



ANALISI DEL CONTESTO VENETO RIGUARDO LE EMISSIONI DI GAS CLIMALTERANTI E DI AMMONIACA DAL COMPARTO AGRICOLO-ZOOTECNICO

REPORT

Redatto da: dott.ssa Meriam Mrad
Sezione Agroambiente
Ufficio Sistemi Agricoli e Risorse Naturali
tel. 041 279 5657
mail: meriam.mrad@regione.veneto.it

Responsabile di Sezione: dott. Riccardo De Gobbi
Responsabile di Ufficio: dott. Roberto Salvò

Redatto in accordo con la Deliberazione di Giunta Regionale n. 2872 del 28 dicembre 2012

Marzo 2014

Report condiviso con il Gruppo di lavoro sulle emissioni in atmosfera, costituito con Deliberazione di Giunta Regionale n. 2872 del 28 dicembre 2012.

Componenti del Gruppo di lavoro:

dott.ssa Silvia Majer – Unità Complessa Sistema Informativo Settore Primario e Controllo

dott.ssa Barbara Lazzaro – Settore Politiche Agroambientali

prof.ssa Flaviana Gottardo – Università degli Studi di Padova, Dipartimento MAPS

prof. Stefano Guercini – Università degli Studi di Padova, Dipartimento TESAF

dott. Salvatore Patti – Servizio Osservatore Aria, ARPAV

dott.ssa Silvia Pillon – Servizio Osservatore Aria, ARPAV

dott.ssa Laura Favero – Settore Igiene nutrizione acque e specie animali

dott.ssa Clelia Rumor – Università degli Studi di Padova, Dipartimento MAPS

dott. Claudio Correzzola – INAIL Direzione Regionale Veneto

RIASSUNTO

L'interesse riguardo alla riduzione delle emissioni di gas a effetto serra e di ammoniaca prodotte dalle attività agricole e zootecniche è diventato sempre più insistente negli ultimi anni, soprattutto grazie alla incrementata consapevolezza dei diversi portatori di interesse, dall'agricoltore al legislatore. Regolamenti comunitari (*the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) - Convention on Long Range Transboundary Air Pollution – Protocollo di Gothenburg; Direttiva NEC (National Emissions Ceilings) 2001/81/CE; Direttiva 2004/107/CE; Direttiva 2008/1/CE (IPPC); Direttiva 2008/50/CE e Direttiva 2010/75/UE*); nazionali (*D. Lgs n. 152/2006; D. Lgs n.155/2010*) e regionali (*DGR n. 2811/2013 “Accordo di programma per l'adozione coordinata e congiunta di misure di risanamento della qualità dell'aria nel Bacino Padano”; DGR n. 2872/2012 “Aggiornamento del Piano di Tutela e risanamento dell'Atmosfera*) hanno sottolineato l'importanza di intraprendere misure di mitigazione per ridurre l'impatto ambientale dell'agricoltura e della zootecnia e migliorare la qualità dell'aria. Attraverso i vari inventari sia Nazionali (ISPRA) che Regionali (ARPAV-INEMAR) delle emissioni di metano, protossido di azoto ed ammoniaca, è stato possibile verificare l'andamento delle varie fonti emissive e quindi di prevedere interventi mirati al loro abbattimento. L'ampia letteratura scientifica che ha trattato e continua a trattare l'argomento, ha focalizzato la ricerca su varie tecniche di riduzione, che vanno dagli interventi gestionali, a quelli di tipo strutturale anche attraverso l'adozione delle Migliori Tecniche fin'ora Disponibili (MTD). L'efficienza di utilizzo delle risorse e la massimizzazione della penetrazione delle misure mitigatorie, testate anche attraverso approcci modellistici complessi, hanno permesso, quando la sostenibilità economica lo permetteva, di abbattere significativamente le emissioni di gas serra e di ammoniaca in atmosfera, portando ulteriori benefici in termine di sostenibilità economica e sociale. Piani di sostegno non solo economico ma anche attraverso la consulenza, la formazione e la cooperazione fra diversi stakeholders dovranno trovare applicazione anche a livello della singola azienda, al fine di permettere una migliore gestione ed una produzione competitiva con particolare riguardo alla sostenibilità ambientale.

SOMMARIO

I. EMISSIONI IN ATMOSFERA DI METANO, PROTOSSIDO DI AZOTO ED AMMONIACA - STATO DELL'ARTE	1
1. Emissioni in atmosfera: l'Italia nel contesto Europeo	1
1.1. Gas a effetto serra	1
1.2. Ammoniaca	2
2. Emissioni in atmosfera in Italia: Inventario Nazionale	3
2.1. Emissioni di metano e protossido di azoto dal settore zootecnico – Stato dell'arte	5
2.1.1. Fermentazione enterica (4A) - Metano	5
2.1.2. Gestione delle deiezioni (4B) - Metano e protossido di azoto	6
2.1.3. Suoli agricoli (4D) / Animali al pascolo (4D2) – Protossido di azoto.....	7
2.2. Impatto del settore zootecnico sul bilancio emissivo Nazionale: Analisi dei dati da inventario	10
2.2.1. Metano e protossido di azoto prodotti dalla zootecnia	10
3. Emissioni di Ammoniaca: Inventario Nazionale	12
3.1. Impatto del settore zootecnico sul bilancio emissivo Nazionale: Analisi dei dati da inventario	13
4. Inventario Regionale/Provinciale – Emissioni di metano, di protossido di azoto e di ammoniaca nel Veneto.....	15
II. MISURE DI MITIGAZIONE - SFIDE ED OPPORTUNITA	31
1. Strategie alimentari, gestionali e genetiche in relazione con l'animale: interventi di mitigazione, applicazioni ed impatti su metano, ammoniaca e protossido di azoto	35
1.1. Metano enterico nei ruminanti	35
1.2. Ammoniaca e protossido di azoto	41
2. Strategie gestionali e strutturali in relazione con le deiezioni animali: interventi di mitigazione, applicazioni ed impatti su metano, ammoniaca e protossido di azoto.....	49
2.1. Ricovero: Metano, protossido di azoto ed ammoniaca	49
2.2. Stoccaggio: Metano, protossido di azoto ed ammoniaca	58
2.3. Trattamento dei reflui: metano, protossido di azoto ed ammoniaca.....	64
2.4. Spandimento: Protossido di azoto ed ammoniaca.....	67
3. Strategie gestionali in relazione all'uso dei fertilizzanti azotati in agricoltura: interventi di mitigazione, applicazioni ed impatti su ammoniaca e protossido di azoto	73
4. Analisi delle misure di mitigazione: modelli di stima ed analisi dei costi.....	77
5. Interrelazioni con regolamenti esistenti/futuri e presunti impatti	83
Conclusioni.....	85

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1. Emissioni totali di gas a effetto serra e sequestro in CO ₂ equivalente	4
Tabella 2. Trend emissivo di metano e di protossido di azoto in agricoltura e da allevamenti zootecnici	4
Tabella 3. Fattori di emissione di metano per le diverse categorie animali.....	6
Tabella 4. Escrezioni azotate per categoria di animale e stima dei fattori di emissioni di N ₂ O provenienti dalla gestione delle deiezioni	8
Tabella 5. Fattori di emissione nazionali per la stima delle emissioni di ammoniaca al ricovero, stoccaggio e spandimento	12
Tabella 7. Inventario Regionale (Agricoltura) di CH ₄ , N ₂ O e NH ₃ suddivise per fonte emissiva.....	16
Tabella 8. Numero di capi per tipo di allevamento e Provincia - ISTAT.....	18
Tabella 9. Venduto di fertilizzanti chimici in Veneto	18
Tabella 10. Inventario per Provincia delle emissioni in Agricoltura di CH ₄ , N ₂ O e NH ₃	19
Tabella 11. Numero di capi per tipo di allevamento e Provincia – Comunicazioni Nitrati.....	20
Tabella 12. Riassunto schematizzato dei vari fattori di emissione calcolati con le metodologie IPCC per la stima di metano, protossido di azoto e ammoniaca provenienti dalle attività zootecniche..	22
Tabella 13. Stima del metano proveniente dalle attività zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati	23
Tabella 14. Stima del protossido di azoto proveniente dalle attività zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati	25
Tabella 15. Stima dell'ammoniaca proveniente dalle attività zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati	28
Tabella 16. Obiettivo da raggiungere per i livelli di Proteina Grezza ed Efficacia di Utilizzo di N per i bovini.....	43
Tabella 17. Obiettivo dei livelli di proteina della razione per animali allevati in funzione della categoria zootecnica e dei diversi livelli di ambizione.....	45
Tabella 18. Comparazione fra tipologie di stabulazione per bovini da latte /1.....	51
Tabella 19. Comparazione fra tipologie di stabulazione per bovini da latte/2	52
Tabella 20. Comparazione fra tipologie di stabulazione per bovini e differenze fra quantità di gas emessi per metano, protossido di azoto e per l'NH ₃	52
Tabella 21. Emissioni di ammoniaca e percentuali di riduzione dai diversi sistemi di stabulazione ed interventi nei ricoveri bovini.....	53
Tabella 22. Emissioni di ammoniaca e percentuali di riduzione dai diversi sistemi di stabulazione ed interventi nei ricoveri suinicoli.....	54
Tabella 23. Emissioni di ammoniaca e percentuali di riduzione dai diversi sistemi di stabulazione ed interventi nei ricoveri avicoli.....	56
Tabella 24. Emissioni di gas a effetto serra negli stoccaggi esterni.....	60
Tabella 25. Differenze fra sistemi di stoccaggio delle deiezioni (liquidi, solidi) rispetto alla perdita di azoto.....	61
Tabella 26. Misure di mitigazione per l'abbattimento dell'ammoniaca dagli stoccaggi	63
Tabella 27. Fattori influenzando la volatilizzazione dell'NH ₃ dal liquame durante lo stoccaggio e durante lo spandimento	68
Tabella 28. Emissioni di ammoniaca a seguito dello spandimento della pollina su terreno arativo	70
Tabella 29. Raccolta delle principali caratteristiche di quattro metodi di spandimento	71
Tabella 30. Tecniche di spandimento delle deiezioni ed impatto sulle emissioni di ammoniaca.....	72
Tabella 31. Mitigazione degli effetti di applicazione di fertilizzanti (base ureica) sulle emissioni di ammoniaca.....	76

Tabella 32. Costi stimati per l'implementazione di varie misure di mitigazione in agricoltura (solo ammoniaca).	82
Tabella 33. Lista (non esaustiva) di misure di mitigazione in agricoltura per la riduzione delle emissioni di metano, protossido di azoto ed ammoniaca	95
Tabella 34.* Costi dovuti alla riduzione principale dell'NH ₃ e conseguente stima degli effetti sulle emissioni di NH ₃ , N ₂ O e CH ₄	96
Tabella 35*. Costi dovuti alla riduzione principale dell'N ₂ O e conseguente stima degli effetti sulle emissioni di NH ₃ , N ₂ O e CH ₄	97
Tabella 36*. Costi dovuti alla riduzione principale dell'CH ₄ e conseguente stima degli effetti sulle emissioni di NH ₃ , N ₂ O e CH ₄	98

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1. Emissioni di GES in Europa	1
Figura 2. Emissioni di ammoniaca (NH ₃) in Europa.....	3
Figura 3. Schema semplificato delle emissioni di metano (CH ₄) e di protossido di azoto (N ₂ O) in agricoltura e in zootecnia.....	11
Figura 5. INEMAR Veneto 2010 (versione preliminare) – Emissioni di CH ₄ , N ₂ O e NH ₃ dal macrosettore Agricoltura – allevamenti.....	17
Figura 7. Distribuzione del carico emissivo di metano fra le categorie zootecniche – Veneto.....	21
Figura 10. Principali vie emissive di anidride carbonica (CO ₂), metano (CH ₄) e protossido di azoto (N ₂ O) legate alle produzioni zootecniche	34
Figura 11. Processo di metanogenesi all'interno del ruminante	35
Figura 12. Il ciclo dell'azoto con particolare riguardo alla volatilizzazione dell'ammoniaca.....	74
Figura 13. Produzione di N ₂ O nei pascoli fertilizzati con Nitrato d'ammonio e solfato d'ammonio in comparazione con la fertilizzazione con liquami bovini	75
Figura 14. Curva del costo marginale di abbattimento delle emissioni di gas a effetto serra basato sull'analisi LCA.....	80
Figura 15. Curva del costo marginale di abbattimento delle emissioni di gas a effetto serra basato sull'analisi IPCC.....	81

**I. EMISSIONI IN ATMOSFERA DI METANO,
PROTOSSIDO DI AZOTO ED
AMMONIACA - STATO DELL'ARTE**

1. Emissioni in atmosfera: l'Italia nel contesto Europeo

1.1. Gas a effetto serra

L'agricoltura Europea rappresenta la fonte del 10,1% (464,3 milioni tCO₂eq) dei Gas a Effetto Serra (GES) totali nell'UE-28, escluse le attività LULUCF – Land Use, Land-Use Change and Forestry (Eurostat, 2013). In Europa, i paesi con grandi economie agricole hanno in genere più alti livelli di GES. Francia e Germania insieme rappresentano circa un terzo delle emissioni di GES dell'UE-28 e provenienti dal settore agricolo mentre Regno Unito, Polonia e Italia rappresentano circa il 30% delle emissioni Europee di GES rispetto al totale (figura 1).

Tra il 1990 e il 2011, le emissioni di gas a effetto serra dall'agricoltura sono diminuite del 23,1%, principalmente a causa della riduzione del numero di allevamenti e dei capi allevati, ma anche grazie ad una migliore gestione dei reflui zootecnici ed alla progressiva adozione di pratiche agricole più efficaci ed ad un uso più sostenibile dei fertilizzanti azotati.

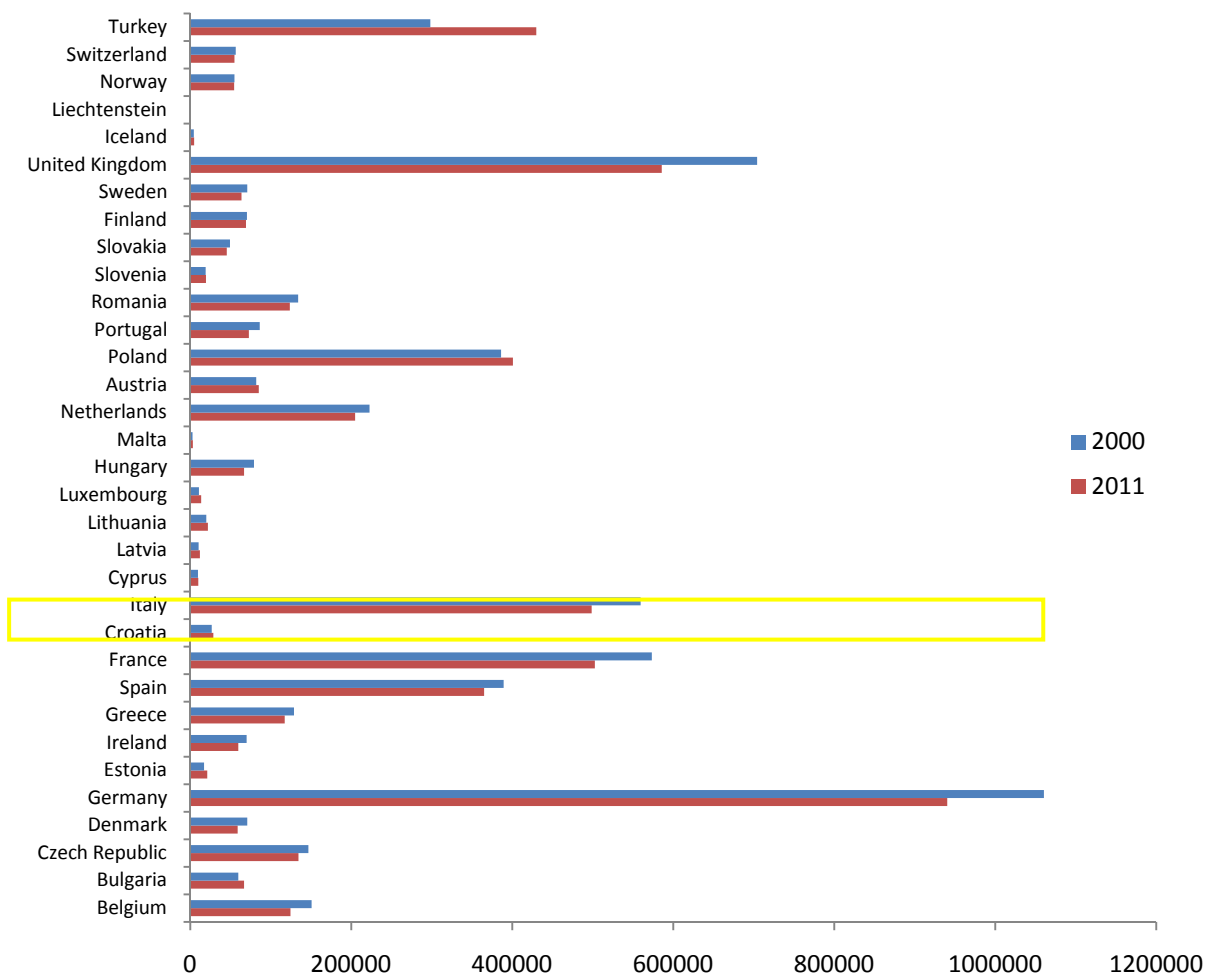


Figura 1. Emissioni di GES in Europa (unità: 1000 ton CO₂ eq)

Fonte: European Environment Agency (EEA) – ultimo aggiornamento 05-03-2014

L'applicazione della Direttiva 91/676/CE (Direttiva Nitrati) che ha individuato le Zone Vulnerabili ai Nitrati (ZVN) nelle quali è stato introdotto il divieto di spandimento dei reflui zootecnici oltre il limite massimo di 170 kg di azoto/ha e ha regolamentato l'utilizzazione agronomica delle deiezioni zootecniche stabilendo le modalità con cui possono essere effettuati gli spandimenti, ha contribuito ad un'ulteriore riduzione delle emissioni.

