatilizzazione (k_{vol} = 0,28 da MIPAF (2006))

Consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (PC) (kg/capo/anno) (12)

$$PC = INGMang * P_{Mang} * \text{cicli}$$

Ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (PR) (kg/capo/anno) (13)

$$PR = (PVv - PVa) * k_{Pr} * \text{cicli}$$

dove: PVa = peso medio (kg) dei capi acquistati

PVv = peso medio (kg) dei capi venduti

k_{Pr} = fosforo ritenuto per unità di peso vivo realizzato; k_{Pr} = 0,007 kg/kg

Escrezione annua di fosforo per capo mediamente presente (Pex) (kg/capo/anno) (14)

$$Pex = PC - PR$$

dove: PC = consumo annuo di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

PR = ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente (kg/capo/anno)

PRODUZIONI ANNUE AZIENDALI DI AZOTO E FOSFORO

Le quantità di azoto e fosforo prodotte dall'azienda nel suo complesso sono dunque quantificate moltiplicando le escrezioni annue medie per capo/anno per i dati di consistenza media

Produzione di azoto netto aziendale (N_{netto_az}) (kg/anno/azienda) (15)

$$N_{netto_az} = (N_{netto}) * (CM)$$

Produzione di fosforo escreto aziendale (Pex_{az}) (kg/anno/azienda) (16)

$$Pex_{az} = (Pex) * (CM)$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO E FOSFORO

Dall'applicazione delle funzioni sopra riportate si può giungere ad una stima delle escrezioni totali e nette di N per suinetto in funzione del peso alla vendita, della durata del ciclo e del livello di proteina grezza dei mangimi. I valori attesi derivanti dall'interazione dei tre principali fattori di variabilità, sono riportati nelle tabelle 2 e 3.

Si osserva come a parità di contenuto di proteina grezza dei mangimi le escrezioni di azoto, al netto delle perdite volatili, variano in modo molto considerevole con il peso vivo di vendita. A parità di condizioni, la riduzione di un punto percentuale della proteina grezza dei mangimi si accompagna ad una diminuzione della produzione di azoto netto di circa il 10%. I valori riportati in tabella 2 sono paragonabili a quelli riportati da Dourmad *et al.* (1999) e da Van der Peet-Schwering *et al.* (1999).

Tabella 2 - Escrezione azoto di suinetti in centri di svezzamento (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione del peso di vendita, dei livelli di proteina grezza dei mangimi e della durata del ciclo

PG media alimenti % tq	Durata ciclo giorni	Peso alla vendita, kg/capo					
		20	22	24	26	28	30
N netto (kg/capo/anno)							
17	50	1,64	1,86	2,08	2,31	2,54	2,76
18	50	1,85	2,10	2,36	2,61	2,86	3,13
19	50	2,06	2,35	2,63	2,92	3,19	3,49
20	50	2,28	2,58	2,90	3,21	3,53	3,85
17	53	1,57	1,78	2,00	2,21	2,43	2,64
18	53	1,76	2,01	2,25	2,50	2,75	2,99
19	53	1,97	2,25	2,51	2,79	3,06	3,33
20	53	2,18	2,47	2,78	3,08	3,38	3,68
17	56	1,50	1,71	1,92	2,13	2,33	2,53
18	56	1,69	1,93	2,17	2,40	2,63	2,86
19	56	1,89	2,15	2,42	2,68	2,93	3,19
20	56	2,08	2,38	2,67	2,94	3,24	3,53

¹ Nei conteggi si sono assunti 17 giorni di vuoto per ciclo, una mortalità del 3%.

I valori attesi di escrezione di fosforo sono riportati in tabella 4. Anche in questo caso si osserva la notevole variabilità dovuta ai diversi fattori.

Tabella 3 – Produzione di azoto netto di suinetti in centri di svezzamento (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione del peso di vendita, dei livelli di proteina grezza dei mangimi e della durata del ciclo

PG media alimenti % tq	Durata ciclo giorni	Peso alla vendita, kg/capo					
		20	22	24	26	28	30
N netto (kg/capo/anno)							
17	50	1,18	1,34	1,50	1,66	1,83	1,99
18	50	1,33	1,51	1,70	1,88	2,06	2,25
19	50	1,48	1,69	1,89	2,10	2,30	2,51
20	50	1,64	1,86	2,09	2,31	2,54	2,77
17	53	1,13	1,28	1,44	1,59	1,75	1,90
18	53	1,27	1,45	1,62	1,80	1,98	2,15
19	53	1,42	1,62	1,81	2,01	2,20	2,40
20	53	1,57	1,78	2,00	2,22	2,43	2,65
17	56	1,08	1,23	1,38	1,53	1,68	1,82
18	56	1,22	1,39	1,56	1,73	1,89	2,06
19	56	1,36	1,55	1,74	1,93	2,11	2,30
20	56	1,50	1,71	1,92	2,12	2,33	2,54

¹ Nei conteggi si sono assunti 17 giorni di vuoto per ciclo, una mortalità del 3% e perdite di volatilizzazione di N pari al 28%.

Tabella 4 – Produzione annua di fosforo di suinetti in centri di svezzamento (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione del peso di vendita, dei livelli fosforo dei mangimi e della durata del ciclo¹

P medio degli alimenti % tq	durata ciclo giorni	Peso alla vendita, kg/capo					
		20	22	24	26	28	30
P netto kg/capo/anno							
0,6	50	0,27	0,31	0,35	0,38	0,42	0,46
0,7	50	0,44	0,51	0,57	0,64	0,70	0,76
0,8	50	0,54	0,62	0,70	0,77	0,85	0,92
0,6	53	0,26	0,30	0,33	0,37	0,40	0,44
0,7	53	0,42	0,48	0,53	0,59	0,65	0,71
0,8	53	0,52	0,60	0,67	0,74	0,81	0,88
0,6	56	0,25	0,28	0,32	0,35	0,39	0,42
0,7	56	0,40	0,43	0,48	0,53	0,58	0,63
0,8	56	0,50	0,57	0,64	0,71	0,78	0,85

¹ Nei conteggi si sono assunti 17 giorni di vuoto per ciclo, una mortalità del 3%.

I risultati indicano che per un suinetto acquistato a 5,5 kg, venduto ad un peso di 28 kg e allevato per 53 giorni con razioni contenenti tra lo 0,7 e il 0,8% di P, le escrezioni annue attese variano da 0,65 a 0,81 kg/capo/anno (0,12 a 0,16 kg per singolo capo prodotto). I risultati sono in accordo con Dourmad *et al.* (1999) che indicano un valore di escrezione di 0,15 kg/capo per suinetti allevati da 8 a 28 kg di PV con mangimi contenenti 0,72 % di P. DIAS (1998) propone escrezioni di 0,15 e 0,19 kg P/capo, rispettivamente per intervalli di peso vivo 7,5-25

e 7,5-30 kg. Van der Peet-Schwering *et al.* (1999) suggeriscono escrezioni di fosforo di 0,06 kg/capo per suinetti allevati da 7,5 a 26,0 kg di PV con mangimi contenenti 0,54% di P.

Va comunque sottolineato che i valori delle tabelle 2, 3 e 4, in riferimento soprattutto ai livelli di proteina grezza e fosforo più bassi, non sono da considerare come il risultato di prassi consolidate e convalidate di alimentazione a basso impatto. Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive e sulle caratteristiche di qualitative dei prodotti. Come già avviene già da tempo in altri Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto dovrebbero riguardare in modo sinergico il mondo operativo quello della ricerca e delle istituzioni.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio la consistenza media è di 2000 suini acquistati ad un peso vivo medio di 5,5 kg e venduti a 27,0 kg (scheda 1).

Tra un ciclo e quello successivo vi è un periodo di vuoto medio pari a 20 giorni e la mortalità è intorno al 3%. Durante il ciclo di produzione si sono individuate quattro fasi alimentari, della durata di 7, 14, 14 e 15 giorni rispettivamente (50 giorni), in cui vengono utilizzati mangimi con le caratteristiche riportate nel modulo 1a adeguatamente compilato. I risultati dell'applicazione della procedura di stima sono riportati in tabella 5.

Scheda 1. Acquisizione dati per allevamenti di suinetti in svezzamento

DATI TECNICI	Consistenza media (capi/anno) CM	Durata media ciclo (giorni) DUR	Vuoti (giorni) Vu	Peso medio acquisto (kg) PVa	Peso medio vendita (kg) PVv	Mortalità (%) M
	2000	50	20	5,5	27,0	3

Alimentazione per fasi	Durata fasi (giorni) DUR _{-1,...,n}	Proteina grezza mangimi ¹ (% t.q.) PG _{-1,...,n}	Fosforo mangimi ¹ (% t.q.) P _{-1,...,n}
- fase 1	7	16,0	0,8
- fase 2	14	16,0	0,8
- fase 3	14	19,0	0,8
- fase 4	15	19,0	0,8

¹ Valori espressi in riferimento ad un mangime standard contenente l'87% di ss

L'applicativo prevede una produzione annuale di 10116 suinetti, un accrescimento medio giornaliero di 0,430 kg/d, un consumo di alimenti corrispondente a 37,4 kg/capo contenenti in media il 17,74% di proteina grezza e lo 0,8% di fosforo. I risultati di bilancio dell'azoto indicano pertanto un consumo pari a 5,37 kg/capo/anno, una ritenzione di 2,83 kg/capo/anno e una escrezione di azoto di 2,54 kg/capo/anno. Utilizzando un coefficiente di volatilizzazione dell'azoto pari al 28% dell'azoto escreto la produzione stimata di azoto netto si attesta intorno a 1,83 kg/capo/anno.

Il bilancio del fosforo indica un consumo, una ritenzione ed una escrezione rispettivamente pari a 1,51, 0,76 e 0,75 kg/capo/anno. Questi valori sono simili a quelli riportati da DIAS (1998). L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo da cui si possono facilmente derivare i fabbisogni minimi di superficie agricola in zone vulnerabili e non.

Tabella 5 – Risultati di bilancio

Indicatori tecnici	valori	unità	Bilancio dell'azoto per capo mediamente presente		
Numero di cicli	5,06	cicli/anno	consumo	5,371	kg/capo/anno
Capi prodotti	10116	capi/anno	ritenzione	2,827	“
Accrescimento medio giornaliero	0,430	kg/d	escrezione	2,543	“
Pesi vivi al termine:			k_vol	0,280	kg/kg
- della prima fase alimentare	8,51	kg/capo	N_netto	1,831	kg/capo/anno
- della seconda fase alimentare	14,53	“	Bilancio del fosforo per capo mediamente presente		
- della terza fase alimentare	20,55	“	consumo	1,514	“
- della quarta fase alimentare	27,00	“	ritenzione	0,761	“
Consumi di mangime			escrezione	0,753	“
- prima fase alimentare	5,24	“	Produzione annua aziendale di N netto		
- seconda fase alimentare	10,47	“	da bilancio	3662	kg/anno
- terza fase alimentare	10,47	“	da MIPAF (2006)	-	
- quarta fase alimentare	11,22	“			
Totale	37,40	“			
Contenuto medio di PG dei mangimi	17,74	% t.q.			
Contenuto medio di N dei mangimi	0,0284	kg/kg t.q.			
Contenuto medio di P dei mangimi	0,008				

BIBLIOGRAFIA

- 1) Ceolin C., Schiavon S., Tagliapietra F., Gallo L. 2004. Performance produttive e bilancio dell'azoto in allevamenti specializzati nello svezzamento di suinetti. In: Atti della Società Italiana di Scienze Veterinarie. 58° Convegno Nazionale S.I.S.Vet. 23-25 settembre (vol. 58).
- 2) DIAS, 1998. Standard Values for Farm Manure A Revaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure (H.D. Poulsen and V.F. Kristensen (eds), Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, DK.
- 3) Dourmad J.Y., Guingand N., Latimier P., Seve B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livest. Prod. Sci.* 58:199-211.
- 4) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium.
- 5) Mahan D.C., Shields R.G. 1998. Macro- and micromineral composition of pigs from birth to 145 kg of body weight. *J Anim. Sci.* 76:506-512.
- 6) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 “Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152”. In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. <http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dti->

dciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzjwtryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407_DI_SR_effluentiallevamento.pdf

- 7) Noblet J., Etienne M., 1986. Effect of energy level in lactating sows on yield and composition of milk and nutrient balance of piglets. *J. Anim. Sci.* 63:1888-1896.
- 8) Schiavon S., Bittante G., Gallo L., Tagliapietra F., Ceolin C., 2004. Bilancio dell'azoto negli allevamenti di suini. Bilancio dell'azoto in allevamenti di bovini, suini e conigli – Progetto interregionale - Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Veneto.
- 9) Van der Peet-Schwering C.M.C., Jongbloed A.W., Aarnink A.J.A, 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: the Netherlands. *Livest. Prod. Sci.* 58:213-224.
- 10) Whittemore C., 1993. *The Science and practice of pig production*. Longman Scientific & Technical, Essex, UK.

7. ALLEVAMENTI DI OVAIOLE

STEFANO SCHIAVON, MATTEO DAL MASO, FRANCO TAGLIAPIETRA

ELEMENTI DI CARATTERIZZAZIONE DEL SISTEMA PRODUTTIVO

Per le galline ovaiole il MIPAF (2006) indica una produzione di azoto netto pari a 0,46 kg/capo/anno. Questo valore, che deriva dal progetto inter-regionale “Bilancio dell’azoto negli allevamenti” (Franchini, 2004) è stato calcolato sulla base dei dati riportati in tabella 1, considerati rappresentativi della realtà nazionale.

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

L’approccio semplificato impiegato per la quantificazione delle escrezioni di azoto netto dal MIPAF (2006), è basato su un fattore di escrezione (0,46 kg N/capo/anno) che viene moltiplicato per la consistenza media di allevamento. Questo approccio non tiene conto che, a parità di consistenza, le escrezioni possono variare sensibilmente ad esempio in relazione ai livelli produttivi e alle caratteristiche compositive dei mangimi. Per una più accurata quantificazione delle escrezioni è quindi opportuno considerare nei conteggi i principali fattori di variabilità che caratterizzano l’allevamento. Gli input necessari per la quantificazione aziendale delle produzioni di azoto netto e di fosforo sono di seguito descritti.

Tabella 1 - Indici tecnici e bilancio dell’azoto nelle ovaiole (MIPAF, 2006)

Indici	Unità di misura	Valori
Ciclo produttivo	d	469
Vuoto sanitario	d	14
Frazione di ciclo/anno	d	0,75
Peso vivo iniziale	n.	1,47
Peso vivo finale	kg/capo	2,15
Produzione di uova	kg/capo	16,63
Contenuto di azoto nelle uova	kg/capo/anno	0,017
Indice di conversione	kg/kg	2,10
Proteina grezza mangimi	kg/kg	0,169
N immesso	kg/kg	0,97
N ritenuto (nell’organismo e nelle uova)	kg/capo/anno	0,31
N escreto	“	0,66
N netto al campo (perdite per volatilizzazione: 30%)	“	0,46

Durata dei cicli, vuoti sanitari, mortalità, consistenza di allevamento e prestazioni produttive

Nelle ovaiole il ciclo produttivo dura, solitamente, più di un anno e il periodo minimo di vuoto sanitario, fissato per Ordinanza del Ministero della Salute del 10 ottobre 2005 (GU n. 240 del 14/10/2005) al fine di garantire una adeguata pulizia e disinfezione dei locali di allevamento, è di 21 giorni. Questo valore è maggiore rispetto ai 14 giorni indicati dall’ERM (2001). Da informazioni raccolte presso l’industria risulta inoltre che nelle condizioni ordinarie i periodi vuoto superano frequentemente i 30 giorni. Ai fini dell’applicazione della

metodologia di bilancio, il periodo di vuoto (Vu) tra un ciclo e quello successivo va calcolato come differenza media tra le date medie di vendita e quelle di arrivo delle partite successive. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di almeno due precedenti cicli produttivi. In mancanza di tale dato si utilizza un valore pari a 21 giorni/ciclo. Analogamente il dato di mortalità (M) si ricava come differenza tra il numero di capi acquistati e il numero di capi venduti a fine ciclo. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di due precedenti cicli produttivi. Si può considerare un valore di riferimento pari al 5%. Anche i dati riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare la produzione di uova, espressa come media giornaliera aziendale (kg/d), i pesi di acquisto (PVa) e quelli di vendita (PVv) delle ovaiole (kg/capo) sono ricavati in base alle fatture di acquisto e di vendita di almeno due precedenti cicli produttivi. Tenendo conto di questi aspetti, al fine di riportare su base annuale i dati di produzione, di consumo alimentare e di bilancio dei nutrienti riferiti al ciclo, è necessario introdurre un fattore di correzione temporale: $kc = [365/(DUR+Vu)]*(1-M*0,5/100)$; dove: DUR rappresenta la durata media del ciclo (giorni), Vu i periodi di vuoto (giorni) e M rappresenta la mortalità (%). Assumendo una durata del ciclo di 410 d, un periodo di vuoto di 21 giorni e una mortalità del 5%, il coefficiente di correzione assume un valore di 0,82. Per una durata del ciclo di 405 giorni e 14 giorni di vuoto, l'ERM (2001) propone un valore standard di 0,87, nel modello proposto dall'ASAE (2003) si indica invece 0,80.