Nonostante la tendenza naturale al ribasso dei GES, l'Europa dovrà adottare delle misure di mitigazione per il settore agricolo-zootecnico al fine di soddisfare gli impegni globali per il clima.

L'Unione Europea, al fine di favorire il passaggio ad un'economia a basse emissioni di carbonio, raccomanda una diminuzione di GES per questo settore del 36 al 37% per il 2030, ed uno più ambizioso (42-49%) per il 2050 (Roadmap UE - 2050) (CE, 2011).

Una panoramica preliminare delle fonti GES dall'agricoltura europea dimostra comunque che più della metà delle emissioni di GES sono legate ai terreni agricoli (principalmente di CO₂ e di protossido di azoto (N₂O)), un terzo alla fermentazione enterica (principalmente di metano (CH₄)) e un sesto alla gestione delle deiezioni (N₂O e CH₄). Le altre fonti di emissioni (la bruciatura dei residui colturali e la coltivazione del riso) contribuiscono in modo poco significativo al bilancio globale.

1.2. Ammoniaca

Oltre ai GES, l'ammoniaca prodotta principalmente dall'agricoltura (circa il 94%) a seguito dell'uso di concimi azotati e dalle attività zootecniche, in particolare dalla gestione dei reflui, partecipa attivamente all'inquinamento dell'aria, oltre ad essere uno dei precursori di particolati ad alto potere inquinante quale il PM10, aumentando di conseguenza i fattori di rischio per la salute umana (malattie cardio-polmonari, tumori dell'apparato respiratorio. *Fonte WHO, 2006*). Tuttavia, i dati Europei rappresentati graficamente nella figura 2 dimostrano una diminuzione delle emissioni di NH₃ significativa per alcuni paesi (Germania, Italia, Polonia, Regno Unito).

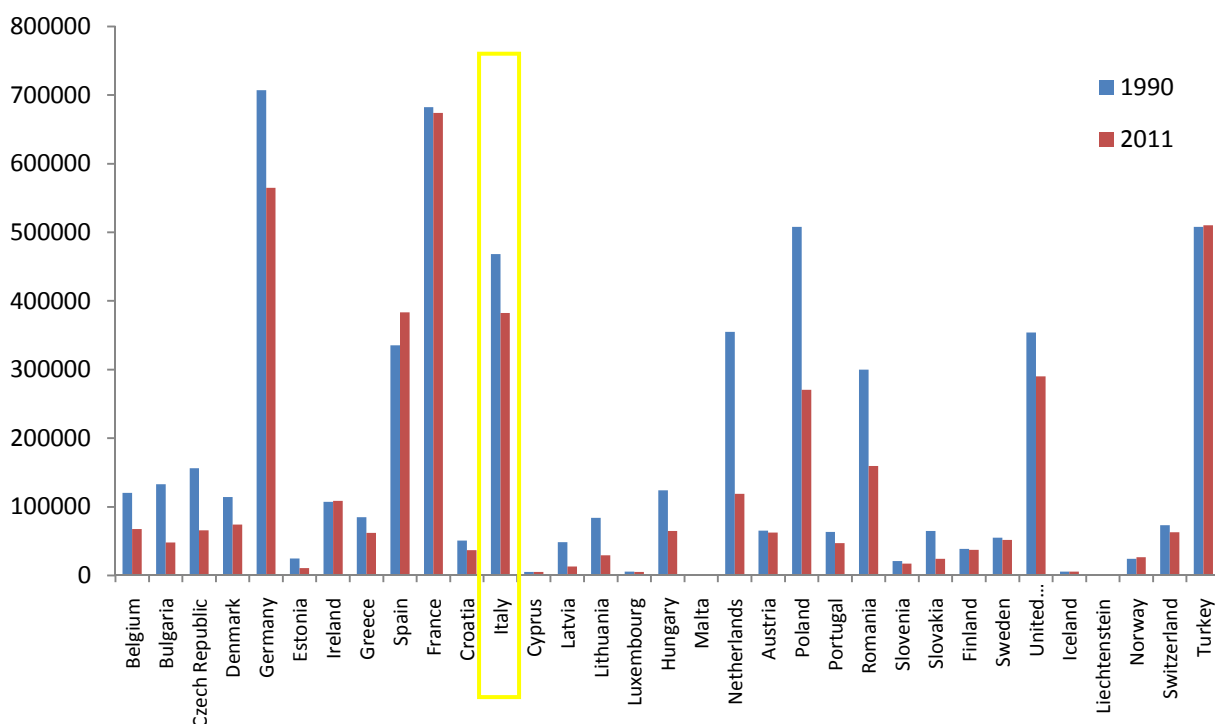


Figura 2. Emissioni di ammoniaca (NH3) in Europa (unità: ton)

Fonte: Eurostat – ultimo aggiornamento 05-03-2014

2. Emissioni in atmosfera in Italia: Inventario Nazionale

A livello Nazionale, l'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) provvede da anni al calcolo delle emissioni in atmosfera per ogni categoria di attività produttiva (Energia, processi industriali, utilizzo di solventi ed altri prodotti, agricoltura, uso e cambiamento dell'uso del suolo e delle foreste, rifiuti, altri). Nel 2010 l'agricoltura Italiana ha partecipato per il 6,7% alle emissioni Italiane totali ad esclusione delle emissioni e sequestri provenienti dal LULUCF, confermando quindi una riduzione moderata rispetto ai dati rilevati nel 1990 (7,8%) e registrando un calo di emissioni di metano del 14,2% ed una riduzione del 19,4% di protossido di azoto rispetto all'anno base 1990 (ISPRA, 2012).

Le emissioni totali di gas a effetto serra calcolate in CO₂ equivalente, hanno registrato un declino del 3,5% fra il 1990 ed il 2010 (da 519 a 501 milioni di tonnellate di CO₂ eq.) mentre il protocollo di Kyoto Nazionale richiedeva una riduzione del 6,5% in comparazione con i livelli considerati per il periodo 2008-2012.

In particolare, per l'anno 2010, le emissioni di CH₄ e di N₂O erano rispettivamente uguali a 7,5% e 5,4% e calcolate rispetto alle emissioni totali di gas serra (in CO₂ eq). Da sottolineare che per entrambi i gas, vi è stata una riduzione rispetto ai valori registrati nel 1990 di 14,1% e 27,2% rispettivamente per il metano ed il protossido di azoto (tabella 1).

Categorie fonti emissive e di sequestro	Anno base 1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
CO ₂ equivalente (Gg)									
Energia	417.833	432.460	449.669	471.868	466.811	458.285	449.326	405.511	415.727
Processi industriali	38.390	35.929	36.249	42.592	38.143	38.575	35.642	30.871	31.963
Uso di solventi ed altri prodotti	2.455	2.235	2.302	2.128	2.122	2.066	1.946	1.815	1.658
Agricoltura	40.737	40.530	40.134	37.362	36.766	37.379	36.014	34.775	33.741
Uso e cambiamento dell'uso del suolo e delle foreste	-34.484	-48.089	-43.066	-53.575	-54.973	-35.481	-52.168	-55.946	-56.531
Rifiuti	19.831	20.760	23.215	20.800	20.146	19.457	18.661	18.557	18.229
Altro	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tabella 1. Emissioni totali di gas a effetto serra e sequestro in CO₂ equivalente (Gg CO₂ eq)
fonte ISPRA (2012)

Come già anticipato nelle premesse, questo Report tratterà e si focalizzerà sulle emissioni relative al settore agricoltura ed in particolar modo quelle provenienti dall'attività zootecnica. Le stime delle emissioni di metano (CH₄) e protossido di azoto (N₂O) provenienti dal comparto Agricoltura-allevamenti come riportato nella categoria 4 dell'IPCC possono essere classificate in fermentazione enterica (4A), gestione delle deiezioni (4B), coltivazione delle risaie (4C), suoli agricoli (4D) e combustione dei residui colturali (4F) – Tabella 2.

Categorie fonti emissive e di sequestro		Anno base 1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
CO ₂ equivalente (Gg)										
CH ₄	Fermentazione enterica (4A)	12.278	12.348	12.246	10.914	10.699	11.099	10.996	11.007	10.732
	Gestione delle deiezioni (4B)	3.462	3.286	3.278	3.149	3.028	3.054	2.961	2.873	2.567
	Coltivazione risaie (4C)	1.576	1.671	1.391	1.472	1.475	1.516	1.386	1.565	1.565
	Combustione residui colturali (4F)	13	13	12	13	13	13	14	13	12
Totale CH ₄		17.330	17.317	16.928	15.548	15.215	15.681	15.356	15.457	14.877
N ₂ O	Gestione delle deiezioni (4B)	3.921	3.782	3.862	3.709	3.601	3.779	3.775	3.812	3.701
	Suoli agricoli (4D)	19.482	19.426	19.341	18.101	17.947	17.914	16.879	15.502	15.159
	Combustione residui colturali (4F)	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Totale N ₂ O		23.407	23.212	23.207	21.814	21.551	21.697	20.658	19.319	18.864
Totale	Agricoltura	40.737	40.530	40.134	37.362	36.766	37.379	36.014	34.775	33.741

Tabella 2. Trend emissivo di metano e di protossido di azoto in agricoltura e da allevamenti zootecnici (Gg CO₂ eq.) – Fonte ISPRA (2012)

I dati Nazionali raccolti nell'inventario di ISPRA (inventario 1990-2010) fanno comunque notare il calo di emissioni di metano soprattutto di quello enterico (-12,6%) e una riduzione del protossido di azoto proveniente dai suoli agricoli (-22,2%). La riduzione del numero di animali allevati, verificabile attraverso i dati di censimento ISTAT nonché dai database Regionali (database relativo alle comunicazioni Nitrati, database CREV) ha sicuramente favorito la riduzione delle emissioni di metano enterico, soprattutto dal comparto bovino. Per quanto attiene invece alle emissioni di protossido di azoto dai suoli agricoli, la riduzione delle superfici coltivabili (ISTAT), la gestione sostenibile dei terreni nonché il miglioramento delle tecniche di lavorazione dei suoli agricoli e l'utilizzo delle migliori tecniche disponibili hanno contribuito significativamente alla loro riduzione.

La tabella 2 riassuntiva delle sottocategorie di maggiore interesse per il settore dell'Agricoltura, presenta in modo dettagliato l'evoluzione del trend emissivo Italiano e ci permetterà successivamente di estrapolare i dati emissivi relativi al settore zootecnico e che verranno presentati di seguito. Tutte le stime sono state fatte seguendo lo schema proposto dall'IPCC per l'Italia (Approach 1 e/o Approach 2) al fine di calcolare le emissioni delle varie sottocategorie. Per maggiori informazioni sull'approccio IPCC, si invita a consultare le varie Guidance (IPCC, 2000, 2003, 2006).

2.1. Emissioni di metano e protossido di azoto dal settore zootecnico – Stato dell'arte

2.1.1. Fermentazione enterica (4A) - Metano

Essendo una categoria chiave sia in termine di livello prodotto che di trend, la fermentazione enterica è stata calcolata per tutte le categorie animali di interesse zootecnico. Le emissioni di metano dagli avicoli sono irrilevanti mentre quelle emesse da conigli sono state incluse nella categoria "altri" come suggerito dalle Guidance dell'IPCC.

Gli ultimi dati relativi al 2010 e riguardanti le emissioni totali di metano proveniente da fonte enterica rappresentano il 72,1% delle emissioni di metano agricolo (ISPRA, 2012), percentuale che dimostra l'importanza dell'attività fisiologica animale nella produzione di metano e la sua diffusione in atmosfera (Beauchemin *et al.*, 2008). Buona parte del metano enterico viene prodotto dai bovini da latte (41%) e dalle altre categorie bovine non da latte (vitelloni da carne, vitelli a carne bianca, bovini da riproduzione,...) che partecipano per il 36,7% rapportato alle emissioni enteriche totali (ISPRA, 2012).

I fattori di emissione per ciascuna categoria animale sono stati definiti dall'IPCC e considerati dai Report Nazionali dell'ISPRA al fine di calcolare ovvero stimare, appoggiandosi a dati statistici ISTAT che determinano la numerosità di ogni categoria animale, le emissioni provenienti dal settore zootecnico, che non sono altro che il prodotto del fattore di emissione per la numerosità animale. I dettagli relativi alla determinazione dei fattori di emissione per ciascuna categoria zootecnica non saranno esaminati in questo Report. Si invita quindi a consultare i Report IPCC (IPCC, 2000, 2003, 2006) nonché le metodologie di calcolo proposte da ISPRA (ISPRA, 2012). Il calcolo delle emissioni di metano verrà presentato successivamente, considerando i dati di censimento ISTAT 2010 per quanto riguarda la numerosità degli animali ed i fattori di emissione prodotti per il 2010 per omogeneità delle stime. Queste ultime, essendo già state definite, sono riportate nella tabella 3.

2.1.2. Gestione delle deiezioni (4B) - Metano e protossido di azoto

Le emissioni di metano provenienti dalla gestione delle deiezioni animali rappresentavano, nel 2010, il 17,3% delle emissioni di metano agricolo, registrando così una lieve diminuzione rispetto ai decenni precedenti, sicuramente grazie alla riduzione del numero di animali allevati ma anche al miglioramento delle tecniche gestionali aziendali e all'adozione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione degli effluenti (Johnson *et al.*, 1997; Monteny *et al.*, 2006; FAO, 2013). Il 45% di metano è stato prodotto a seguito della gestione di deiezioni suine mentre il 35% riguardava le deiezioni prodotte dei bovini da latte (ISPRA, 2012).

	Fattore di Emissione di CH ₄ - FE (kg CH ₄ /capo/anno)	
	Enterico	Gestione deiezioni
Vacche da latte	119,9	15,04
Altri bovini	45,9	7,75
Bufalini	64,7	12,30
Ovini	8,0	0,22
Caprini	5,0	0,145
Cavalli	18,0	1,48
Altri equini	10,0	0,84
Scrofe	1,5	22,34
Altri suini	1,5	8,36
Conigli	0,08	0,080
Broilers	0	0,079
Ovaiole	0	0,082
Altri avicoli	0	0,079

Tabella 3. Fattori di emissione di metano per le diverse categorie animali (kg CH₄/capo/anno) – anno 2010 (adottato da ISPRA, 2012)

Tuttavia, la gestione delle deiezioni dalla fase di ricovero allo spandimento in campo rappresenta la fonte emissiva più complessa in termini di GES in quanto legata sia alle emissioni di metano che di protossido di azoto.

Per quanto riguarda le emissioni di protossido di azoto (N₂O) prodotte da deiezioni animali, le metodologie di calcolo dei fattori di emissione seguono lo schema presentato dall'IPCC in particolare riguardo le emissioni provenienti dalla frazione solida e dalla frazione liquida del refluo, e considerando ulteriormente le emissioni da ricovero, stoccaggio e spandimento, il tutto basato sul calcolo iniziale dell'azoto escreto nelle deiezioni e per ogni categoria animale (IPCC, 1997). In questo Report, verranno presentati i fattori di emissione dell'N₂O relativi al 2010 (tabella 4) nonché la stima dei valori regionali per ogni fase di gestione. Si ricorda comunque che i fattori di emissione sono specifici per paese e per tipologia di sistema di gestione delle deiezioni^{**}, dove sono stati calcolati sia per il sistema "liquido – FE = 0,001 kg N₂O-N/kg N escreto^{*}", che per il sistema "solido – FE = 0,02 kg N₂O-N/kg N escreto^{*}" e per "altri sistemi di gestione - FE = 0,02 kg N₂O-N/kg N escreto^{*}" (IPCC, 1997). Tutte le equazioni sviluppate per la definizione dei vari fattori di emissione consultate sono riportate nelle Guidance IPCC.