Fasi alimentari e accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi

Ai fini dell'applicazione del modello di bilancio è infine necessario procedere all'accertamento della durata delle diverse fasi alimentari e dei contenuti di proteina grezza e fosforo delle razioni utilizzate in ciascuna di esse.

MODELLO DI BILANCIO

Il modello aggrega le informazioni sopra descritte per giungere ad una quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo rappresentativa del capo medio e dell'azienda nel suo complesso. Il fattore di correzione (eq. n. 1), è utilizzato per riportare su base annuale e per capo, la variazione di peso vivo della gallina (eq. n. 2) e la sua produzione di uova (eq. n. 3) durante il ciclo. Per il calcolo dei consumi alimentari (eq. n. 4 e 5) si è considerato, da tabella 1 (MIPAF, 2006), un indice di conversione pari a 2,1 kg/kg. Con le equazioni 6 e 7 si calcolano poi contenuti medi di azoto e fosforo dei mangimi, ponderando i consumi in proporzione alla durata di ciascuna fase rispetto a quella totale.

$$\begin{array}{l} \text{Fattore di correzione} \\ kc = [365/(DUR+Vu)]*(1-M*0,5/100) \end{array} \quad (1)$$

$$\begin{array}{l} \text{Variazione di peso vivo per ovaiole e per anno} \\ \text{Var}_{PV} = (PVv-PVa)*kc \end{array} \quad \begin{array}{l} \text{(kg/capo/anno)} \\ (2) \end{array}$$

$$\begin{array}{l} \text{Produzione media di uova per ovaiole e per anno} \\ \text{Prod}_{uova_ovaiole} = \text{Prod}_{uova_d}/CM*DUR*kc \end{array} \quad \begin{array}{l} \text{(kg/capo/anno)} \\ (3) \end{array}$$

$$\begin{array}{l} \text{Indice di conversione} \\ IC=2,1*Prod_{uova_ovaiole} \end{array} \quad (4)$$

$$\text{Consumo di mangime per ovaioia e per anno} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (5)$$

$$\text{INGMANG} = \text{IC} * \text{Prod_uova_ovaioia}$$

$$\text{Contenuto medio di N dei mangimi} \quad (6)$$

$$\text{N_MANG} = (\text{PG}_{-1} * \text{DUR}_{-1} / \text{DUR} + \text{PG}_{-2} * \text{DUR}_{-2} / \text{DUR} + \text{PG}_{-3} * \text{DUR}_{-3} / \text{DUR} + \text{PG}_{-4} * \text{DUR}_{-4} / \text{DUR}) / 100 / 6,25$$

$$\text{Contenuto medio di P dei mangimi} \quad (7)$$

$$\text{P_MANG} = (\text{P}_{-1} * \text{DUR}_{-1} / \text{DUR} + \text{P}_{-2} * \text{DUR}_{-2} / \text{DUR} + \text{P}_{-3} * \text{DUR}_{-3} / \text{DUR} + \text{P}_{-4} * \text{DUR}_{-4} / \text{DUR}) / 100$$

BILANCI ANNUI DELL'AZOTO E DEL FOSFORO CON RIFERIMENTO AD UN POSTO OVAIOIA

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa (eq. n. 8-14). I consumi annui di azoto e fosforo sono determinati moltiplicando il consumo alimentare annuo per ovaioia per il contenuto medio dei due elementi nelle razioni. Per le ritenzioni di azoto si è considerato un contenuto di azoto corporeo e delle uova rispettivamente pari a 0,0280 e 0,0185 kg/kg (ERM, 2001). Le ritenzioni di fosforo nel corpo e nelle uova sono state assunte pari a 0,007 e 0,002 kg/kg (DIAS 1998). Infine, le perdite di azoto in atmosfera sono state assunte pari al 30% dell'azoto escreto, valore proposto dall'ERM (2001) che si ritrova anche nel MIPAF (2006).

$$\text{Consumo annuo di N per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (8)$$

$$\text{NC} = \text{INGMANG} * \text{N_MANG}$$

$$\text{Ritenzione annua di azoto per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (9)$$

$$\text{NR} = \text{Var_PV} * 0,0280 + \text{Prod_uova_ovaioia} * 0,0185$$

dove: 0,0280 = contenuto di azoto corporeo (kg/kg)
0,0185 = contenuto di azoto delle uova (kg/kg)

$$\text{Escrezione annua di azoto per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (10)$$

$$\text{Nex} = \text{NC} - \text{NR}$$

$$\text{Azoto netto prodotto per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (11)$$

$$\text{N_netto} = \text{Nex} * (1 - \text{k_vol})$$

dove: k_vol = 0,30

$$\text{Consumo annuo di fosforo per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (12)$$

$$\text{PC} = \text{INGMANG} * \text{P_MANG}$$

$$\text{Ritenzione annua di fosforo per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (13)$$

$$\text{PR} = \text{Var_PV} * 0,007 + \text{Prod_uova_ovaioia} * 0,0021$$

dove: 0,007 = contenuto di fosforo corporeo (kg/kg)
0,002 = contenuto di fosforo delle uova (kg/kg)

$$\text{Escrezione annua di fosforo per ovaioia} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (14)$$

$$\text{Pex} = \text{PC} - \text{PR}$$

PRODUZIONI ANNUE AZIENDALI DI AZOTO NETTO E FOSFORO

Le quantità di azoto e fosforo prodotte dall'azienda nel suo complesso sono dunque quantificate moltiplicando le escrezioni annue medie per capo/anno per i dati di consistenza media.

$$\frac{\text{Produzione aziendale di azoto netto}}{N_{\text{netto_az}} = N_{\text{netto}} * CM} \quad (\text{kg/anno/azienda}) \quad (15)$$

$$\frac{\text{Produzione aziendale di fosforo}}{P_{\text{az}} = P_{\text{ex}} * CM} \quad (\text{kg/anno/azienda}) \quad (16)$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO E DI FOSFORO

In tabella 2 e 3 si riportano i livelli di escrezione azotata e di fosforo attesi in relazione agli indici di conversione, ai contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi, al fattore di correzione temporale e al livello di produzione di uova. Si osserva le escrezioni di N e P sono influenzate in modo rilevante dall'indice di conversione.

Tabella 2 - Escrezione totale di azoto delle galline ovaiole (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione degli indici di conversione, dei contenuti di proteina grezza dei mangimi, dei tempi di occupazione e del livello di produzione

Indice di conversione	Proteina grezza mangimi % media	Fattore di correzione (kc)	Produzione di uova (kg/capo/ciclo)				
			18	19	20	21	22
2,1	15,5	0,84	0,50	0,53	0,56	0,59	0,61
2,1	16,5	0,84	0,55	0,58	0,61	0,65	0,68
2,1	17,5	0,84	0,60	0,64	0,67	0,70	0,74
2,1	18,0	0,84	0,63	0,66	0,70	0,73	0,77
2,1	15,5	0,87	0,52	0,55	0,58	0,61	0,64
2,1	16,5	0,87	0,57	0,60	0,64	0,67	0,70
2,1	17,5	0,87	0,62	0,66	0,69	0,73	0,77
2,1	18,0	0,87	0,65	0,69	0,72	0,76	0,80
2,5	15,5	0,84	0,65	0,69	0,72	0,76	0,80
2,5	16,5	0,84	0,71	0,75	0,79	0,83	0,87
2,5	17,5	0,84	0,77	0,82	0,86	0,90	0,95
2,5	18,0	0,84	0,83	0,88	0,93	0,97	1,02
2,5	15,5	0,87	0,67	0,71	0,75	0,79	0,83
2,5	16,5	0,87	0,74	0,78	0,82	0,86	0,90
2,5	17,5	0,87	0,80	0,84	0,89	0,93	0,98
2,5	18,5	0,87	0,86	0,91	0,96	1,01	1,06

L'ERM (2001) suggerisce un valore di 2,5 ma altre fonti suggeriscono per la tipologia di allevamento in gabbia, valori sensibilmente inferiori. Indici di conversione di 2,07 e 2,81 kg/kg sono riportati da Danish Poultry Council (2003) per rappresentare, rispettivamente, ovaio-

le allevate in gabbia e galline allevate a terra con metodo biologico. E' significativo ricordare che in Italia le ovaiole sono in larghissima parte (oltre il 96%) stabulate in gabbia (Carbonari, 2004), in un sistema di produzione fortemente integrato con l'industria, sia per l'approvvigionamento di materia prime (mangimi, animali), che per la trasformazione e la vendita. Per il Regno Unito, ADAS (2007) indica valori di IC pari a 2,29 e 2,53 kg/kg, rispettivamente per le tipologie di allevamento in gabbia e a terra.

Preisinger e Flock (2000) hanno evidenziato che dal 1980 fino al 1997 in Germania, a seguito dell'attività di miglioramento genetico, gli indici di conversione si sono ridotti da 2,46 a 2,10 kg/kg e che in un decennio ci si può attendere un riduzione degli indici di conversione di 0,28 kg/kg. L'European Commission (2003) riporta per i ceppi selezionati di ovaiole, un indice di conversione pari a 1,77 e poi indica valori di riferimento compresi tra 2,15 e 2,50 kg/kg, dove il valore più elevato si riferisce ai sistemi su lettiera. Il documento dell'ASAE (2003) utilizza per il calcolo delle escrezioni di azoto e fosforo delle ovaiole un indice di conversione di 1,994 kg/kg.

Utilizzando dati forniti dall'industria, relativi ai consumi alimentari, ai pesi vivi finali e alla produzione di uova di ovaiole appartenenti a diversi ceppi genetici, si è ricavata la seguente relazione: $IC = 4,117 - 0,9638 * PVf + 0,0025 * U_{\text{Ovo}}$ kg/anno. Tale equazione assegna un effetto di segno negativo al peso finale (mole) e un effetto di segno positivo alla produzione di uova. Assumendo una produzione di uova pari a 17 kg/anno e pesi vivi finali compresi tra 1,9 e 2,2 kg/ovaiole, la funzione stima IC rispettivamente pari a 2,32 e 2,04 kg/kg. Questi valori sono in linea con la letteratura sopra citata e sono anche correlati ($R^2 = 0,64$) con i dati raccolti da Franchini *et al.* (2004) riportati nel MIPAF (2006; allegato 1, tabella g, note alla tabella 2).

Tabella 3 - Escrezione di fosforo delle galline ovaiole (kg/capo/anno). Valori attesi in funzione degli indici di conversione, dei contenuti di proteina grezza dei mangimi, dei tempi di occupazione e del livello di produzione

Indice di conversione	Fosforo nei mangimi % media	Fattore di correzione (kc)	Produzione di uova (kg/capo/ciclo)				
			18	19	20	21	22
2,1	0,0055	0,84	0,14	0,15	0,16	0,16	0,17
2,1	0,0060	0,84	0,16	0,17	0,17	0,18	0,19
2,1	0,0065	0,84	0,17	0,18	0,19	0,20	0,21
2,1	0,0070	0,84	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23
2,1	0,0055	0,87	0,15	0,15	0,16	0,17	0,18
2,1	0,0060	0,87	0,16	0,17	0,18	0,19	0,20
2,1	0,0065	0,87	0,18	0,19	0,20	0,21	0,22
2,1	0,0070	0,87	0,20	0,21	0,22	0,23	0,24
2,5	0,0055	0,84	0,17	0,18	0,19	0,20	0,21
2,5	0,0060	0,84	0,19	0,20	0,21	0,23	0,24
2,5	0,0065	0,84	0,21	0,22	0,24	0,25	0,26
2,5	0,0070	0,84	0,23	0,24	0,26	0,27	0,28
2,5	0,0055	0,87	0,18	0,19	0,20	0,21	0,22
2,5	0,0060	0,87	0,20	0,21	0,22	0,23	0,24
2,5	0,0065	0,87	0,22	0,23	0,24	0,26	0,27
2,5	0,0070	0,87	0,24	0,25	0,27	0,28	0,29

Tuttavia, l'equazione non è applicabile al di fuori dei range di peso vivo indicato. Infatti, analizzando dati ricavati da un allevamento di ovaiole da cova, è risultato che i pesi medi di acquisto e di vendita sono rispettivamente 2,5 e 3,6 kg/capo e che la produzione di uova si aggira intorno a 12,6 kg/anno. Con questi dati la funzione stima un indice di conversione pari ad appena 0,68 kg/kg, valore poco credibile. Pertanto, desiderando mantenere un modello più generalizzabile, si è ritenuto più ragionevole proporre l'impiego di un valore di IC costante e pari a 2,1 kg/kg, cioè il valore indicato nel MIPAF (2006) (tabella g, note alla tabella 2 dell'allegato 1).

Analogamente a quanto osservato per altre specie, la riduzione di un punto percentuale di proteina grezza consente di abbassare di circa il 10% l'entità delle escrezioni di azoto. I livelli di proteina grezza dei mangimi utilizzati nelle galline ovaiole si riducono durante il ciclo produttivo. Mediamente l'ERM (2001) suggerisce valori intorno al 17,5%, il MIPAF (2006) indica un valore leggermente inferiore al 17%, l'ADAS (2007) riporta valori di 16,5 e 17,0%, rispettivamente per ovaiole in gabbia e a terra, L'ASAE (2003) indica, per ovaiole e per ciclo, consumi di proteina grezza e di sostanza secca rispettivamente pari a 6,5 kg e 36,64 kg, che corrispondono ad un tenore di proteina grezza del 15,6% sul mangime tal quale, mentre DIAS (1998) indica un valore del 17%.

Come visto anche il fattore di correzione temporale incide sulle escrezioni, anche se in misura più contenuta rispetto alle variazioni dovute al livello produttivo. Può essere utile, per quest'ultima variabile, riportare alcuni valori di produttività citati da diverse fonti. L'ERM (2001) indica una produzione di uova per ciclo di 18 kg/ovaiole, il MIPAF (2006) presenta valori variabili tra 18 e 22 kg/ciclo per quattro diversi ceppi di ovaiole. L'ADAS (2007) propone un valore di 19,69 kg/ovaiole, mentre dai dati riportati dall'ASAE (2003) si può calcolare una produzione media inferiore ai 21 kg/ovaiole. In termini medi le diverse fonti sono quindi abbastanza concordi. A parità di altri fattori, per ogni kg di incremento della produzione di uova per ovaiole, ci si attende un aumento dell'escrezione di azoto di circa il 6%. Pertanto, assumendo come valori medi indicativi un indice di conversione pari a 2,1, una produzione media di uova di 20 kg/ciclo, un fattore di correzione di 0,84 e un livello di proteina grezza del 16,5% la quantità di azoto escreto è intorno a 0,64 kg N/capo/anno.

Assumendo perdite di volatilizzazione del 30%, questo dato corrisponde ad una produzione di azoto netto di 0,45 kg/capo/anno, valore non diverso da quello proposto da MIPAF (2006). Utilizzando gli stessi indici, ma considerando un contenuto di P nei mangimi compreso tra 0,0060 e 0,0070 kg/kg, l'escrezione attesa per questo elemento è intorno a 0,17 – 0,21 kg/capo/anno. DIAS (1998) fornisce uno standard escrezione di P pari a 0,217 kg/capo/anno (contenuto di P nei mangimi di 0,0065 kg/kg), l'ASAE (2003), indica un valore di 0,16 kg/capo/anno (contenuto di P nei mangimi di 0,0060 kg/kg).

In conclusione, le escrezioni di azoto e di fosforo sono fortemente condizionate da una pluralità di fattori. Nelle singole realtà aziendali specifiche combinazioni di questi fattori possono condurre a importanti differenze nei livelli di escrezione. L'impiego di modelli di previsione può aiutare a quantificare in modo più accurato le escrezioni e la tabella proposta può costituire un utile riferimento per la valutazione dei valori attesi in specifiche condizioni aziendali. Un limite del modello sopra proposto è rappresentato dall'aver indicato un valore costante per l'indice di conversione. A nostra conoscenza non sono ancora disponibili equazioni che consentano di prevedere il valore di questo indice sulla base di semplici informazioni aziendali. Per migliorare l'accuratezza delle stime è auspicabile che nel futuro è vengano registrati anche i dati di consumo alimentare.

Va comunque sottolineato che i valori delle tabelle 2 e 3, in riferimento soprattutto ai livelli di proteina grezza e fosforo più bassi, non sono da considerare come il risultato di prassi consolidate e convalidate di alimentazione a basso impatto. Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è

quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive e sulle caratteristiche di qualitative dei prodotti. Come già avviene già da tempo in altri Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto dovrebbero riguardare in modo sinergico il mondo operativo quello della ricerca e delle istituzioni.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio la consistenza media è di 10000 ovaiole acquistate ad un peso vivo medio di 1,47 kg e vendute a 2,1 kg. La durata del ciclo è di 410 giorni e, tra un ciclo e quello successivo, vi è un periodo di vuoto medio pari a 21 giorni (minimo per legge). La mortalità è intorno al 5%. L'azienda produce 510 kg/d di uova, che corrispondono ad una produzione cumulata per gallina e per ciclo di 19,4 kg. Le fasi alimentari sono 4, della durata di 30, 120, 120, e 140 giorni, in cui vengono utilizzati mangimi con le caratteristiche riportate nella scheda 1. I risultati dell'applicazione della procedura di stima sono riportati in tabella 4.