2.1.3. Suoli agricoli (4D) / Animali al pascolo (4D2) – Protossido di azoto

Le emissioni provenienti dai suoli agricoli sono state classificate in emissioni dirette (4D1), emissioni da animali al pascolo (4D2) ed emissioni indirette (4D3). In questo Report, dato che l'obiettivo è quello di cercare di inquadrare il contesto zootecnico e quindi non è esteso a tutte le attività agricole (e/o di interesse forestale), si ipotizza, per semplificazione, che le emissioni provenienti sia dagli animali al pascolo che dalle deiezioni apportate al campo (emissioni dirette i.e. 4D1/parte) siano quelle legate alla costruzione del quadro generale del bilancio emissivo del settore zootecnico, mentre non saranno discusse le altre categorie relative alle altre emissioni dirette e indirette provenienti dai suoli agricoli.

Si ricorda inoltre che la coltivazione delle risaie, fonte emissiva importante di metano – *Key source* 4C – non è stata considerata né discussa nel presente Report per gli stessi motivi citati sopra.

	N escreto Ricoveri	N escreto Pascolo	N escreto Totale	Ripartizione di N escreto		Emissioni di N-N ₂ O			Totale reflui		Totale pascolo**	
				Liquame	Letame	Sistema liquido ^a	Sistema solido ^b	Altro sistema ^c	N ₂ O-N	N ₂ O*	N ₂ O-N	N ₂ O*
Vacche da latte	110,20	5,80	116	44,0	66,2	0,044	1,324	-	1,368	2,15	0,116	0,182
Altri bovini	48,54	1,29	49,83	28,6	19,94	0,0286	0,398	-	0,427	0,67	0,026	0,04
Bufalini	92,20	2,75	94,96	32,10	60,10	0,0321	1,202	-	1,234	1,939	0,055	0,086
Ovini	1,62	14,58	16,20	-	1,62	-	0,0324	-	0,0324	0,051	0,292	0,458
Caprini	1,62	14,58	16,20	-	1,62	-	0,0324	-	0,0324	0,051	0,292	0,458
Cavalli	20,00	30,00	50,00	-	20,00	-	0,4	-	0,4	0,628	0,6	0,943
Altri equini	20,00	30,00	50,00	-	20,00	-	0,4	-	0,4	0,628	0,6	0,943
Scrofe	28,36	-	28,36	28,36	-	0,0283	-	-	0,0283	0,044	-	-
Altri suini	12,85	-	12,85	12,85	-	0,0128	-	-	0,0128	0,02	-	-
Conigli	1,02	-	1,02	-	1,02	-	0,0204	-	0,0204	0,032	-	-
Broilers	0,36	-	0,36	-	0,36	-	7,2E-3	-	7,2E-3	0,011	-	-
Ovaiole	0,66	-	0,66	0,1	0,56	1E-4	-	0,011	0,0113	0,018	-	-
Altri avicoli	0,825	-	0,825	-	0,825	-	0,0165	-	0,0165	0,026	-	-

Tabella 4. Escrezioni azotate per categoria di animale e stima dei fattori di emissioni di N₂O provenienti dalla gestione delle deiezioni (kg/capo/anno – dati 2010, estratto da ISPRA 2013 – emissioni adottate per il singolo capo e per categoria animale)

^a FE sistema liquido = 0,001 kg N₂O-N/kg N escreto

^b FE sistema solido = 0,02 kg N₂O-N/kg N escreto

^c FE altri sistemi di gestione = 0,02 kg N₂O-N/kg N escreto

Fonte: IPCC, 1997

* Per convertire le emissioni da kg di N₂O-N a kg N₂O (gas), nella formula occorre moltiplicare per il fattore 44/28 (fonte: IPCC, 2006) ;

** quando le emissioni di N₂O da gestione delle deiezioni vengono stimate, la quantità di N₂O prodotta durante il pascolamento degli animali viene sottratta alla categoria “gestione delle deiezioni” e riportata nella categoria “suoli agricoli” nella sottocategoria “produzioni animali” - per maggiori dettagli si invita a consultare il Report ISPRA (2012).

Nelle Guidance (IPCC, 2000), l'algoritmo per la stima delle emissioni di N₂O dalle deiezioni animali prevede la moltiplicazione per il numero dei capi, che è stato ipotizzato a 1, ai fini della costruzione della tabella qui sopra, per semplificazione di calcolo e per ottenere le stime di N₂O per capo e per categoria animale. Queste ultime verranno utilizzate successivamente su dati regionali per quantificare le emissioni di N₂O provenienti dalla gestione delle deiezioni.

Le emissioni di N₂O provenienti dagli animali al pascolo sono quindi state inserite nel calcolo delle emissioni della categoria "gestione delle deiezioni" sulla base della stima dell'escrezione azotata, come già citato nei paragrafi precedenti, sotto forma di escrezione al pascolo (IPCC 1997, 2000). Per quanto riguarda invece la parte di rilevanza zootecnica ed associata alle emissioni di tipo diretto, si farà riferimento alla sottocategoria "reflui zootecnici applicati al suolo" che sono di importanza notevole, seconda solo alle emissioni relative all'applicazione dei fertilizzanti azotati considerati la prima fonte di emissione di N₂O in atmosfera per il settore agricolo (8,55 Gg contro 8,84 Gg per l'anno 2010, rispettivamente – ISPRA, 2012).

Anche qui, il metodo IPCC è stato adottato per la stima delle emissioni di N₂O derivanti dall'azoto apportato al campo con reflui zootecnici (i.e. F_{AM}), dove il calcolo delle emissioni di N₂O viene dato considerando l'equazione seguente:

$$F_{AM} = N_{ESCRETO} \cdot (1 - (FRAC_{GRAZ} + FRAC_{GASM}))^*$$

dove l'azoto delle deiezioni applicate al suolo è ottenuto dall'azoto escreto corretto per l'azoto perso per volatilizzazione di N-NH₃ e N-NO_x (FRAC_{GASM}; *country specific*) nonché per la quota di azoto escreta al pascolo (FRAC_{GRAZ}) moltiplicando infine per il suo corrispettivo fattore di emissione (in questo caso specifico FE = 0,0125 kg N-N₂O/kgN). La quantità di azoto escreto al pascolo non è altro che quella parte sottratta alla categoria "gestione delle deiezioni – 4B, tabella 4", l'azoto perso per volatilizzazione è stato stimato ad una media di 28% rispetto all'azoto escreto nelle deiezioni. Maggiori dettagli sul metodo di calcolo sono forniti nel Report IPCC (1997). Anche in questo caso, la metodologia IPCC prevede la stima delle emissioni dirette tramite algoritmi specifici per ogni sottocategoria in questione.

* F_{AM}: frazione di azoto da reflui zootecnici (Animal Manure);
FRAC_{graz} è la frazione di azoto escreta al pascolo (grazing) rispetto al totale;
FRAC_{gasm} è un parametro "country specific" che in Italia è pari a 0,292

2.2. Impatto del settore zootecnico sul bilancio emissivo Nazionale: Analisi dei dati da inventario

2.2.1. Metano e protossido di azoto prodotti dalla zootecnia

Per questa analisi, ci interesseremo alla stima delle emissioni di metano, protossido di azoto ed ammoniaca provenienti dal settore zootecnico ovvero dagli allevamenti.

La stima delle emissioni di gas serra da zootecnia parte quindi dal dato Nazionale fornito da ISPRA (2012) che stima le emissioni complessive di gas serra dell'anno 2010 (in questo caso metano e protossido di azoto) per l'intero settore dell'agricoltura, ovvero il 6,7% corrispondenti a 33.741 Gg CO₂ eq. Il contributo del solo settore zootecnico dovrebbe quindi essere inferiore, una volta sottratte tutte quelle fonti di emissioni che non intervengono direttamente nell'attività zootecnica (figura 3).

Le emissioni di CH₄ da fermentazione enterica (4A) rappresentano il 2,1% delle emissioni Nazionali di gas serra, equivalenti a 10.732 Gg CO₂ eq ovvero 511,05 Gg di CH₄. Le emissioni di N₂O dai suoli agricoli, e solo per la parte diretta (4D – emissioni dirette da suoli agricoli), rappresentano invece il 3% delle emissioni Nazionali di gas serra, equivalenti a 15.159 Gg CO₂ eq ovvero 48,9 Gg N₂O.

Mentre le emissioni di CH₄ da fermentazione enterica (4A) provengono solo dall'attività zootecnica, le emissioni dirette di N₂O da suoli agricoli (4D) hanno diverse fonti: fertilizzanti sintetici, reflui zootecnici applicati al suolo, colture fissatrici di azoto (leguminose), coltivazione di istosuoli e fanghi di depurazione applicati ai terreni. Si evince quindi che l'unica fonte di N₂O strettamente legata all'attività zootecnica sia quella relativa ai reflui zootecnici applicati al suolo ed ammonta a 2.650,5 Gg di CO₂eq (pari a 8,55 Gg di N₂O) pesando per il 0,52% sul bilancio globale Nazionale di emissioni di gas serra. Un'altra fonte di N₂O legata alla zootecnia è l'attività di pascolamento degli animali che emetteva, nel 2010, 1.543,8 Gg CO₂ eq (pari a 4,98 Gg N₂O) ovvero lo 0,3% delle emissioni Nazionali di gas serra. Da sottolineare però che le emissioni di N₂O da pascolo (4D) sono state calcolate assieme alla categoria "gestione delle deiezioni – 4B" sulla base delle escrezioni di azoto.

Per quanto riguarda invece la gestione delle deiezioni (4B), fonte prettamente legata al settore zootecnico, le emissioni Nazionali di gas serra (CH_4 e N_2O) sono pari a 6.268 Gg CO_2 eq per l'anno 2010 ovvero pesano per l'1,2% sulle emissioni nazionali di gas serra (figura 3). Una parte viene attribuita al metano prodotto dalla gestione delle deiezioni ovvero pari a 122,25 Gg di CH_4 equivalente a 2.573,721 Gg CO_2 eq (circa 41% delle emissioni Nazionali di gas serra da gestione delle deiezioni), pesando per lo 0,49% sul bilancio delle emissioni Nazionali di gas serra. L'altra parte invece è legata alla produzione di N_2O dalla gestione degli effluenti zootecnici e conta 11,94 Gg di N_2O ovvero 3.701,4 Gg CO_2 eq (circa il 59% delle emissioni Nazionali di gas serra da gestione delle deiezioni), pesando di conseguenza per lo 0,71% sul bilancio emissivo Nazionale.

Il bilancio di emissioni di gas serra (CH_4 e N_2O) dal settore zootecnico può quindi essere riassunto come segue:

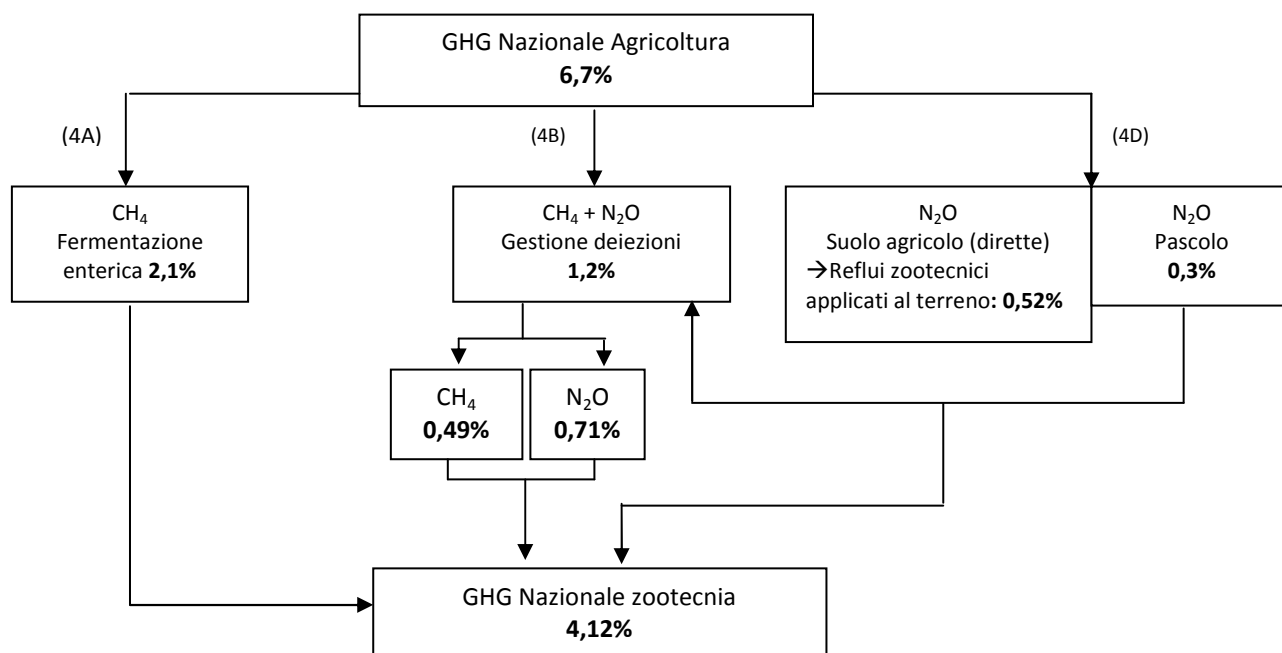


Figura 3. Schema semplificato delle emissioni di metano (CH_4) e di protossido di azoto (N_2O) in agricoltura e in zootecnia (sviluppato sulla base di dati elaborati da ISPRA - anno di rif. 2010)

Queste indicazioni ci introducono alla necessità di prevedere azioni di mitigazione per la riduzione delle emissioni del settore zootecnico, offrendo la possibilità di impostare interventi più mirati sia del punto di vista delle pratiche gestionali di possibile impiego che del punto di vista dell'adeguamento delle strutture aziendali e dell'uso delle Migliori Tecniche Disponibili.

3. Emissioni di Ammoniaca: Inventario Nazionale

Nell'UE-28 l'agricoltura è responsabile della maggior parte delle emissioni di ammoniaca (94%) (Eurostat, 2013). Anche in Italia l'agricoltura è stata la principale fonte emissiva di ammoniaca (ISPRA, 2011) di cui circa il 40% proviene dai ricoveri e dagli stoccaggi delle deiezioni.

L'ammoniaca in atmosfera crea vari effetti ecologici indesiderati causando in particolare fenomeni di acidificazione ed eutrofizzazione oltre ad essere coinvolta nella formazione di polveri sottili in quanto precursore del particolato secondario, risultando in un impatto negativo sulla salute umana (Galloway *et al.*, 2008). Per questo, sono state implementate variate misure governative in Europa al fine di ridurre queste emissioni, tra le più importanti quelle relative al Protocollo di Gothenborg nel 1999, alla EU National Emission Ceiling Directive (NEC Directive 2001/81/EC) nel 2001 e alla EU Integrated Pollution Prevention and Control Directive (Direttiva IPPC 2008/1/EC) nel 2008 e successive revisioni.

Le principali fonti di ammoniaca sono legate alla gestione delle deiezioni (ricoveri, stoccaggio e spandimento) ed ai suoli agricoli (uso dei fertilizzanti azotati, pascolo, coltivazione delle leguminose). I fattori di emissione corrispondenti alle diverse fasi di gestione del refluo zootecnico sono presentati nella tabella 5.

	NH ₃ (Kg/capo/anno)			
	Ricovero	Stoccaggio	Spandimento	Totale
Vacche da latte	15,46	20,36	12,65	48,47
Altri bovini	6,70	9,01	5,50	21,21
Bufalini	12,67	16,69	12,21	41,57
Ovini	0,22	-	0,46	0,68
Caprini	0,22	-	0,46	0,68
Cavalli	3,24	-	2,75	5,99
Altri equini	3,24	-	2,75	5,99
Scrofe	4,87	4,43	3,08	12,38
Altri suini	2,41	2,08	1,39	5,88
Ovaiole	0,09	0,06	0,04	0,19
Broilers	0,08	0,05	0,03	0,15
Altri avicoli	0,18	0,11	0,06	0,35
Conigli	0,34	0,13	0,07	0,54

Tabella 5. Fattori di emissione nazionali per la stima delle emissioni di ammoniaca al ricovero, stoccaggio e spandimento (fonte ISPRA, 2011 – dati 2009)

3.1. Impatto del settore zootecnico sul bilancio emissivo Nazionale: Analisi dei dati da inventario

Le emissioni Nazionali di ammoniaca provenienti dalle attività di allevamento sono state stimate a circa l'82% e quelle provenienti dall'utilizzo dei fertilizzanti azotati sono di circa il 15% e quindi relativamente basse mentre quelle legate all'utilizzo del pascolo sono di circa il 3% (ISPRA, 2011 – statistiche anno 2009). Occorre quindi focalizzarsi sul settore zootecnico, fonte principale di emissioni di ammoniaca in atmosfera, dove il ricovero delle deiezioni contribuisce per il 37%, mentre lo stoccaggio dei reflui zootecnici impatta per il 38% e lo spandimento per il 25% circa sul totale di ammoniaca emessa in atmosfera dalle attività di allevamento.