Scheda 1. Acquisizione dati per allevamenti di ovaiole

DATI TECNICI	Consistenza media (capi/anno) CM	Durata media ciclo (giorni) DUR	Vuoti (giorni) Vu	Peso medio acquisto (kg/capo) PVa	Peso medio vendita (kg/capo) PVv	Mortalità (%) M
	10000	410	21	1,47	2,1	5

Produzione aziendale di uova:

-produzione media giornaliera (Prod_uova_d) 510 kg/giorno

Alimentazione per fasi	Durata fasi (giorni) DUR _{-1,...,n}	Proteina grezza mangimi ¹ (% t.q.) PG _{-1,...,n}	Fosforo mangimi ¹ (% t.q.) P _{-1,...,n}
- fase 1	30	17,5	0,6
- fase 2	120	17,5	0,6
- fase 3	120	17,0	0,6
- fase n	140	16,0	0,6

¹ valori espressi sul tal quale in riferimento ad un mangime standard con l'87% di ss

L'applicativo calcola un coefficiente di correzione temporale (kc) pari a 0,83. La produzione media di uova per ovaiole è intorno ai 17,3 kg/anno. Vengono consumati circa 36,3 kg/capo/anno (pari a 40 kg/capo/ciclo) di mangimi contenenti 0,0269 kg N/kg e 0,0060 kg P/kg. Il bilancio dell'azoto indica pertanto un consumo pari a 0,98 kg/capo/anno, una ritenzione di 0,33 kg/capo/anno e una escrezione di azoto di 0,64 kg/capo/anno. Assumendo perdite di azoto in atmosfera del 30%, rimangono nei reflui 0,45 kg N netto/capo/anno, valore poco più basso di quello indicato dal MIPAF (2006) perché si è considerato un vuoto di 21 anziché di 14 giorni.

Il valore di escrezione è comunque più contenuto dello standard di 0,56 kg/capo/anno indicato dall'ERM (2001). Questo è dovuto principalmente a tre cause: 1) il fattore di correzione temporale è più basso di quello indicato dall'ERM (2001) (0,83 vs 0,87; 2) l'indice di conversione è inferiore allo standard ERM (2001) (2,1 vs. 2,5 kg/kg); 3) i contenuti medi di proteina

grezza dei mangimi sono più bassi di quelli indicati dall'ERM (2001) (16,8 vs. 17,5% PG). Il bilancio del fosforo indica un consumo, una ritenzione ed un'escrezione rispettivamente pari a 0,218, 0,040 e 0,178 kg/capo/anno. L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo da cui si possono facilmente derivare i fabbisogni minimi di superficie agricola in zone vulnerabili e non.

Tabella 4 – Risultati di bilancio

Indici tecnici		Produzioni annue di N netto			
Fattore di correzione (Kc)	0,83		da bilancio	4501	kg/anno
Variazione di peso vivo	0,52	kg/capo/anno	da MIPAF (2006)	4600	“
Produzione media di uova	17,27	kg/capo/anno			
Indice di conversione	2,10	kg/kg	Produzioni annue aziendali di P		
Consumo di mangime	36,26	kg/capo/anno	da bilancio	1776	kg/anno
Contenuto medio di PG mangimi	16,84	%	Fabbisogno di superficie in ZV		
Contenuto medio di N dei mangimi	0,0269	kg N/kg	da bilancio	26,5	ha
Contenuto medio di P dei mangimi	0,0060	kg P/kg	da MIPAF (2006)	27,1	“
Bilancio dell'azoto per ovaioia					
Consumo	0,98	kg/capo/anno			
Ritenzione	0,33	“			
Escrezione	0,64	“			
K_vol (perdite di volatilizzazione)	0,30	kg/kg			
N netto	0,45	kg/capo/anno			
N netto da MIPAF (2006)	0,46	“			
Bilancio del fosforo per ovaioia					
Consumo	0,218	kg/capo/anno			
Ritenzione	0,040	“			
Escrezione	0,178	“			

BIBLIOGRAFIA

- 1) ADAS, 2007. ADAS report to DEFRA – Supporting paper F2 for the consultation on the implementation of the nitrates directive in England. Home page address: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/nitrate/pdf/consultation-supportdocs/f2-excreta-n-output.pdf>
- 2) ASAE, 2003. American Society of Agricultural Engineers, Proposal for ASAE D384.1, Manure Production and characteristics: http://www.abe.iastate.edu/Ae573_ast475/manure%20D384%20-%20Final.doc
- 3) Carbonari F., 2004. Speciale uovo: sono rintracciabile a questo numero. Unavicoltura 2:4-13. <http://www.unavicoltura.it/7.pdf>
- 4) Danish Poultry Council, 2003. Yearly Report (in Danish). Copenhagen, Denmark, 151 pp.

- 5) DIAS 1998. Standard values for Farm manure. Report n. 7 Animal husbandry, Poulsen H.D., and Kristensen V.F. (eds). Danish Institute of Agricultural Science, DK.
- 6) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium
- 7) European Commission, 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs, <http://www.jrc.es/pub/english.cgi/0/733169>
- 8) Franchini A., 2004. Bilancio dell'azoto nelle specie di interesse zootecnico. Sperimentazione sugli avicoli. Progetto interregionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Emilia Romagna.
- 9) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 "Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152". In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dtidciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzjwtryffrbclpdthyhptdnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407_DI_SR_effluentiallevamento.pdf
- 10) Preisinger R. K., Flock D K., 2000. Genetic changes in layer breeding: Historical trends and future prospects. In: The challenge of genetic change in animal production. BSAS OCCASIONAL PUBLICATION Number 27, Edited by W G HILL, S C BISHOP, B McGUIRK, J C McKAY, G SIMM, A J WEBB, BSAS, Edinburgh, <http://bsas.org.uk/downloads/genchan/paper3.pdf>

8. ALLEVAMENTI DI POLLASTRE E AVICOLI DA CARNE

STEFANO SCHIAVON, MATTEO DAL MASO, FRANCO TAGLIAPIETRA

ELEMENTI DI CARATTERIZZAZIONE DEL SISTEMA PRODUTTIVO

Gli elementi di caratterizzazione ai fini del bilancio dell'azoto per le pollastre e gli avicoli da carne indicati dal MIPAF (2006) sono riportati in tabella 1. Per pollastre, polli da carne, tacchini maschi e femmine si indicano produzioni di azoto netto rispettivamente pari a 0,23, 0,25, 1,49 e 0,76 kg/capo/anno. I valori riportati in tabella derivano dal progetto inter-regionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" (Franchini, 2004).

DEFINIZIONE DEGLI INPUTS

L'approccio semplificato impiegato per la quantificazione delle escrezioni di azoto netto dal MIPAF (2006), è basato su un fattore di escrezione (tabella 1) specifico per categoria animale, che viene moltiplicato per la consistenza media di allevamento. Per consistenza di allevamento si intende il numero di capi mediamente presenti nell'allevamento nel corso dell'anno. Trattandosi di allevamenti con più cicli produttivi la presenza media si determina moltiplicando il numero dei capi allevati in ogni ciclo per la frazione di anno di presenza in azienda e successivamente sommando tali prodotti (media ponderata, nell'arco dei 365 gg., del numero dei capi presenti in ogni ciclo).

Tabella 1 – Pollastre e Avicoli da carne: indici tecnici e bilancio dell'azoto 1 (Allegato 1, MIPAF, 2006)

	Unità di misura	Pollastra	Pollo da carne	Tacchini maschi	Tacchini femmine
Soggetti controllati	n.	-	205.400	22.280	19.850
Peso medio iniziale	kg/capo	0,04	0,04	0,061	0,061
Cicli in un anno	n.	2,8	4,5	2,2	3,1
Vuoto sanitario	d	14	14	14	14
Contenuto corporeo iniziale di N	% del peso vivo		2,5	2,5	2,5
Peso medio di vendita	kg/capo	1,4	2,4	18	8
Contenuto corporeo finale di N	% del peso vivo		3,0	3,24	3,26
Indice di conversione	kg/kg	4,44	2,1	2,55	2,16
Proteina grezza media dei mangimi	kg/kg	0,18	0,19	0,22	0,22
N immesso	kg/capo/anno	0,47	0,66	3,38	1,85
N ritenuto	"	0,14	0,30	1,25	0,82
N escreto	"	0,33	0,36	2,13	1,03
N netto al campo (30% di perdite)	"	0,23	0,25	1,49	0,76

¹ I dati relativi al pollo da carne riportati sono stati ottenuti da 7 allevamenti, mentre quelli relativi al tacchino da 4 allevamenti scelti con il criterio della rappresentatività. I valori sono stati ottenuti controllando la composizione del-

le razioni e i movimenti di mangimi e capi nel periodo compreso tra l'anno 2002 e il 2003. I dati di composizione corporea derivano dalla macellazione ed analisi chimica di soggetti campione. Per il pollo da carne di è considerata la tipologia di allevamento prevalente in Italia rappresentata da cicli produttivi in cui si allevano entrambi i sessi (50% maschi e 50% femmine) e si macellano i maschi ad un peso vivo superiore ai 3 kg e le femmine ad un peso vivo di 1,7 kg (25%) e 2,5 kg (25%).