Per questo Report, dati ISPRA relativi all'inventario 2009 sono stati utilizzati per realizzare un bilancio teorico delle emissioni di ammoniaca in agricoltura e di conseguenza della zootecnia italiana (figura 4).

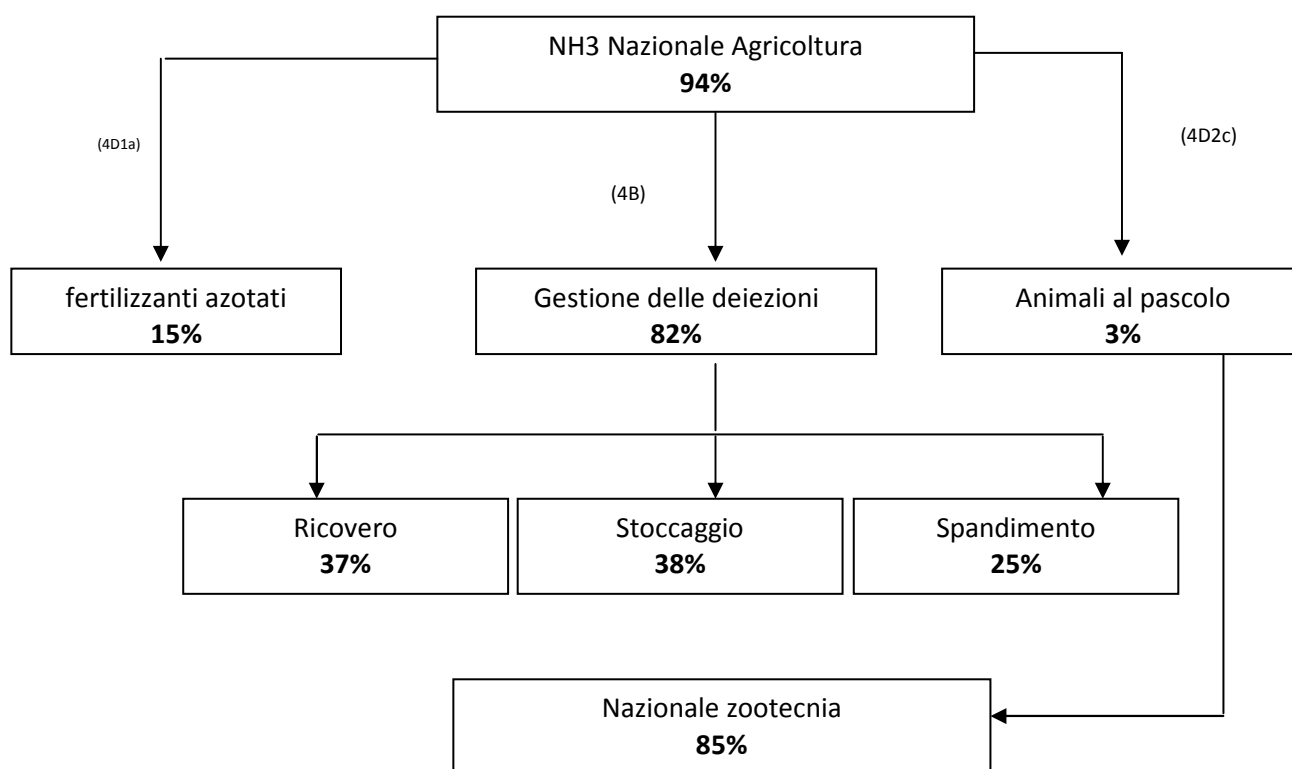


Figura 4. Schema semplificato delle emissioni di ammoniaca (NH₃) in agricoltura e in zootecnia (sviluppato sulla base di dati elaborati da ISPRA - anno di rif. 2009)

Notiamo quindi l'impatto significativo della zootecnia in termine di produzione di ammoniaca, soprattutto durante le diverse fasi di gestione del refluo. Infatti, il tipo di ricovero, a seconda della tipologia di animale allevato (bovini, suini, avicoli) influenza attivamente il bilancio emissivo di ammoniaca dovuto alla presenza costante di deiezioni in contatto con la pavimentazione nonché per il contatto che si crea fra refluo e aria presente nel ricovero, che insieme creano le condizioni favorevoli alla produzione di ammoniaca (Groenestein *et al.*, 2011; Baldini *et al.*, 2012). Anche durante la fase di stoccaggio delle deiezioni (sia solide che liquide) vengono create le condizioni che fanno sì che si creino emissioni di ammoniaca, soprattutto quando lo stoccaggio rimane scoperto ed in contatto diretto con l'aria (lagoni per lo stoccaggio dei liquami, vasche di stoccaggio scoperte, cumuli di letame senza copertura, ...). Infine, durante lo spandimento, fase durante la quale vi è un aumento significativo delle emissioni di ammoniaca dovuta alla superficie rilevante coperta con il refluo applicato al terreno che rimane, almeno fino al momento della sua incorporazione, in contatto con l'aria (Valli *et al.*, 2002).

La riduzione dell'ammoniaca in agricoltura può quindi essere ottenuta influenzando i diversi scenari che impattano nel suo processo di volatilizzazione. Le misure che possono condizionare la produzione e la volatilizzazione dell'ammoniaca, soprattutto nel settore zootecnico, possono dipendere dall'intera catena di produzione delle deiezioni, ovvero i ricoveri, lo stoccaggio, e lo spandimento, oppure da una parte di essa.

I prossimi capitoli presenteranno diversi scenari di mitigazione nonché le misure e tecniche per la riduzione delle emissioni di ammoniaca considerando lo sviluppo continuo e sostenibile della zootecnia anche in rapporto con alcune pratiche e/o tecniche applicate attualmente o di possibile applicazione futura e il conseguente impatto sulla produzione di ammoniaca.

4. Inventario Regionale/Provinciale – Emissioni di metano, di protossido di azoto e di ammoniaca nel Veneto

L'inventario regionale del Veneto viene redatto tramite il database INEMAR, acronimo di INventario EMISSIONI Aria. Inizialmente realizzato nel periodo 1999-2000 dalla Regione Lombardia, con una collaborazione della Regione Piemonte, dal 2003 è gestito e sviluppato da ARPA Lombardia. Dal 2006 il suo utilizzo è condiviso nel quadro di un accordo interregionale, fra le regioni Lombardia, Piemonte, Emilia Romagna, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Puglia, Marche e le Province Autonome di Trento e di Bolzano.

L'inventario regionale del Veneto attualmente disponibile è relativo alle annualità 2007/2008, mentre è in corso di redazione l'aggiornamento al 2010, per il quale sono comunque già state predisposte le stime relative alle emissioni del macrosettore 10, Agricoltura e Allevamenti.

Analogamente al quadro emissivo nazionale, anche in Veneto il contributo dell'agricoltura è particolarmente rilevante per i gas serra metano e protossido di azoto e per l'ammoniaca. Relativamente all'inventario 2007-2008 (Tabella 6), al macrosettore 10 sono attribuite il 41,6% delle emissioni regionali di metano, il 73,2% del protossido di azoto e il 97,6% dell'ammoniaca.

	CH₄	N₂O	NH₃
	t/anno	t/anno	t/anno
1-Produzione energia e trasform. combustibili	173	181	8
2-Combustione non industriale	8588	936	255
3-Combustione nell'industria	253	363	70
4-Processi produttivi	41	14	14
5-Estrazione e distribuzione combustibili	35389	-	-
6-Usi di solventi	-	-	1
7-Trasporto su strada	1153	292	911
8-Altre sorgenti mobili e macchinari	50	64	2
9-Trattamento e smaltimento rifiuti	51907	196	63
10-Agricoltura ed allevamenti	73475	7189	54988
11-Altro sorgenti e assorbimenti	5710	582	2
Totale	176739	9816	56315

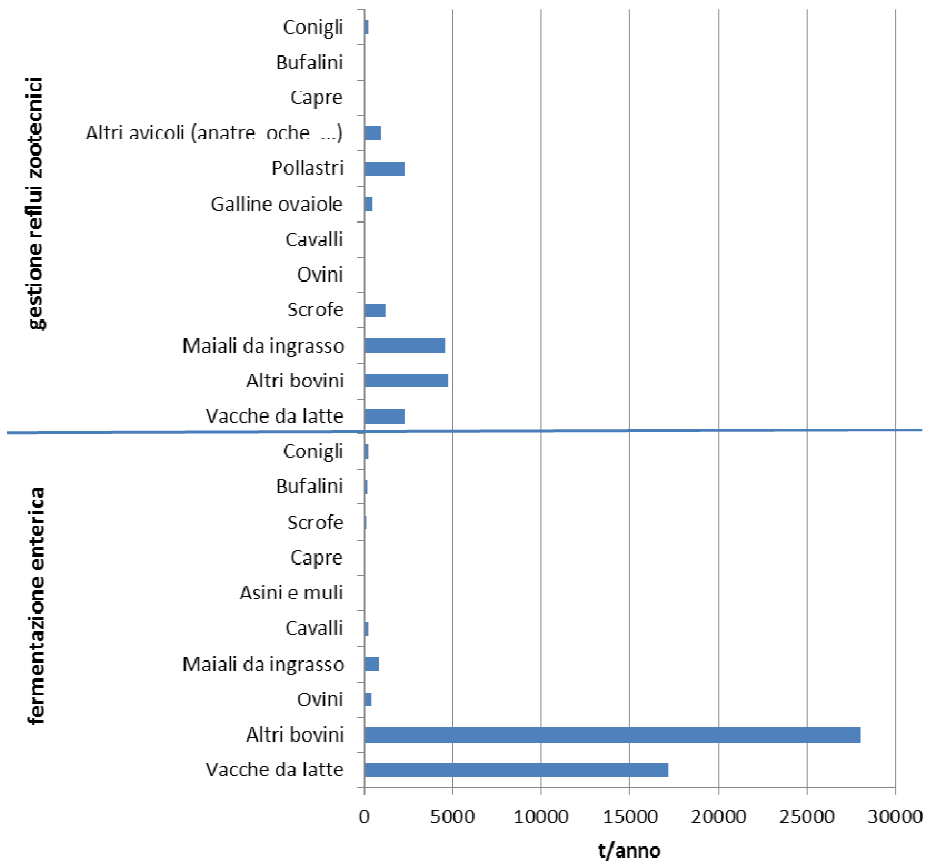
Tabella 6. Inventario Regionale (Veneto) delle emissioni di CH₄, N₂O e NH₃ per l'anno 2007/2008

*Conversione in CO₂ eq:
 1 kg CH₄ = 21 kg CO₂ eq;
 1 kg N₂O = 310 kg CO₂ eq

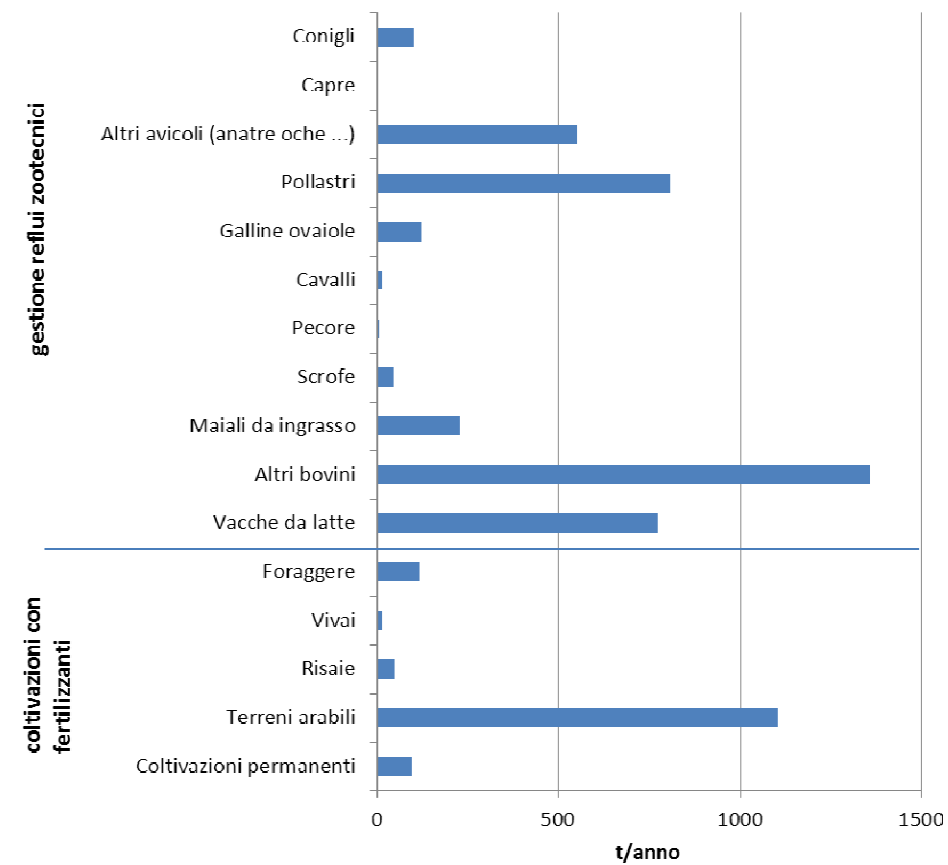
Settore	Attività	CH ₄	N ₂ O	NH ₃
Coltivazioni con fertilizzanti	Coltivazioni permanenti	-	97	198
	Foraggere	-	118	695
	Risaie	-	47	380
	Terreni arabili	-	1.105	6.435
	Vivai	-	13	104
Totale settore		-	1.380	7.811
Fermentazione enterica	Vacche da latte	17.145	-	-
	Altri bovini	28.041	-	-
	Bufalini	174	-	-
	Scrofe	80	-	-
	Maiali da ingrasso	822	-	-
	Asini e muli	40	-	-
	Capre	51	-	-
	Cavalli	221	-	-
	Conigli	208	-	-
	Ovini	414	-	-
Totale settore		47.196	-	-
Gestione reflui riferita ai composti azotati	Vacche da latte	-	774	7.361
	Altri bovini	-	1.357	13.016
	Bufalini	-	-	103
	Scrofe	-	45	680
	Maiali da ingrasso	-	226	3.197
	Cavalli	-	14	73
	Conigli	-	100	1.456
	Ovini	-	5	42
	Galline ovaiole	-	123	1.207
	Pollastri	-	807	4.439
	Altri avicoli (anatre, oche ...)	-	552	4.152
Totale settore		-	4.005	35.726
Gestione reflui riferita ai composti organici	Vacche da latte	2.285	-	-
	Altri bovini	4.702	-	-
	Bufalini	30	-	-
	Scrofe	1.196	-	-
	Maiali da ingrasso	4.575	-	-
	Capre	1	-	-
	Cavalli	18	-	-
	Conigli	213	-	-
	Ovini	11	-	-
	Galline ovaiole	449	-	-
	Pollastri	2.285	-	-
Altri avicoli (anatre, oche ...)	933	-	-	
Totale settore		16.698	-	-
Totale Macrosettore Agricoltura - Allevamenti		63.894	5.385	43.537

Tabella 7. Inventario Regionale (Agricoltura) di CH₄, N₂O e NH₃ (ton/anno) suddivise per fonte emissiva (anno 2010) (dati preliminari inventariati – ARPAV 2013)

Emissioni regionali 2010 di CH₄ dal comparto agricoltura e zootecnia



Emissioni regionali 2010 di N₂O dal comparto agricoltura e zootecnia



Emissioni regionali 2010 di NH₃ dal comparto agricoltura e allevamenti

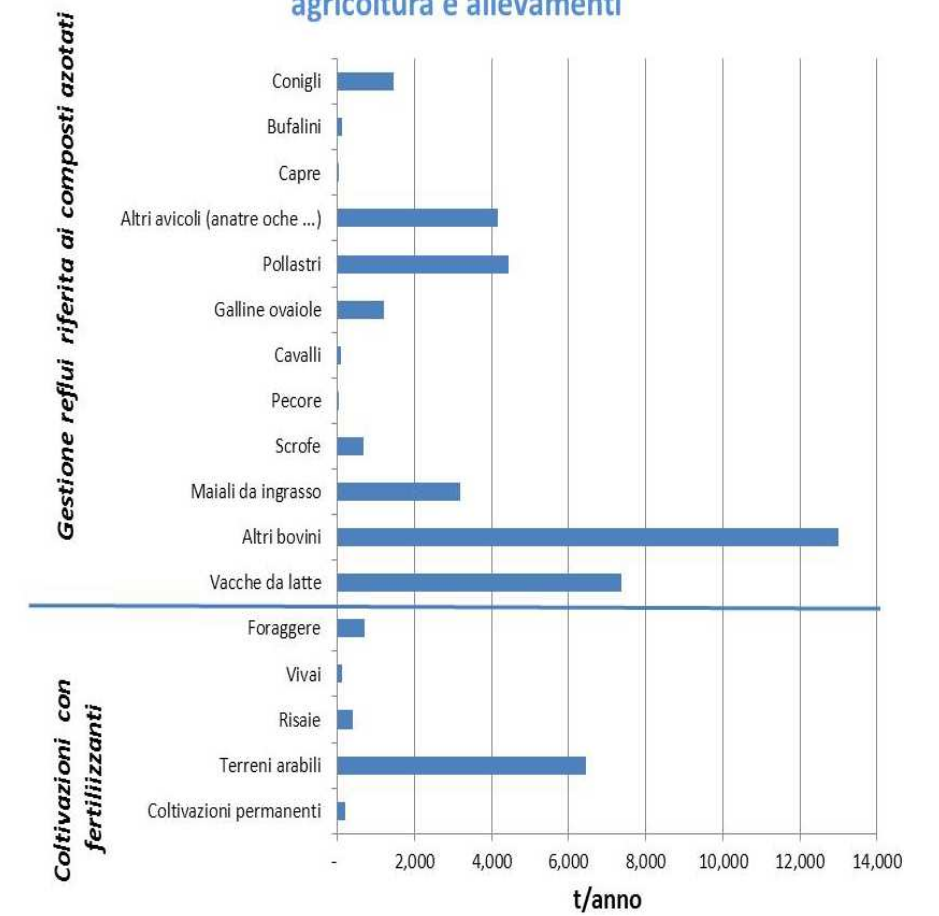


Figura 5. INEMAR Veneto 2010 (versione preliminare) – Emissioni di CH₄, N₂O e NH₃ dal macrosettore Agricoltura – allevamenti (fonte: Report preliminare ARPAV 2013)

Analizzando nello specifico le emissioni derivanti dal macrosettore Agricoltura-Allevamenti, nei grafici di Figura 5 e nella tabella 7 si riportano i risultati dell'aggiornamento all'anno 2010 delle emissioni di CH₄, N₂O e NH₃. Rispetto alla precedente versione 2007/2008, si nota una decisa contrazione delle emissioni: -13% per il metano, -21% per il protossido di azoto e -25% per l'NH₃. Tale calo dipende dalla flessione che registrano i dati ISTAT, in particolare relativi alle consistenze zootecniche e alle vendite di fertilizzanti chimici a più alto titolo di N. Nelle tabelle 8 e 9 si riportano le consistenze zootecniche e i quantitativi di fertilizzante venduto a livello regionale, suddivise per Provincia (fonte: ISTAT 2010).

	Belluno	Padova	Rovigo	Treviso	Venezia	Verona	Vicenza	Veneto
Vacche da latte	8.265	29.913	3.482	23.877	7.863	38.165	46.297	157.862
Altri bovini	10.028	115.279	32.221	140.001	29.859	179.298	91.650	598.336
Bufalini	52	382	15	1.038	893	9	61	2.450
Cavalli	1.158	2.486	729	1.895	1.322	1.998	2.675	12.263
Altri equini	756	625	108	1.037	216	474	770	3.986
Ovini	13.943	7.486	1.668	6.429	555	9.690	11.989	51.760
Caprini	2.069	1.402	285	1.009	331	2.984	2.045	10.125
Scrofe	7.121	11.944	4.357	10.073	1.578	16.693	1.192	52.958
Altri suini	20.152	82.592	47.056	85.135	28.655	253.771	31.237	548.598
Ovaiole	6.338	1.033.744	886.877	1.075.380	531.578	1.507.373	414.992	5.456.282
Broilers	6.579	2.981.492	1.486.955	3.549.003	459.776	16.639.751	3.802.053	28.925.609
Altri avicoli	3.429	1.101.236	627.092	432.184	166.111	6.589.851	2.886.184	11.806.087
Conigli	35.369	546.592	33.055	1.120.470	157.953	488.938	288.567	2.670.944

Tabella 8. Numero di capi per tipo di allevamento e Provincia - Censimento dell'agricoltura 2010

Classificazione merceologica	t/anno
Calcionamide	120.333
Nitrati	262.814
Solfato ammonico	103.346
Urea	735.791
Altri azotati	267.211

Tabella 9. Venduto di fertilizzanti chimici in Veneto (ISTAT, 2010)

La Regione Veneto, attraverso i dati provinciali delle emissioni, presenta alcune variabilità che vengono illustrate nella tabella e grafico che seguono (tabella 10, figura 6). Infatti, la Provincia di Verona dimostra il maggiore carico di emissioni di metano, protossido di azoto ed ammoniaca, seguita dalle Provincie di Treviso, Padova e Vicenza. Non è sorprendente, come si può notare dai dati rilevati, che le Provincie con più emissioni sono quelle con maggiore numero di allevamenti e di capi allevati, sia bovini, che suini e avicoli. I dati di censimento ISTAT confermano il trend.

	CH ₄	N ₂ O	NH ₃
	t/anno		
Belluno	2.094	83	855
Padova	11.772	926	7.404
Rovigo	2.986	428	3.504
Treviso	12.435	941	8.055
Venezia	3.144	302	2.361
Vicenza	11.906	786	6.613
Verona	19.557	192	14.746

Tabella 10. Inventario per Provincia delle emissioni in Agricoltura di CH₄, N₂O e NH₃ per l'anno 2010 (dati preliminari inventariati – ARPAV 2013)

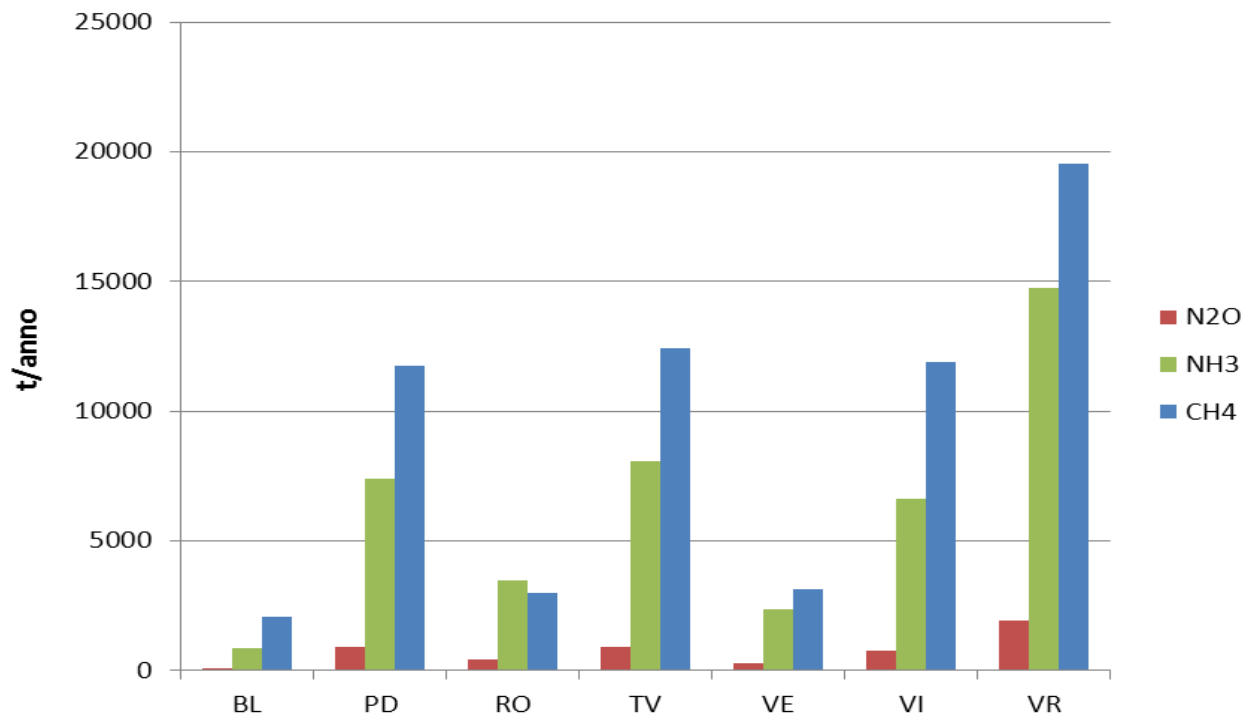


Figura 6. Ripartizione Per Provincia delle emissioni in Agricoltura (ton/anno) di CH₄, N₂O e NH₃ per l'anno 2010 (dati definitivi inventariati – ARPAV 2013)

Considerando il calo registrato per tutti gli inquinanti gassosi negli ultimi anni, e considerando gli ultimi dati disponibili attraverso gli inventari Nazionali (ISPRA, 2012) e Regionali (ARPAV/IN.EM.AR 2010), questo Report cercherà di presentare, in modo descrittivo critico, la situazione attuale del bilancio emissivo Veneto per il settore zootecnico attraverso l'utilizzo dei dati resi disponibili dalle varie fonti Nazionali e/o Regionali/Provinciali. Tutte le informazioni presentate all'inizio del presente Report quali metodi di calcolo dei fattori di emissione per le diverse categorie e *key sources* verranno utilizzate per la costruzione del bilancio più vicino possibile alla realtà zootecnica presente sul territorio Veneto.

Per quest'analisi in particolare, oltre ai dati ISTAT (anno 2010 – tabelle 8 e 9) utilizzati per la redazione dell'inventario INEMAR, saranno considerati anche i dati estratti dal database relativo alle comunicazioni Nitrati (Regione Veneto – *dati interni*) per la quantificazione del numero di animali censiti per categoria di allevamento (tabella 11 – Consistenze da Comunicazioni Nitrati). I fattori di emissione calcolati come da metodologia IPCC, considerando gli ultimi aggiornamenti messi a disposizione dall'ISPRA, verranno utilizzati per il calcolo delle emissioni di metano e protossido di azoto zootecnico e per la stima delle emissioni di ammoniaca da attività zootecnica (tabella 12).

	Belluno	Padova	Rovigo	Treviso	Venezia	Verona	Vicenza	Totale
Vacche da latte	5.470	29.308	4.426	23.473	9.525	39.023	43.601	154.826
altri bovini	11.622	119.773	46.742	141.891	51.425	183.879	82.791	638.123
Equini /altri equini	37	480	286	396	372	189	205	1.965
Ovi-caprini	1.364	2.123	1.541	1.097	509	1.747	126	8.507
Scrofe	6.311	10.354	5.409	16.217	3.175	20.175	2.108	63.749
Altri suini	4.106	82.107	44.386	81.887	31.715	184.921	31.212	460.334
Ovaiole	44.855	844.085	1.755.407	2.432.199	699.281	3.938.309	204.454	9.918.590
Broilers	-	3.472.412	1.435.174	3.090.701	888.146	14.342.629	4.346.143	27.575.205
Altri avicoli	-	991.126	307.787	194.546	88.177	4.733.556	1.425.876	7.741.068
Conigli	-	111.076	22.500	355.101	67.860	191.134	111.100	858.771

Tabella 11. Numero di capi per tipo di allevamento e Provincia – Comunicazioni Nitrati

L'analisi che segue è stata dunque realizzata utilizzando i dati estratti dalle informazioni fornite nelle comunicazioni Nitrati e riguardanti le consistenze animali aggiornate fino a giugno 2012, le varie tipologie di stabulazione dichiarate, le quantità di azoto escreto per categoria animale, le tipologie di stoccaggio dei liquami, le modalità di spandimento delle deiezioni. Per la raccolta dei dati, sono state considerate sia le comunicazioni aperte che quelle chiuse (durata media 5 anni della Comunicazione Nitrati). I dati sono stati elaborati per tipologia animale (tabelle 13, 14 e 15). Seguendo lo schema proposto dall'IPCC, le categorie bovine non da latte sono state raggruppate nella nuova categoria "Altri bovini", e la stessa operazione è stata fatta per gli "Altri avicoli", "Altri suini" e "Altri equini". Si ricorda che l'obiettivo di utilizzo di una seconda fonte di dati oltre a quella del Censimento ISTAT è quello di ottenere un'altra valutazione soprattutto perché i dati estratti dalle Comunicazioni Nitrati sono relativi agli animali realmente allevati (dati medi considerati per tutta la durata della comunicazione e dichiarati dall'allevatore per la stima delle quantità di effluenti prodotti) e non relativi ai posti stalla (potenziale allevabile) come lo è il caso dei dati ISTAT.

In tabella 13 sono presentate le emissioni di metano stimate utilizzando le consistenze zootecniche ricavate dal database relativo alla Comunicazione Nitrati (tabella 11) e i fattori di emissione della precedente tabella 12.

Come si può notare sia dalla tabella 13 che dal grafico 7, le emissioni di metano (sia enterico che proveniente dalle deiezioni animali) provengono soprattutto dal settore zootecnico bovino. Infatti, circa il 32% delle emissioni di metano provengono dagli allevamenti di vacche da latte, mentre il 53% hanno origine negli allevamenti di altre tipologie bovine non da latte.

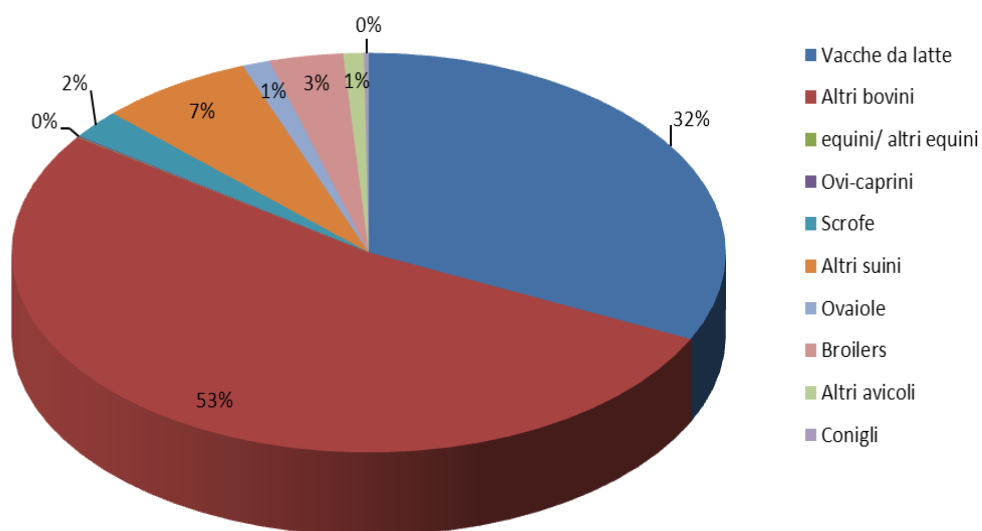


Figura 7. Distribuzione del carico emissivo di metano fra le categorie zootecniche – Veneto (Dati consistenze DB Comunicazione Nitrati)

Categoria animale	CH ₄		N-N ₂ O	N ₂ O	N-N ₂ O	N ₂ O	NH ₃ ricovero	NH ₃ Stoccaggio	NH ₃ Spandimento
	kg CH ₄ /capo/anno		Kg N-N ₂ O/anno	Kg N ₂ O/anno	Kg di N-N ₂ O/Kg N	Kg N ₂ O/anno	Kg NH ₃ /capo/anno		
	Enterico	Gestione deiezioni	Gestione deiezioni		Gestione dei suoli – Emissioni dirette da spandimento*		Gestione deiezioni		
Vacche da latte	119,9	15,04	1,368	2,15	0,9715	1,526643	15,46	20,36	12,65
Altri bovini	45,9	7,75	0,427	0,67	0,432275	0,67929	6,7	9,01	5,5
Bufalini	64,7	12,30	1,234	1,939	0,820217	1,288912	12,67	16,69	12,21
Cavalli	18,0	1,48	0,4	0,628	0,075	0,117857	3,24	-	2,75
Altri equini	10,0	0,84	0,4	0,628	0,075	0,117857	3,24	-	2,75
Ovini	8,0	0,22	0,0324	0,051	0,02025	0,031821	0,22	-	0,46
Caprini	5,0	0,145	0,0324	0,051	0,02025	0,031821	0,22	-	0,46
Scrofe	1,5	22,34	0,0283	0,044	0,25524	0,401091	4,87	4,43	3,08
Altri suini	1,5	8,36	0,0128	0,02	0,11565	0,181736	2,41	2,08	1,39
Ovaiole	-	0,082	0,0113	0,018	0,00594	0,009334	0,09	0,06	0,04
Broilers	-	0,079	7,2E-3	0,011	0,00324	0,005091	0,08	0,05	0,03
Altri avicoli	-	0,079	0,0165	0,026	0,007425	0,011668	0,18	0,11	0,06
Conigli	0,08	0,080	0,0204	0,032	0,00918	0,014426	0,34	0,13	0,07

Tabella 12. Riassunto schematizzato dei vari fattori di emissione calcolati con le metodologie IPCC per la stima di metano, protossido di azoto e ammoniaca provenienti dalle attività zootecniche

*comprese quelle provenienti dal pascolo

Categoria animale	Consistenze (DB Comunicazione Nitrati)	CH ₄ /anno (ton)		Totale CH ₄ /anno (ton)	% CH ₄ categoria animale /CH ₄ totale
		Enterico	Gestione deiezioni		
Vacche da latte	154.826	18.563,64	2.328,58	20.892,22	32,14
Altri bovini	638.123	29.289,85	4.945,45	34.235,30	52,66
equini/ altri equini	1.965	27,41	2,38	29,79	0,05
Ovi-caprini	8.507	55,26	1,59	56,85	0,09
Scrofe	63.749	95,62	1.424,15	1.519,78	2,34
Altri suini	460.334	690,50	3.848,39	4.538,89	6,98
Ovaiole	9.918.590	-	813,32	813,32	1,25
Broilers	27.575.205	-	2.178,44	2.178,44	3,35
Altri avicoli	7.741.068	-	611,54	611,54	0,94
Conigli	858.771	68,70	68,70	137,40	0,24
Totale		48.790,97	16.222,57	65.013,54	100,00

Tabella 13. Stima del metano proveniente dalle attività zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati

Complessivamente, il settore bovino ha dimostrato di essere quello più emissivo in assoluto rispetto alle altre categorie animali, dato non sorprendente visto che il metano enterico pesa per il 74% per il solo settore bovino (tabella 13), dato peraltro confermato sia dalla letteratura scientifica che dagli inventari ISPRA Nazionale e regionale dell'IN.EM.AR ed elaborati negli ultimi anni considerando anche i livelli di dettaglio per il settore zootecnico e complessivamente per l'intero settore agricolo (tabella 2, tabella 7).