Questo approccio non tiene conto che, a parità di consistenza, le escrezioni possono variare sensibilmente ad esempio in relazione al numero di cicli realizzati in un anno, ai livelli produttivi e alle caratteristiche compositive dei mangimi. Per una più accurata quantificazione delle escrezioni, è quindi opportuno considerare nei conteggi i principali fattori di variabilità che caratterizzano l'allevamento. Gli input necessari per la quantificazione aziendale delle produzioni di azoto netto e di fosforo sono di seguito descritti.

Durata dei cicli, vuoti sanitari, mortalità, consistenza di allevamento e prestazioni produttive

Nelle pollastre e negli avicoli da carne il ciclo produttivo dura, solitamente, meno di un anno e il periodo minimo di vuoto sanitario, fissato per Ordinanza del Ministero della Salute del 10 ottobre 2005 (GU n. 240 del 14/10/2005) è di 21 giorni per le pollastre e i tacchini e 14 giorni per i polli da carne. L'ERM (2001) considera periodi di vuoto sanitario pari a 0 e 7 giorni, per i polli e per i tacchini. Ai fini dell'applicazione della metodologia di bilancio il periodo di vuoto (Vu) tra un ciclo e quello successivo va calcolato come differenza media tra le date medie di vendita e quelle di arrivo di partite successive. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di almeno due precedenti cicli produttivi. In mancanza di tale dato si utilizza un valore corrispondente a quello indicato dalla citata Ordinanza del Ministero della Salute per ciascuna categoria animale. Analogamente, il dato di mortalità (M), si ricava come differenza tra il numero di capi acquistati e il numero di capi venduti a fine ciclo. Tale valore si ricava in base alle fatture di acquisto e di vendita di due precedenti cicli produttivi. Nel caso in cui tale informazione non fosse disponibile, si indicherà un valore standard pari a: 3% per le pollastre; 5% per i polli da carne; 10% per i tacchini maschi; 10% per le tacchine femmine. Anche le informazioni riguardanti le prestazioni produttive ed in particolare la durata media dei cicli (DUR), i pesi di acquisto (PVa) e quelli di vendita (PVv), sono ricavate in base alle fatture di acquisto e di vendita dei capi di almeno due precedenti cicli produttivi.

Fasi alimentari e accertamento dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi

Ai fini della applicazione del modello di bilancio, è infine necessario procedere all'accertamento della durata delle diverse fasi alimentari e dei contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi utilizzati in ciascuna di esse.

MODELLO DI BILANCIO

Il modello aggrega le informazioni sopra descritte per giungere ad una quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo rappresentativa del capo medio e dell'azienda nel suo complesso.

Al fine di riportare su base annuale i dati di produzione, di consumo alimentare e di bilancio dei nutrienti è necessario introdurre un fattore di correzione temporale: $kc = [365 / (DUR + Vu)] * (1 - M * 0,5 / 100)$; dove: DUR rappresenta la durata media del ciclo (giorni), Vu i periodi di vuoto (giorni) e M rappresenta la mortalità (%).

Il fattore di correzione (eq. n. 1), è utilizzato per riportare su base annuale e per capo la variazione media di peso vivo (eq. n. 2). Per il calcolo dei consumi alimentari (eq. n. 3 e 4)

si sono utilizzati indici di conversione (IC) differenziati a seconda della categoria produttiva. Per le pollastre (IC =4,44), per i tacchini maschi (IC =2,55) e femmine (IC =2,16), si sono utilizzati i valori riportati nel MIPAF (2006).

Nei polli da carne, utilizzando dati dell'industria si è proposta una funzione che stima l'indice di conversione in funzione del peso finale di vendita, per distinguere le tipologie di polli leggeri (durata ciclo 38 d; peso finale 1,7 kg; IC = 1,75 kg/kg), medi (durata ciclo 50 d; peso vivo finale 2,65 kg; IC = 1,85 kg/kg) e pesanti (durata ciclo 63 d; peso vivo finale 3,4 kg; IC= 1,95).

La variazione degli indici di conversione misurati e stimati con la funzione proposta ($IC = 1,55 * e^{(0,069 * PV \text{ di vendita})}$) in funzione del peso di vendita è presentata in figura 1. Il range di variazione dell'indice di conversione è in accordo con quello (1,73 - 2,1 kg/kg) indicato da European Commission (2003).

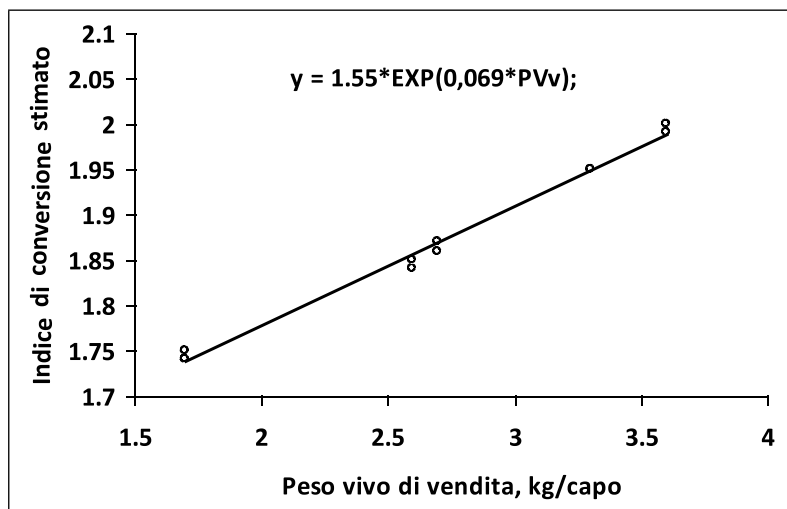


Figura 1. Relazione tra indice di conversione e peso di vendita in polli da carne leggeri, medi e pesanti. I dati misurati sono rappresentati dal simbolo \circ mentre quelli derivanti dall'equazione di stima sono rappresentati dalla linea

Con le equazioni 5 e 6 si calcolano poi contenuti medi di N e fosforo dei mangimi, ponderando i consumi in proporzione alla durata di ciascuna fase rispetto a quella totale.

Fattore di correzione per riportare i dati su base annuale (1)

$$kc = [365 / (DUR + Vu)] * (1 - M * 0,5 / 100)$$

Variazione di peso vivo per capo mediamente presente (kg/capo/anno) (2)

$$Var_PV = (PVv - PVa) * kc$$

Indice di conversione (kg/kg t.q.) (3)

- Per pollastre: IC = 4,44
- Per polli da carne IC = $1,55 * 2,71^{(0,069 * PVv)}$
- per tacchini maschi IC = 2,55
- per tacchini femmine IC = 2,16

$$\text{Consumo di mangime per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (4)$$

$$\text{INGMANG} = \text{IC} * \text{VarPV}$$

$$\text{Contenuto medio di N dei mangimi} \quad (5)$$

$$\text{N_MANG} = (\text{PG}_{-1} * \text{DUR}_{-1} / \text{DUR} + \text{PG}_{-2} * \text{DUR}_{-2} / \text{DUR} + \text{PG}_{-3} * \text{DUR}_{-3} / \text{DUR} + \text{PG}_{-n} * \text{DUR}_{-n} / \text{DUR}) / 100 / 6,25$$

$$\text{Contenuto medio di P dei mangimi} \quad (6)$$

$$\text{P_MANG} = (\text{P}_{-1} * \text{DUR}_{-1} / \text{DUR} + \text{PG}_{-2} * \text{DUR}_{-2} / \text{DUR} + \text{PG}_{-3} * \text{DUR}_{-3} / \text{DUR} + \text{PG}_{-n} * \text{DUR}_{-n} / \text{DUR}) / 100$$

BILANCI ANNUI DELL'AZOTO E DEL FOSFORO PER CAPO MEDIAMENTE PRESENTE

La quantificazione delle escrezioni di azoto e fosforo procede quindi utilizzando i criteri del bilancio di massa (eq. n. 7-13). I consumi annui di azoto e fosforo sono determinati moltiplicando il consumo alimentare annuo per ovaia per il contenuto medio dei due elementi nelle razioni. Per le ritenzioni di azoto, utilizzando dati di macellazione ottenuti da Franchini (2004) nell'ambito del progetto interregionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti". Si è considerato un contenuto di azoto corporeo rispettivamente pari a 0,0370 kg/kg per le pollastre, 0,030 kg/kg per i polli da carne, 0,0324 kg/kg per i tacchini maschi e 0,0326 kg/kg per le tacchine femmine. I dati sono in buon accordo sia con i valori riportati dall'ERM (2001) che con quelli riportati dall'ADAS (2007). Le perdite di azoto in atmosfera sono state assunte pari al 30% dell'azoto escreto, valore proposto dall'ERM (2001) che si ritrova anche nel MIPAF (2006). Le ritenzioni corporee di fosforo sono state assunte pari a 0,007 kg/kg (DIAS 1998).