Vista quindi l'importanza del metano enterico (il metano proveniente dalla gestione delle deiezioni conta solo per circa il 25% per tutte le categorie animali), una maggiore attenzione sarà da porre alla digestione ruminale, soprattutto per il settore bovino, al fine di permettere una riduzione delle quantità di metano prodotto all'interno del rumine e nello stesso momento migliorare l'efficienza alimentare e nutrizionale dell'animale. Parecchi studi scientifici sono stati finalizzati alla ricerca di soluzioni economiche per ridurre il carico metanigeno all'interno del rumine dei bovini. La letteratura scientifica propone molte soluzioni sperimentali come alcuni additivi alimentari da aggiungere alle diete animali o l'utilizzo di alcuni oli vegetali, enzimi o estratti di piante. Alcuni risultati verranno presentati in questo Report nella sezione dedicata agli interventi di mitigazione (Capitolo II).

Per quanto riguarda le stime dei quantitativi di protossido di azoto emessi in atmosfera dalle attività zootecniche Venete, i valori ottenuti a partire dalle consistenze estratte dal database delle Comunicazioni Nitrati sono riportati nella tabella 14.

I calcoli sono stati effettuati seguendo le varie metodologie IPCC e sono stati eseguiti sia per le emissioni di N₂O derivanti dalla gestione delle deiezioni (ad esclusione delle deiezioni al pascolo che verranno calcolate assieme allo spandimento) che per quelle relative allo spandimento sul campo (parte delle emissioni dirette dalla gestione del suolo 4D). Come si può notare dalla tabella 14, circa il 57% del protossido di azoto prodotto in Veneto deriva dalla gestione delle deiezioni animali di cui 13% proviene dalla gestione delle deiezioni dei bovini da latte e 16% da quelle degli altri bovini. Il 12%, l'8% e il 7% di N₂O provengono dalla gestione dei reflui avicoli, rispettivamente degli allevamenti dei broilers, altre categorie di avicoli e ovaiole. Il rimanente 43% delle emissioni di N₂O a livello regionale risulta come emissione diretta proveniente dallo spandimento dei reflui, anche in questo caso, l'allevamento bovino ne produce una quantità rilevante rispetto alle altre tipologie di allevamento (9% di N₂O provengono dallo spandimento delle deiezioni dei bovini da latte e 17% da quelle degli altri bovini).

Seppure non sia da sottovalutare il contributo alle emissioni di protossido di azoto (39%) proveniente dagli allevamenti avicoli (soprattutto di broilers), come bilancio complessivo, il settore bovino, come già presentato nei capitoli precedenti per il metano, risulta quello più importante in termini di produzione di N₂O zootecnico (55% rispetto a tutte le categorie allevate). Si ricorda comunque che il protossido di azoto viene prodotto non solo dalle attività zootecniche ma anche da altre attività agricole come ad esempio l'utilizzo dei fertilizzanti azotati. In questo Report verrà trattato brevemente il tema della fertilizzazione azotata ma non le altre fonti responsabili della produzione di protossido di azoto in agricoltura (attività non particolarmente rilevanti, quali l'emissione derivante dai processi naturali di denitrificazione che avvengono nei suoli agricoli). Si fa comunque notare che l'inventario Regionale riferito all'anno 2010 (INEMAR 2010 - *dati preliminari*) stima un'emissione di 5.385 ton/anno di N₂O Agricolo (tabella 7) che comprende sia la parte zootecnica (4.005 t/anno) che quella relativa all'utilizzo di fertilizzanti azotati (1.380 t/anno). La disamina qui presentata si focalizza sul contributo relativo alla zootecnia (circa 2.600 t/anno di N₂O, tabella 14). Di seguito la rappresentazione grafica che descrive la distribuzione delle emissioni di N₂O (in %) legate alla gestione delle deiezioni e al loro spandimento sul campo per categoria animale (figura 8). Interventi mirati verso un abbattimento delle fonti emissive negli allevamenti bovini ed avicoli saranno necessari per la mitigazione ambientale.

Categoria animale	Consistenze (DB Comunicazione Nitrati)	Gestione deiezioni		% N ₂ O deiezioni /N ₂ O totale	Gestione dei suoli – Emissioni dirette da spandimento*		% N ₂ O spandimento /N ₂ O totale	Totale N ₂ O (ton)	% N ₂ O categoria animale /N ₂ O totale
		N-N ₂ O /anno (ton)	N ₂ O /anno (ton)		N-N ₂ O /Kg N (ton)	N ₂ O /anno (ton)			
Vacche da latte	154.826	211,80	332,88	12,80	150,41	236,36	9,09	569,24	21,89
Altri bovini	638.123	272,48	427,54	16,44	275,84	433,47	16,67	861,01	33,12
Equini	1.965	0,79	1,23	0,05	0,15	0,23	0,01	1,47	0,06
Ovi-caprini	8.507	0,28	0,43	0,02	0,17	0,27	0,01	0,70	0,03
Scrofe	63.749	1,80	2,80	0,11	16,27	25,57	0,98	28,37	1,09
Altri suini	460.334	5,89	9,21	0,35	53,24	83,66	3,22	92,87	3,57
Ovaiole	9.918.590	112,08	178,53	6,87	58,92	92,58	3,56	271,11	10,43
Broilers	27.575.205	198,54	303,33	11,67	89,34	140,39	5,40	443,71	17,07
Altri avicoli	7.741.068	127,73	201,27	7,74	57,48	90,32	3,47	291,59	11,22
Conigli	858.771	17,52	27,48	1,06	7,88	12,39	0,48	39,87	1,53
Totale		948,91	1484,71	57,11	709,71	1115,24	42,89	2599,95	100

Tabella 14. Stima del protossido di azoto proveniente dalle attività zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati

*comprese quelle provenienti dal pascolo

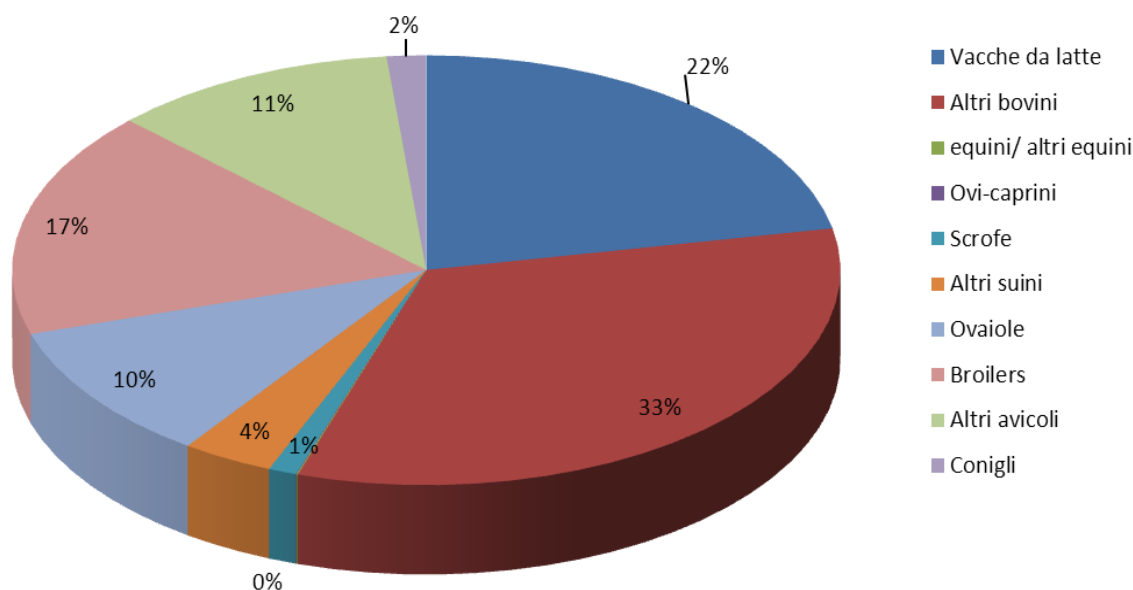


Figura 8. Distribuzione del carico emissivo (in %) di protossido di azoto fra le categorie zootecniche allevate in Veneto (Dati consistenze DB Comunicazione Nitrati)

Per quanto riguarda le emissioni di ammoniaca riguardanti il settore zootecnico, la tabella 15 ne stima la quantità per ogni categoria animale a partire dalle consistenze ricavate dal database delle Comunicazioni Nitrati. Per questa stima, sono stati utilizzati i fattori di emissione riportati in tabella 12 (coincidenti per l'ammonica con la precedente tabella 5). Il calcolo è stato dettagliato, per ogni categoria di allevamento e per le diverse fasi di gestione del refluo zootecnico: ricovero, stoccaggio e spandimento. Le emissioni di NH_3 derivanti dalla fase di ricovero sono state stimate pari a 12.881 t/anno, corrispondenti a circa il 38% delle emissioni totali di NH_3 da allevamenti zootecnici. Quelle relative allo stoccaggio sono stimate pari a circa 13.079 t/anno, equivalenti al 38% delle emissioni totali da zootecnia. Le emissioni invece relative allo spandimento in campo risultano leggermente inferiori e sono pari al 24% del totale. Queste percentuali sono coerenti con i dati inventariati da ISPRA a livello nazionale (ISPRA, 2012) e da ARPAV a livello regionale. L'inventario Regionale stima per il 2010 (dati preliminari ARPAV), un'emissione di ammoniaca dall'intero settore agricolo pari a 43.537 ton/anno, di cui la maggior parte derivanti dall'attività zootecnica, ma con una quota consistente derivante anche dalla fertilizzazione azotata (7.811 t/anno).

Il bilancio effettuato in questo Report riconduce invece a quella parte relativa alla sola attività zootecnica ed in particolare alla gestione delle deiezioni e ammonta complessivamente a 34.022 t/anno; quantità importante che fa riflettere sulla necessità di intervento a livello aziendale sia nella fase di ricovero, di stoccaggio delle deiezioni che durante il loro spandimento sul campo al fine di ridurre l'impatto. Notiamo comunque come è importante la quota di emissioni di ammoniaca proveniente dagli allevamenti bovini rispetto agli altri allevamenti presenti in Veneto (figura 9) in quanto circa il 22% delle emissioni di NH₃ proviene dalla gestione delle deiezioni negli allevamenti di vacche da latte. Il 40% delle emissioni di ammoniaca è da attribuire invece agli allevamenti di altri bovini sia nella fase di ricovero, di stoccaggio che durante lo spandimento. Complessivamente, il settore bovino partecipa, solo per la parte relativa alla gestione dei reflui zootecnici, ad una quota emissiva di circa 62% rispetto alle emissioni di NH₃ totali provenienti dall'intero settore di riferimento. Da non sottovalutare l'impatto degli allevamenti avicoli che emettono circa il 27% di NH₃ rispetto alle emissioni totali a livello regionale. Anche gli allevamenti suinicoli, anche se in minor quantità, garantiscono un circa 10% di NH₃ da deiezioni, soprattutto nella fase di ricovero.

Questi dati sono in parte in linea con i dati nazionali e necessitano di maggiori approfondimenti, anche attraverso la letteratura scientifica citata nella seconda parte del Report.

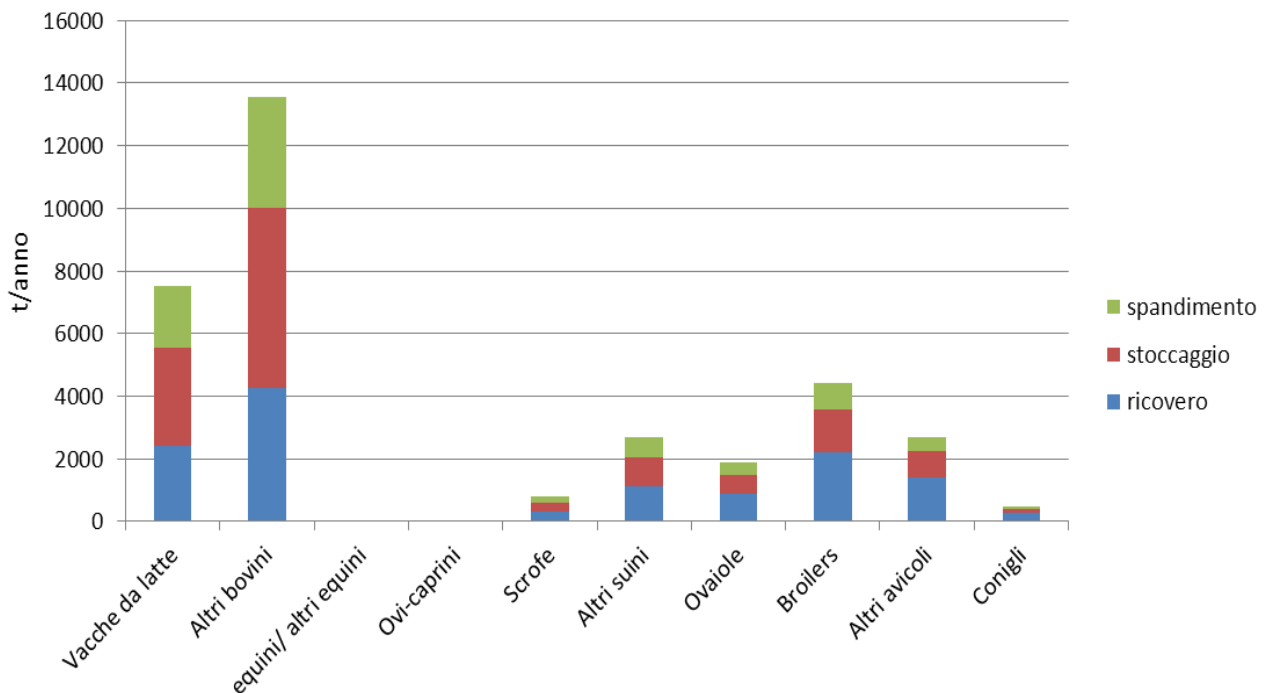


Figura 9. Distribuzione delle emissioni di ammoniaca fra le categorie zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati

Categoria animale	Consistenze (ISTAT 2010)	Gestione deiezioni						NH ₃ Totale (ton)	NH ₃ Totale (%)
		NH ₃ /anno (ton)	NH ₃ /anno (%)	NH ₃ /anno (ton)	NH ₃ /anno (%)	NH ₃ /anno (ton)	NH ₃ /anno (%)		
		Ricovero		Stoccaggio		Spandimento			
Vacche da latte	154.826	2.393,61	7,04	3.152,26	9,27	1.958,55	5,76	7.504,42	22,06
Altri bovini	638.123	4.275,42	12,57	5.749,49	16,90	3.509,68	10,32	13.534,59	39,78
equini/ altri equini	1.965	6,37	0,02	-	-	5,40	0,02	11,77	0,03
Ovi-caprini	8.507	1,87	0,01	-	-	3,91	0,01	5,78	0,02
Scrofe	63.749	310,46	0,91	282,41	0,83	196,35	0,58	789,21	2,32
Altri suini	460.334	1.109,40	3,26	957,49	2,81	639,86	1,88	2.706,76	7,96
Ovaiole	9.918.590	892,67	2,62	595,12	1,75	396,74	1,17	1.884,53	5,54
Broilers	27.575.205	2.206,02	6,48	1.378,76	4,05	827,26	2,43	4.412,03	12,97
Altri avicoli	7.741.068	1.393,39	4,10	851,52	2,50	464,46	1,37	2.709,37	7,96
Conigli	858.771	291,98	0,86	111,64	0,33	60,11	0,18	463,74	1,36
Totale		12.881,20	37,86	13.078,68	38,44	8.062,33	23,70	34.022,21	100,00

Tabella 15. Stima dell'ammoniaca proveniente dalle attività zootecniche in Veneto su consistenze da DB Comunicazione Nitrati

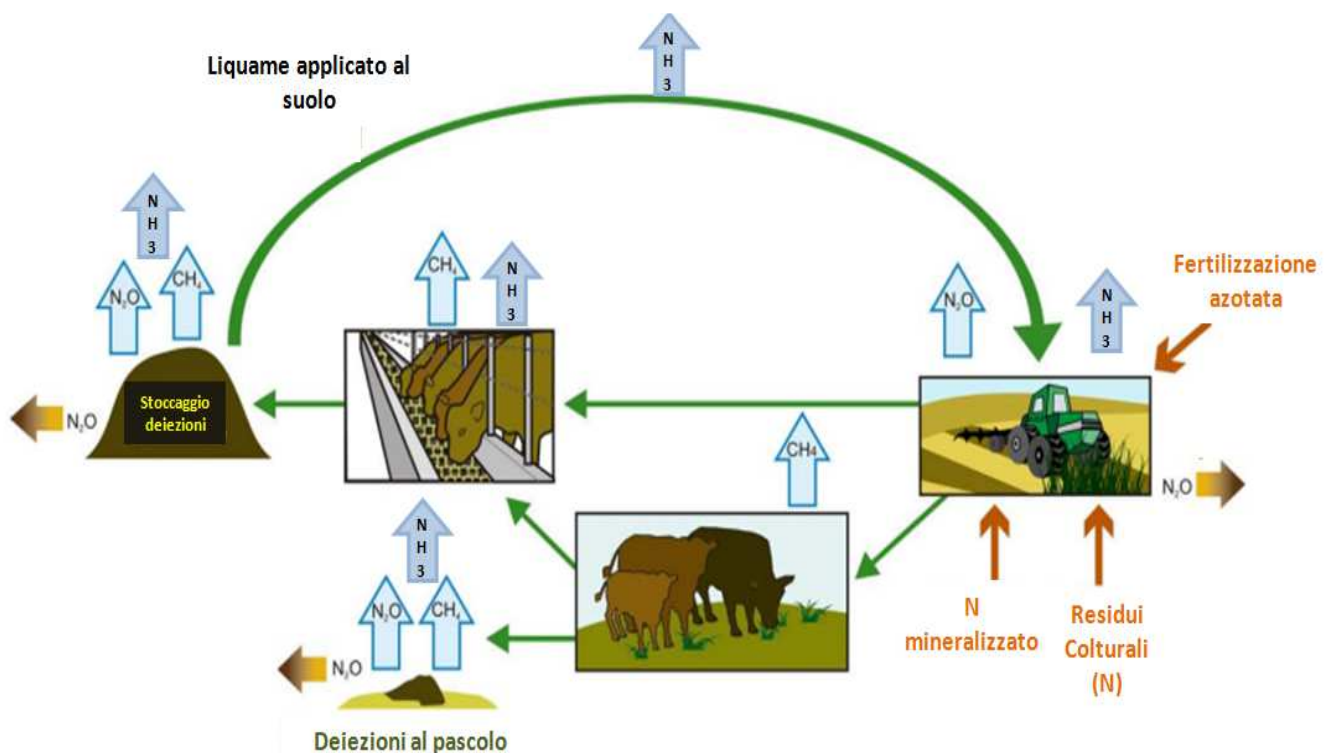
Un altro fattore importante rilevante per le emissioni che verrà discusso nella seconda sezione del Report è quello relativo all'alimentazione animale e l'apporto delle proteine nella dieta, dove verranno espone le varie possibilità di intervento anche a monte della catena di produzione di ammoniaca al fine di ridurre fin dall'inizio il carico azotato delle deiezioni e di conseguenza quello ammoniacale in tutte le fasi del processo produttivo.

Concludendo, i dati presentati evidenziano come al settore bovino, sia da latte che da carne, vengano attribuiti i valori più alti sia in termine di emissioni di metano che di protossido di azoto e di ammoniaca. Viene seguito dal settore avicolo e da quello suinicolo con valori comunque non trascurabili. L'analisi effettuata utilizzando le consistenze zootecniche estratte dal database delle Comunicazioni Nitrati, che fotografa in modo più rappresentativo la realtà regionale, è in accordo con gli inventari regionali e Provinciali (ISPRA e ARPAV) e sottolinea come gli allevamenti bovini, anche per la loro vasta presenza sul territorio regionale, siano attualmente quelli più impattanti in termine di emissioni di gas a effetto serra e di ammoniaca.

Si rende quindi necessario valutare con maggiore cura quelle misure atte a ridurre l'impatto dell'allevamento bovino sull'ambiente al fine di migliorare la qualità dell'aria, ridurre e/o contenere le emissioni inquinanti e rendere l'allevamento più sostenibile.

Differenti misure di mitigazione sono state individuate per il settore suinicolo ed avicolo soprattutto attraverso migliori tecniche disponibili ma al momento, il settore bovino presenta delle lacune normative e deve quindi essere maggiormente sostenuto dal punto di vista ambientale. Di seguito verranno presentate una serie di misure di mitigazione per tutti gli allevamenti, con particolare riguardo a quello bovino.

II. MISURE DI MITIGAZIONE - SFIDE ED OPPORTUNITA



Tecniche e pratiche di mitigazione

Le opportunità di mitigazione delle emissioni di gas serra e di ammoniaca derivanti dall'attività zootecnica sono raggruppate in tre categorie principali, seguendo i seguenti principi:

- **Riduzione delle emissioni:**

L'attività agricola rilascia in atmosfera quantità significative di CO₂, CH₄ o N₂O (IPCC, 2006; Cole *et al.*, 2008a; Galloway *et al.*, 2008). La diffusione di questi gas può essere ridotta migliorando l'efficienza gestionale dei flussi di carbonio e di azoto negli ecosistemi agricoli. Ad esempio, le pratiche agronomiche che permettono un utilizzo più efficiente dell'azoto da parte delle colture riducono determinano una riduzione delle emissioni di N₂O (Bouwman *et al.*, 1997), ma anche la gestione degli allevamenti che permette l'utilizzo più efficiente dei mangimi spesso riduce la quantità di CH₄ e di NH₃ prodotto (Erickson *et al.*, 2000; Cole *et al.*, 2005; Cole, 2006).

- **Miglioramento della deposizione delle emissioni:**

Gli ecosistemi agricoli contengono grandi riserve di carbonio (IPCC, 2006; FAO, 2013), generalmente sotto forma di materia organica. Storicamente, questi sistemi hanno perso importanti quantità di carbonio che, in parte, può essere restituito attraverso una migliore gestione, catturando CO₂ atmosferico. Qualsiasi pratica che incrementi l'input di carbonio e rallenti la trasformazione del carbonio sequestrato in CO₂ attraverso la respirazione, gli incendi o l'erosione, incrementerà le riserve di carbonio quindi il sequestro del carbonio, in altri termini, la formazione dei Carbon sink. Molti studi internazionali hanno dimostrato che grandi quantità di carbonio possono essere restituite al suolo in questo modo, attraverso un serie di pratiche adatte alle condizioni locali.

- **Limitazione (o spostamento) delle emissioni:**

Colture e residui colturali dai terreni agricoli possono essere utilizzati come fonte energetica, direttamente o indirettamente, a seguito della conversione della biomassa in carburante come l'etanolo o il biodiesel (Groenestein *et al.*, 2011; FAO, 2013). Questi materiali bio-energetici continuano a rilasciare CO₂ dopo la combustione ma in questo caso il carbonio rilasciato è di origine atmosferica (di fotosintesi) piuttosto che di origine fossile. Il beneficio netto di queste fonti bio-energetiche all'atmosfera è equiparabile alle emissioni derivanti dai fossili decurtate dalle emissioni derivanti dai processi di produzione, trasporto e trasformazione. Molte pratiche di mitigazione sono a sostegno dei meccanismi citati sopra, ma spesso una pratica può influenzare più di un gas a effetto serra e attraverso più di un meccanismo di azione, qualche volta

anche in senso opposto, quindi il beneficio netto dipenderà dall'effetto combinato ottenuto per tutti i gas serra (Brink *et al.*, 2001; Kuikman *et al.*, 2004; Beauchemin *et al.*, 2008). In più, lo schema temporale di influenza può variare fra le pratiche o i gas per una detta pratica: alcune emissioni possono essere ridotte indefinitamente, altre solo temporaneamente (Groenestein *et al.*, 2011; UNECE, 2014).

È altrettanto chiaro che i cambiamenti subiti dalle attività di allevamento dovuti a cambiamenti di mercato, di tecnologia e di applicabilità delle normative abbiano condizionato le strutture e le produzioni zootecniche con implicazioni ambientali e necessità di adeguamento da parte degli allevatori. Questi cambiamenti possono influenzare le emissioni di gas serra e di ammoniaca e quindi portare all'individuazione di strategie e misure di mitigazione finalizzate alla riduzione delle fonti emissive e alla protezione dell'ambiente.

Questo Report si propone di evidenziare le varie possibili opzioni atte a ridurre le emissioni di ammoniaca, metano e protossido di azoto con particolare maggiore attenzione alle emissioni derivanti dal settore zootecnico.

Cercando di seguire l'impostazione definita nel capitolo I. del presente Report, gli argomenti trattati nel presente capitolo verranno sviluppati come segue:

1. Interventi di mitigazione relativi alle **strategie alimentari** da adottare per ridurre metano, protossido di azoto ed ammoniaca. Da sottolineare che la gestione simultanea dei tre elementi inquinanti, vista la sinergia e le interazioni che esistono fra di loro, rende l'operazione necessaria ed il flusso di informazione più omogeneo. Verranno quindi discussi i vari interventi sulla dieta nonché quelle strategie gestionali atte al contenimento e/o alla riduzione dei gas serra e dell'ammoniaca sia per i bovini che per i suini ed avicoli. Altre categorie animali di minor impatto quali ovi-caprini od equini non verranno qui discusse.
2. Interventi di mitigazione relativi alla **gestione delle deiezioni**, iniziando con gli interventi di possibile utilizzo nei **ricoveri** animali. Anche qui verranno presentati risultati riguardanti i bovini, i suini ed avicoli (misure target soprattutto contro ammoniaca e protossido di azoto).
3. Interventi di mitigazione volti al contenimento delle emissioni di gas serra e di ammoniaca dalle varie operazioni di **stoccaggio/trattamento** dei reflui (per il contenimento del metano, ammoniaca e protossido di azoto).

4. Misure di mitigazione per la riduzione delle emissioni di protossido di azoto e di ammoniaca dalle operazioni di **spandimento**.
5. Misure di mitigazione per la riduzione delle emissioni di protossido di azoto e di ammoniaca dalle applicazioni della **fertilizzazione azotata**.

Verrà quindi presentata un'ampia raccolta bibliografica di testi scientifici, prove sperimentali, articoli divulgativi e testi regolamentativi degli ultimi anni sia di respiro nazionale, che europeo ed internazionale. Alla fine di ogni argomento trattato come da didascalia citata qui sopra, verranno presentati in modo sintetico e schematico tutti gli interventi discussi sotto forma di tabelle riassuntive al fine di facilitare la lettura e fornire più comodamente i *Contenuti principali*.

Si fa notare, inoltre, che la costruzione degli interventi di mitigazione attraverso misure o tecniche da applicare all'interno di una realtà agricola zootecnica necessita sempre di partire da una situazione di riferimento. Non esistono quindi misure di mitigazione assolute o standardizzate delle emissioni di gas serra e di ammoniaca ma occorre sempre individuare le situazioni base o di riferimento per poi poter applicare dette misure migliorative e testarne l'efficacia.

Inoltre, è importante sottolineare che l'applicazione di alcune misure mitigatrici, talvolta, crea benefici riguardo una fonte emissiva ma influenzandone negativamente un'altra. Nel presente Report, verranno presentate anche queste situazioni e si cercherà di portare il ragionamento non solo sul bilancio complessivo emissivo (in termini di CO₂ equivalenti per quanto riguarda le emissioni convertibili quali metano e protossido di azoto), e quindi sul beneficio ambientale globale, ma soprattutto con riguardo al rapporto costi/benefici dell'applicazione di alcune misure di mitigazione.

Una analisi delle possibili azioni di mitigazione delle emissioni di ammoniaca, e del loro effetto sulle emissioni di gas serra di protossido di azoto e metano e sui rilasci in acque superficiali e profonde di nitrati, è presentata inoltre nel documento "Applicazione modello Nitroflussi per la valutazione delle azioni di contenimento delle emissioni dal comparto agricoltura" predisposto nel 2013 dall'Osservatorio Regionale Aria dell'ARPAV in collaborazione con il Gruppo di Lavoro composto da tecnici e esperti per l'individuazione delle procedure per la presentazione da parte dei gestori delle attività di allevamento delle domande di autorizzazione alle emissioni in atmosfera, istituito con Delibera della Giunta Regionale del Veneto n. 1745/2011.

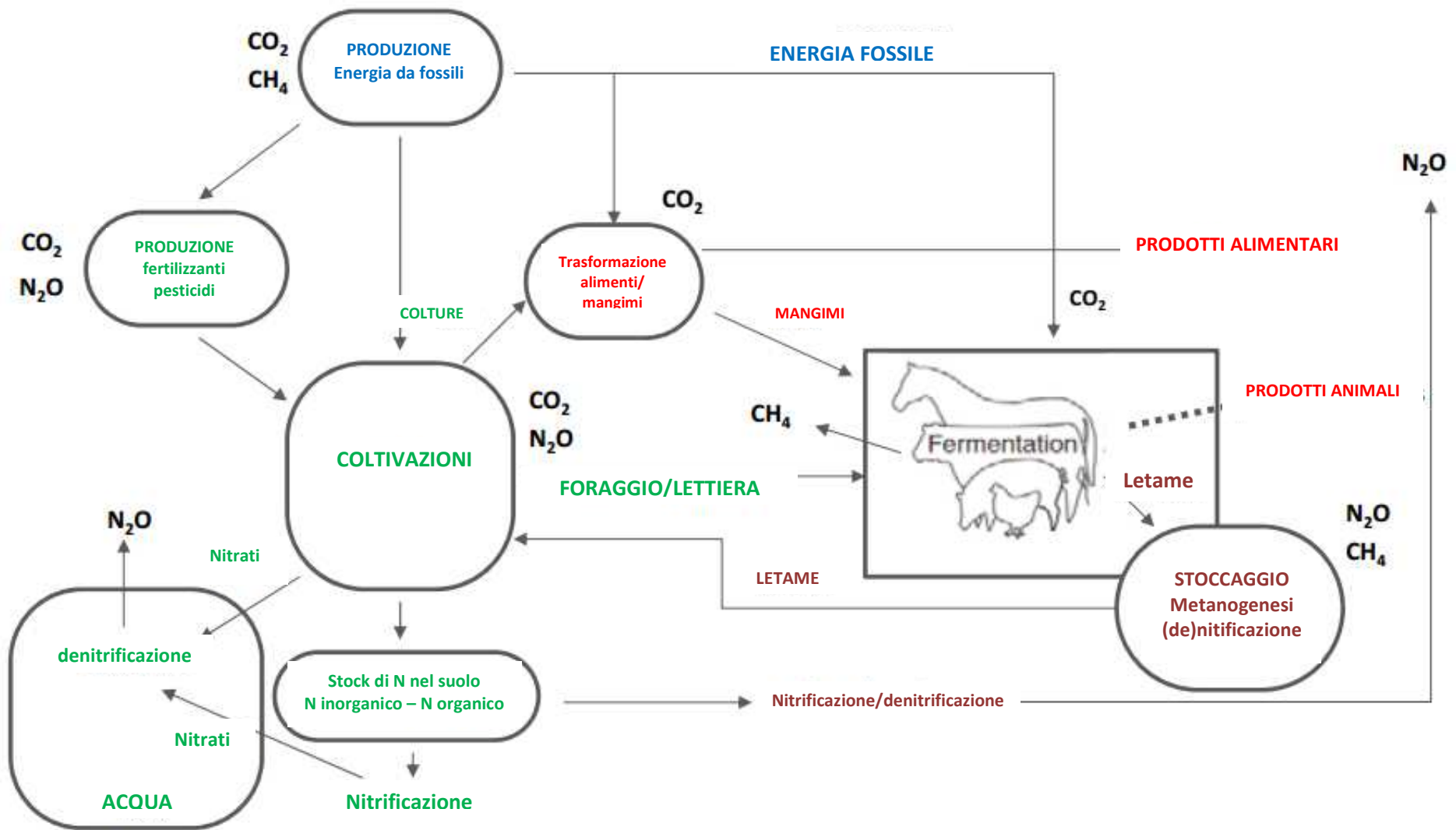


Figura 10. Principali vie emissive di anidride carbonica (CO₂), metano (CH₄) e protossido di azoto (N₂O) legate alle produzioni zootecniche (de Boer et al., 2011. *Current Opinion in Environmental Sustainability*)

1. Strategie alimentari, gestionali e genetiche in relazione con l'animale: interventi di mitigazione, applicazioni ed impatti su metano, ammoniaca e protossido di azoto

1.1. Metano enterico nei ruminanti

Gli interventi sulla dieta e di tipo nutrizionale hanno lo scopo di ridurre le escrezioni di azoto nelle deiezioni e nelle urine attraverso la formulazione, che permette di portare il livello di somministrazione (in termine di quantità e di composizione dell'alimento) in corrispondenza con i fabbisogni dell'animale nelle diverse fasi di produzione. In più, l'adeguamento della dieta potrebbe portare alla riduzione del pH delle urine e degli escrementi.