$$\text{Consumo annuo di N per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (7)$$

$$\text{NC} = \text{INGMANG} * \text{N_MANG}$$

$$\text{Ritenzione annua di azoto per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (8)$$

$$\text{NR} = \text{Var_PV} * \text{k_NR}$$

dove: k_NR = contenuto di azoto corporeo (kg/kg)

- Per pollastre: k_NR = 0,0370
- Per polli da carne k_NR = 0,0300
- per tacchini maschi k_NR = 0,0324
- per tacchini femmine k_NR = 0,0326

$$\text{Escrezione annua di azoto per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (9)$$

$$\text{Nex} = \text{NC} - \text{NR}$$

$$\text{Azoto netto prodotto per capo mediamente presente} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (10)$$

$$\text{N_netto} = \text{Nex} * (1 - \text{k_vol})$$

dove: k_vol = 0,30 (MIPAF (2006))

il valore standard di azoto netto riportato nel MIPAF (2006) è pari a:

- Per pollastre: = 0,23 kg/capo/anno
- Per polli da carne = 0,25 kg/capo/anno
- per tacchini maschi = 1,49 kg/capo/anno
- per tacchini femmine = 0,76 kg/capo/anno

$$\frac{\text{Consumo annuo di fosforo per per capo mediamente presente}}{\text{PC} = \text{INGMANG} * \text{P_MANG}} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (11)$$

$$\frac{\text{Ritenzione annua di fosforo per capo mediamente presente}}{\text{PR} = \text{Var_PV} * \text{k_PR}} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (12)$$

dove: k_PR = contenuto di fosforo corporeo (kg/kg): $k_PR = 0,007$ kg/kg

$$\frac{\text{Escrezione annua di fosforo per capo mediamente presente}}{\text{Pex} = \text{PC} - \text{PR}} \quad (\text{kg/capo/anno}) \quad (13)$$

PRODUZIONE ANNUA AZIENDALI DI AZOTO NETTO E FOSFORO

Le quantità di azoto e fosforo prodotte dall'azienda nel suo complesso sono dunque quantificate moltiplicando le escrezioni annue medie per capo/anno per i dati di consistenza media.

$$\frac{\text{Produzione aziendale di azoto netto}}{\text{N_netto_az} = \text{N_netto} * \text{CM}} \quad (\text{kg/anno/azienda}) \quad (14)$$

$$\frac{\text{Produzione aziendale di fosforo}}{\text{P_az} = \text{Pex} * \text{CM}} \quad (\text{kg/anno/azienda}) \quad (15)$$

VALORI ATTESI DI PRODUZIONE DI AZOTO E DI FOSFORO

In tabella 2 si riportano i livelli attesi di escrezione azotata e di fosforo attesi per polli da carne, per tacchini maschi e femmine in relazione ai diversi indici tecnici, ai contenuti di proteina grezza e fosforo dei mangimi.

Si sottolinea che la variabilità evidenziata in tabella rappresentata solo parzialmente quella reale dal momento che per ciascuna categoria di produzione i valori dei principali indici tecnici (pesi vivi, durate dei cicli, tempi di vuoto, indici di conversione) sono stati considerati costanti. Evidenti differenze di escrezione sono attribuibili alle categorie di polli da carne leggeri, medi e pesanti, come pure ai tacchini maschi e femmine.

Per i polli da carne, in relazione al peso finale di vendita e per contenuti di proteina grezza dei mangimi compresi tra il 19% e il 21% sul mangime tal quale, le escrezioni di azoto variano da 0,26 a 0,56 kg/capo/anno. Con l'assunzione che le perdite in atmosfera siano il 30% (ERM, 2001; MIPAF (2006)) questi valori corrispondono a produzioni di azoto netto comprese tra 0,18 e 0,39 kg/capo/anno. L'ERM (2001) propone uno standard di 0,51 kg N escreto/capo/anno, corrispondente a 0,36 kg N netto/capo/anno. Questi valori però sono stati calcolati assumendo un peso finale di 1,8 kg/capo, 9 cicli di produzione all'anno (senza vuoti sanitari) e contenuti di proteina grezza dei mangimi superiori al 21% sul mangime tal quale. L'ADAS (2007) indica un valore di escrezione di 0,43 kg N/capo/anno, più basso di quello proposto dall'ERM (2001). Il valore dell'ADAS (2007) è rappresentativo di broilers allevati con mangimi contenenti in media il 19,9% di PG e venduti dopo 42 giorni di allevamento e solo 7 d di vuoto (7,4 cicli/anno) a 2,15 kg di peso vivo (categoria polli medi). Utilizzando queste informazioni il modello stima un'escrezione di azoto perfettamente coincidente (0,43 kg/capo/anno). DIAS (1998) prevede un'escrezione di 0,0506 kg N per capo prodotto. Questo dato è stato ottenuto considerando i seguenti parametri produttivi: 20,5% PG sul mangime t.q., peso finale 1,787 kg/capo (categoria polli leggeri), età 39 giorni + 14 d di vuoto. Riportando il valore su base annuale ne risulta un'escrezione di 0,34 kg N/capo/anno; con questi parametri il

modello proposto stima una escrezione di 0,32 kg N/capo/anno. L'ASAE (2003), per broilers di 2,36 kg di peso finale (categoria polli medi) alimentati con mangimi contenenti in media il 20,6% di proteina grezza, indica un'escrezione di 0,0532 kg N per capo prodotto, valore che riportato su base annua (5,9 cicli/anno) corrisponde a 0,31 kg N escreto/capo/anno. Infine, lo standard rappresentativo per condizioni italiane indicato dal MIPAF (2006), è pari a 0,36 kg N/capo/anno, corrispondente a 0,25 kg/capo anno di azoto netto.

Tabella 2 - Valori attesi di escrezione di azoto e fosforo in diverse tipologie di allevamento

Categoria	Polli da carne			Tacchini	
	leggeri	medi	pesanti	Maschi	Femmine
Peso iniziale, kg/capo	0,04	0,04	0,04	0,06	0,06
Peso finale, kg/capo	1,7	2,5	3,4	18	8
Indici di conversione	1,74	1,84	1,96	2,55	2,16
durata ciclo, d	38	50	63	140	100
Vuoti, d	14	14	14	30	21
Mortalità,	0,05	0,05	0,05	0,1	0,1
Cicli/anno corretti	6,8	5,6	4,6	2,0	2,9
Ritenzione di N kg/kg accrescimento	0,03	0,03	0,03	0,0324	0,0326
Ritenzione di P kg/kg accrescimento	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007
PG media sul mangime tal quale	Azoto escreto, kg/capo/anno				
0,170	0,20	0,27	0,36		
0,180	0,23	0,32	0,41		
0,190	0,26	0,36	0,46		
0,200	0,29	0,40	0,51	1,80	0,83
0,210	0,32	0,44	0,56	1,95	0,91
0,220	0,36	0,48	0,61	2,10	0,99
PG media sul mangime tal quale	Azoto escreto al netto delle perdite di volatilizzazione				
0,17	0,14	0,19	0,25		
0,18	0,16	0,22	0,29		
0,19	0,18	0,25	0,32		
0,20	0,20	0,28	0,36	1,26	0,58
0,21	0,23	0,31	0,39	1,36	0,64
0,22	0,25	0,33	0,42	1,47	0,69
P medio sul mangime tal quale	Fosforo escreto, kg/capo/anno				
0,0060	0,04	0,06	0,07		
0,0065	0,05	0,07	0,09		
0,0070	0,06	0,08	0,10	0,40	0,18
0,0075				0,44	0,21
0,0080				0,49	0,23
0,0085				0,54	0,26

Scheda 1 – Acquisizione dati per allevamenti di pollastre e avicoli da carne

Tipologia di produzione

Pollastre

Polli da carne X

Tacchini maschi

Tacchini femmine

DATI TECNICI	Consistenza media (capi/anno)	Durata media ciclo (giorni)	Vuoti (giorni)	Peso medio acquisto (kg/capo)	Peso medio vendita (kg/capo)	Mortalità (%)
	CM	DUR	Vu	PVa	PVv	M
	10000	50	21	0,040	2,670	5

Alimentazione per fasi	Durata fasi (giorni)	Proteina grezza mangimi ¹ (% t.q.)	Fosforo mangimi ¹ (% t.q.)
	DUR _{-1,...,n}	PG _{-1,...,n}	P _{-1,...,n}
- fase 1	7	22,0	0,65
- fase 2	21	19,0	0,65
- fase 3	22	17,2	0,65
- fase 4			
- fase 5			

¹ Valori espressi sul tal quale in riferimento ad un mangime standard con l'87% di ss. NB: la scheda si riferisce ad una singola tipologia di produzione. Nel caso in cui nell'azienda vi fossero più tipologie è necessario compilare una scheda per ciascuna tipologia.

Per i tacchini si sottolinea che il report pubblicato dall'ERM (2001), non distingue tra tacchini di peso diverso e fornisce un valore medio di escrezione di azoto pari a 1,93 kg/capo/anno. In questa categoria l'ERM (2001) impiega un coefficiente di volatilizzazione dell'azoto pari a 35%, superiore a quello indicato dal MIPAF (2006) per i tacchini (30%) e superiore anche a quello indicato per le altre categorie di avicoli dallo stesso ERM (2001). Il MIPAF (2006) opportunamente distingue i tacchini maschi dalle femmine attribuendo valori di escrezione azotata rispettivamente pari a 2,13 e 1,03 kg/capo/anno che, al netto delle perdite azotate (30%), corrispondono a 1,49 e 0,76 kg/capo/anno. Per queste categorie di animali i confronti con altre realtà sono resi difficili per la notevole variabilità dei pesi vivi di vendita, per la durata delle fasi produttive, dei tempi di vuoto imposti per legge o per motivi di natura tecnica. Tenuto conto di queste differenze può essere utile citare i valori di escrezione azotata riportati dall'ADAS (2007) che attribuisce ai maschi e alle femmine valori rispettivamente pari a 1,80 e 1,34 kg/capo/anno. DIAS (1998) indica escrezioni di azoto per maschi e femmine rispettivamente pari a 0,692 e 0,174 kg per capo prodotto. Il primo valore si riferisce ad una durata del periodo di accrescimento di 133 giorni, mentre il secondo è relativo ad una durata di 70 d. Considerando un vuoto sanitario di 21 giorni ed esprimendo i dati su base annuale risultano escrezioni pari a 1,63 e 0,698 kg N/capo/anno, valori più bassi rispetto a quelli indicati dal MIPAF (2006). I dati riportati in tabella 2, per un livello di proteina grezza del 22% sul mangime tal quale differiscono poco da quelli proposti dal MIPAF (2006). La maggiore differenza è da imputare al fatto che si sono considerati periodi di vuoto sanitario di 21 giorni anziché 14 (Ordinanza del Ministero della Salute del 10 ottobre 2005 - GU n. 240 del 14/10/2005).

Come commento di carattere generale si rileva che i valori medi di escrezione indicati dall'ERM (2001), in particolare per l'azoto, sono decisamente più elevati di quelli riportati dalle altre fonti citate i quali forniscono valori medi sostanzialmente coincidenti. Devia-

zioni molto rilevanti da questi valori medi sono attese nei singoli allevamenti come risultato della combinazione dei diversi fattori di variabilità. L'impiego di modelli aziendali di stima, come quello proposto in questo lavoro, può migliorare sensibilmente l'accuratezza delle stime. Va comunque sottolineato che i valori della tabella 2, in riferimento soprattutto ai livelli di proteina grezza e fosforo più bassi, non sono da considerare come il risultato di prassi consolidate e convalidate di alimentazione a basso impatto. Prima di procedere ad una riduzione degli apporti alimentari di proteina grezza e fosforo, rispetto ai livelli convenzionali, è quindi necessario verificare attentamente le caratteristiche chimico-nutrizionali delle razioni per evitare penalizzazioni sulle prestazioni produttive e sulle caratteristiche qualitative dei prodotti. Come già avviene già da tempo in altri Paesi, la progettazione e la realizzazione di specifiche ricerche per l'individuazione di strategie di alimentazione a basso impatto dovrebbe riguardare in modo sinergico il mondo operativo quello della ricerca e delle istituzioni.

Tabella 3 – Risultati di bilancio

	Valore	Unità di misura
<i>Indici tecnici</i>		
fattore di correzione kc	5,01	Cicli/anno
Variazione di peso vivo	13,18	kg/capo/anno
Indice di conversione	1,86	“
Consumo di mangime	24,55	“
Contenuto medio di PG mangimi	18,63	% t.q.
Contenuto medio di N mangimi	0,0298	kg/kg t.q.
Contenuto medio di P mangimi	0,0065	“
<i>Bilancio dell'azoto per capo anno</i>		
Consumo	0,732	kg/capo/anno
Ritenzione	0,395	“
escrezione	0,336	“
k_vol	0,30	kg/kg
N netto	0,235	kg/capo/anno
N netto da MIPAF (2006)	0,250	“
<i>Bilancio del fosforo per capo anno</i>		
Consumo	0,160	kg/capo/anno
Ritenzione	0,092	“
Escrezione	0,067	“

I risultati di bilancio dell'azoto indicano pertanto un consumo pari a 0,732 kg/capo/anno, una ritenzione di 0,395 kg/capo/anno e un'escrezione di azoto di 0,336 kg/capo/anno. Assumendo perdite di azoto in atmosfera del 30%, rimangono nei reflui 0,235 kg N netto/capo/anno, valore inferiore a quello indicato da MIPAF (2006). Le escrezioni di fosforo sono quantificate in 0,067 kg/capo/anno. L'applicativo calcola quindi le produzioni complessive aziendali di azoto netto e fosforo, da cui si possono facilmente derivare i fabbisogni minimi di superficie agricola in zone vulnerabili e non.

ESEMPIO APPLICATIVO

Nell'azienda utilizzata come esempio si allevano polli da carne che vengono venduti ad un peso vivo di 2,67 kg. La consistenza media è di 10000 capi, la durata del ciclo è di 50 giorni e, tra un ciclo e quello successivo, vi è un periodo di vuoto medio pari a 21 giorni. La mortalità è prossima al 5%. Le fasi alimentari sono 3, della durata di 7, 21 e 22 giorni, in cui vengono utilizzati mangimi con le caratteristiche riportate in scheda 1. I risultati dell'applicazione della procedura di stima sono riportati in tabella 3.

L'applicativo calcola un coefficiente di correzione temporale (kc) pari a 5,01. L'indice di conversione stimato in base al peso finale è pari a 1,86 kg/kg. Vengono consumati 24,55 kg di mangime/capo/anno con contenuti medi di N e P rispettivamente pari a 0,0298 e 0,0065 % sul tal quale.

BIBLIOGRAFIA

- 1) ADAS, 2007. ADAS report to DEFRA – Supporting paper F2 for the consultation on the implementation of the nitrates directive in England. Home page address: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/nitrate/pdf/consultation-supportdocs/f2-excreta-n-output.pdf>
- 2) ASAE, 2003. American Society of Agricultural Engineers, Proposal for ASAE D384.1, Manure Production and characteristics: http://www.abe.iastate.edu/Ae573_ast475/manure%20D384%20-%20Final.doc
- 3) DIAS 1998. Standard values for Farm manure. Report n. 7 Animal husbandry, Poulsen H.D., and Kristensen V.F. (eds). Danish Institute of Agricultural Science, DK.
- 4) ERM, 2001. Livestock manures – Nitrogen equivalents. Copies available from: European Commission DG Environment – D1, 200 Rue de la Loi, B-1049 Brussels, Belgium.
- 5) Franchini A., 2004. Bilancio dell'azoto nelle specie di interesse zootecnico. Sperimentazione sugli avicoli. Progetto interregionale "Bilancio dell'azoto negli allevamenti" Legge 23/12/1999 n. 499, art. 2 - report finale, Regione Emilia Romagna.
- 6) MIPAF (Ministero delle politiche agricole e forestali, Italia), 2006. Decreto legislativo 7 Aprile 2006 "Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del Decreto legislativo del 11 maggio 1999 No. 152". In: Bollettino ufficiale n. 109 del 12.04.2006, Ord. Suppl. n. 120. http://www.politicheagricole.it/NR/rdonlyres/ed3uy755k2hwqeeiwde3dtidciyqeyfesvsidm5ysrx2u5jzjwtryffrbclpdthyhptdnnfn2v25agypwfyttxz2ike/20060407_DI_SR_effluentiallevamento.pdf



Finito di stampare da

Tipografia Camuna S.p.A. - Breno (Bs)

Centro Stampa di Brescia

nel mese di marzo 2010

Informazione ecologica:

pubblicazione stampata con assenza di esalazioni alcoliche

Sistema Cesium® brevetto **Philip Borman Italia**