Per i ruminanti, interventi sulla dieta possono essere adottati per la riduzione del metano enterico (Monteny *et al.*, 2006; Tamminga *et al.*, 2007). Alcuni autori affermano inoltre che l'uso della strategia alimentare può favorire la riduzione delle emissioni di ammoniaca nelle vacche da latte (Smits *et al.*, 1995; Van Duinkerken *et al.*, 2005), negli allevamenti suini (Canh *et al.*, 1998; Kim *et al.*, 2004) ed avicoli (Elwinger e Svensson, 1996; Hernandez *et al.*, 2013).

Nei bovini, la fonte principale di emissioni climalteranti è quella del metano enterico prodotto a seguito dell'attività microbica all'interno del rumine e favorita dall'ambiente anaerobico e dalla presenza di foraggi, quindi di materia organica ad alto contenuto di umidità e di carboidrati. La composizione della dieta è quindi uno dei principali parametri in grado di influenzare le emissioni di metano enterico da parte dei bovini (Boadi *et al.*, 2004). Circa il 5% della variabilità nella porzione di energia persa come metano può essere spiegata dalla differente digeribilità dell'energia fornita con la dieta (Johnson e Johnson, 1995; Boadi e Wittemberg, 2002).

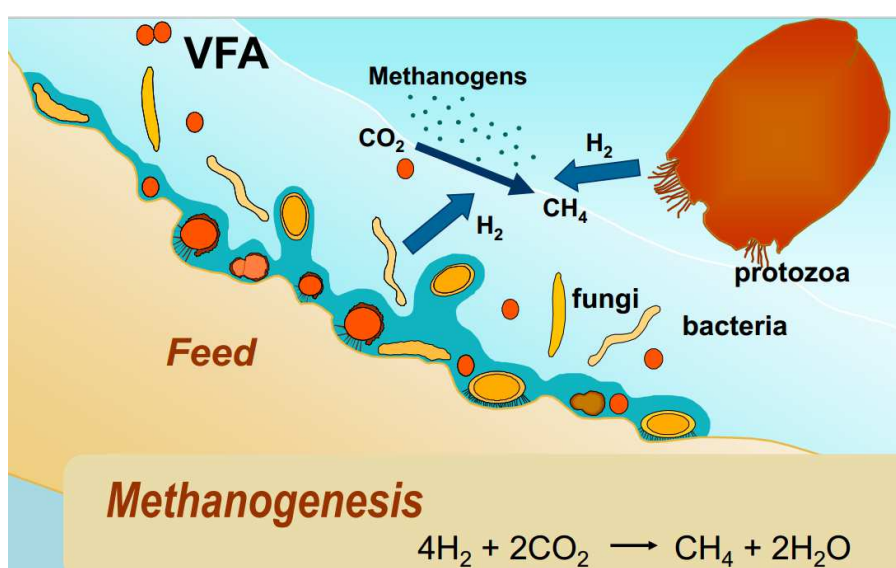


Figura 11. Processo di metanogenesi all'interno del rumine

E' stato inoltre osservato che i fattori della dieta in grado di ridurre il tempo di permanenza del mangime nel rumine in genere comportano emissioni minori di metano poiché la digestione microbica risulta ridotta e viene promosso un più alto rapporto tra acido propionico e acido acetico (Beauchemin *et al.*, 2008; Grainger e Beauchemin, 2011). Alcuni studi fatti in questo campo suggeriscono che il tempo di permanenza nel rumine sia responsabile di circa il 28% della variazione nell'emissione di metano. Viene comunque sostenuto che una maggiore assunzione di sostanza secca è generalmente associata a un'aumentata produzione di metano per capo di bestiame, ma, al contempo, ad una ridotta emissione per unità di mangime consumato (Johnson *et al.*, 1997; Beauchemin *et al.*, 2008). La forma di assunzione e la velocità nella fermentazione dei carboidrati forniti con la dieta è in grado di influenzare le quantità percentuali relative e la quantità totale degli Acidi Grassi Volatili (VFA) prodotti durante la fermentazione. Generalmente, diete ricche in amido favoriscono la produzione di acido propionico che, a sua volta, comporta una minore quantità di metano escreto.

Anche il grado di maturazione del foraggio e il suo stato fisico influenzano ulteriormente il processo di fermentazione e, di conseguenza, la produzione di metano: la percentuale di Energia Grezza (EG) è maggiore per foraggio maturo e tritato grossolanamente, rispetto al foraggio immaturo o finemente tranciato (McCaughey *et al.*, 1999; Wittenberg, 2005). Similmente, le emissioni sono maggiori quando si utilizza fieno rispetto ad insilato.

Alcuni studi sono stati eseguiti su ruminanti portati al pascolo al fine di misurare le quantità di emissioni di metano proveniente dall'attività ruminale, e anche in questo caso, sono stati considerati parametri relativi alla qualità del foraggio e alla ricchezza varietale del pascolo, che vengono considerati fattori importanti in ogni strategia di riduzione dei gas serra (Roberston e Waghorn *et al.*, 2002; Clark *et al.*, 2011). La gestione del foraggio, ivi inclusa la selezione delle specie, il tasso di approvvigionamento e l'alimentazione al pascolo sono tutti parametri per i quali è stata dimostrata un'influenza nel grado di emissione del metano enterico. Probabilmente, la tecnica più promettente identificata finora per la mitigazione delle emissioni enteriche è l'inclusione di leguminose tra le specie di foraggio utilizzate nel mix della razione. Uno studio canadese ha comparato le performance e le emissioni enteriche di bovini alimentati con erba medica o con sola erba durante una stagione di pascolo (McCaughey *et al.*, 1999) e si è osservato che l'assunzione di sostanza secca era maggiore per le vacche che venivano alimentate con erba medica, rispetto a quelle che venivano alimentate con solo erba (11,4 kg anziché 9,7 kg al giorno per animale). Tuttavia, la produzione di metano, una volta corretta per le differenze in peso

corporeo, aveva una tendenza contraria (0,53 contro 0,58 g/kg peso corporeo/d-1 rispettivamente). L'energia persa come emissioni enteriche di metano era del 7,1% dell'Energia grezza per l'erba medica contro il 9,5% dei pascoli ad erba. Un aumento dell'11% dei tassi di accrescimento nelle manze alimentate anche con leguminose può servire come ulteriore incentivo a considerare l'incorporazione delle leguminose nella dieta come una ottima strategia di mitigazione (Wittenberg, 2005). Le minori perdite in metano osservate con le leguminose sono attribuite alla minore percentuale di carboidrati strutturali ed al più veloce passaggio delle leguminose nel rumine, che sposta il processo di fermentazione verso una maggiore produzione di acido propionico. In Nuova Zelanda, Waghorn *et al.* (2002) hanno alimentato delle pecore con un ampio ventaglio di tipologie di foraggio appena trinciato e di buona qualità ed hanno osservato una variabilità del 50% nell'emissione di metano, dagli 11,5 g/kg SSI (Sostanza Secca Ingerita) con l'erba medica, ai 25,7 g/kg SSI con lolium e trifoglio bianco.

Migliorare la qualità del foraggio rimane comunque un processo complicato e richiede anzitutto un raccolto prematuro al fine di preservare quelle qualità nutrizionali in più al contenuto di carboidrati, fibra e proteina che non ha il foraggio maturo, con incidenze abbastanza note sulle quantità giornaliere ingerite dall'animale che si vedono incrementare causando un aumento della quantità di metano prodotto per kilo di sostanza secca ingerita, conseguente all'incremento della digeribilità, anche se questo si traduce in un miglioramento della produttività dell'animale (latte o carne) risultando in una diminuzione della quantità di metano prodotto per kilo di prodotto (Beauchemin *et al.*, 2008 ; Beauchemin e McGinn, 2011).

Per quanto riguarda il contenuto fibroso della dieta, Johnson *et al.* (1997) hanno trovato che un'alterazione del bilancio anionico-cationico in una dieta ricca di fibra può ridurre la produzione di metano ruminale senza alterare altri aspetti della fermentazione nel rumine.

Anche i tannini condensati -un costituente di alcune leguminose- sono stati associati ad una ridotta emissione di metano enterico. Waghorn *et al.* (2002) hanno osservato che l'impatto dei tannini condensati sulla metanogenesi nel rumine è ridotto ma significativo, portando ad una riduzione del 16%. In aggiunta agli effetti benefici sulla metanogenesi, i tannini condensati possono ridurre l'incidenza di meteorismo (Waghorn *et al.*, 1998) e legarsi ai complessi proteici degli alimenti nel rumine, riducendo la degradazione microbica. Siccome questi complessi si dissociano a valori di pH inferiori a 3,5; i tannini condensati possono efficacemente aumentare l'assorbimento degli aminoacidi nell'intestino tenue. Jones *et al.* (1994) hanno mostrato che i tannini riducevano la capacità di alcune specie batteriche di colonizzare le particelle vegetali nel

rumine. I tannini condensati sono composti fenolici che sono estremamente diffusi nel regno vegetale e sono presenti in un gran numero di leguminose, come il *Trifolium pratense*, *Onobrychis viciifolia*, *Lotus corniculatus*, e nei fiori di *Trifolium repens*.

Riguardo l'introduzione di alcune sostanze volte alla riduzione della metanogenesi, alcuni test sperimentali in vivo suggerivano che l'utilizzo di un antibiotico quale la monensina sia in grado di deprimere, solo per un breve termine, la produzione di metano del 25% (Grainger *et al.*, 2008). Una pecora adulta, per esempio, alimentata con dieta a base di concentrato al 75% mostrava una riduzione significativa nelle emissioni di metano dal rumine e dal contenuto dell'intestino cieco per un periodo di 35 giorni in seguito alla somministrazione di 50g di monensina al giorno (Mbanzamihiyo *et al.*, 1996). La monensina è stata incorporata alle diete di manze e vacche da latte per periodi brevi dove ha dimostrato una riduzione temporanea del 15% delle emissioni di metano ma non persistente nel tempo (Kinsman *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 1997). Questa pratica non trova applicazione in Italia per il divieto di utilizzo degli antibiotici nella dieta degli animali.

Un'ulteriore potenziale strategia è l'aggiunta di acidi grassi che possono servire come accettori di elettroni durante la bioidrogenazione, causando quindi una depressione nella produzione di metano. Mathison (1997) ha riportato che le emissioni di metano enterico venivano ridotte del 33% quando olio di colza veniva aggiunto ad una dieta di concentrato all'85%. Un altro studio ha dimostrato una riduzione del 30% nelle emissioni di metano comparando un concentrato tipico all'88,5% con una razione alternativa di uguale densità energetica contenente un rapporto 44:42:14 di concentrato, insilato e semi interi di girasole. L'aggiunta di grasso può servire come un'importante fonte di energia nella dieta di ruminanti ad alta produttività, tuttavia, una somministrazione eccessiva di grassi può inibire la degradazione delle fibre nel rumine e causare disturbi metabolici anche gravi all'animale (Beauchemin *et al.*, 2009). Per esempio, sebbene le diete fossero isocaloriche in uno studio di Boadi *et al.* (2004), l'assunzione di sostanza secca era inferiore di 1,7 kg e l'accrescimento di peso medio giornaliero era ridotto di 300 g nella dieta in cui erano presenti i semi di girasole ma con una produzione di metano minore del 23%. Nello studio condotto da Beauchemin e collaboratori nel 2009 su vacche in lattazione dove sono state utilizzate varie fonti di oli vegetali in aggiunta alla dieta, è stato dimostrato che l'aggiunta di una quantità di grasso alla dieta del 3% permetteva una produzione minore di metano prodotto al giorno rispetto alla dieta di riferimento (293 g/d CH₄ prodotto per la dieta base). Infatti, con l'olio di semi di girasole, la produzione di metano era di 264 g/d; quella

arricchita con olio di semi di lino permetteva una produzione di 241 g/d di metano mentre la dieta dove ha visto un incorporazione di olio di semi di colza ha mostrato una produzione di metano di 265 g/d. Lo stesso trend è stato quindi rilevato per la quantità di metano prodotta per kilo di sostanza secca ingerita confermando che l'aggiunta di oli vegetali non ha influenzato negativamente l'ingestione dell'animale ma ha favorito una riduzione di circa il 6% di metano per ogni 1% di grasso aggiunto. Gli stessi autori in un lavoro precedente confermano quanto affermato prima precisando che il livello di riduzione di metano con l'aggiunta di lipidi provenienti da semi di oleaginose possa essere raggiunto fino a 6-7% di grassi nella dieta. Oltre questa frazione, l'aggiunta di oli nella dieta non porta a benefici in termine di riduzione di metano ma in più crea rischi per la salute dell'animale (Beauchemin *et al.*, 2008). Per uno studio condotto su pecore, la risposta era diversa rispetto al dato trovato per le vacche da latte in quanto Grainger *et al.* (2011) sostengono una riduzione di solo 2 o 3% di metano prodotto per ogni percentuale di grasso aggiunto alla dieta. Machmüller e Kreuzer in uno studio meno recente (1999) hanno sperimentato l'utilizzo di olio di cocco come additivo alla dieta somministrata ad ovini con varie proporzioni. L'aggiunta di 3,5% di olio di cocco ha permesso una riduzione di 28% di metano mentre una percentuale di 7% ne ha permesso una diminuzione del 73% di metano enterico. Questo additivo aveva invece influenzato la digeribilità delle costituenti delle cellule murali ruminali senza grandi ripercussioni sulla digestione o sul bilancio energetico e di azoto.

Inoltre, in altre prove sperimentali condotte recentemente, sembra che gli estratti di aglio in polvere (a 2% di SSI) aggiunti alla dieta di bovini o di bufalini permettano una riduzione del metano enterico dai 31% (Zafarian e Manafi, 2013) ad un massimo di 51,96% secondo Kumar *et al.* (2012), senza influenzare la digeribilità degli alimenti nel rumine ne tantomeno la composizione del latte (nel caso delle bufale). In più, Kumar *et al.* (2012) sostengono che l'integrazione con polvere di aglio funziona meglio in presenza di diete ad alto contenuto fibroso e che permette una riduzione della popolazione di protozoi con tutti i tipi di diete sperimentate. Esistono oltre a ciò altri tipi di procedimenti per ridurre il metano enterico come l'utilizzo di inibitori di protozoi già sperimentato da Perdok *et al.* (2007) nelle vacche da latte. Ulteriori meccanismi per l'inibizione di metano includono l'aggiunta di additivi capaci di causare una inibizione diretta della metanogenesi (Grainger *et al.*, 2008), e la somministrazione di acidi organici dicarbossilici per aumentare la produzione di acido propionico, l'uso di acetogeni come additivo quotidiano per fornire idrogeno nel rumine (Lopez *et al.*, 1999), la defaunazione del rumine (Hegarty, 1999; Perdok *et al.*, 2007) e l'immunizzazione dei ruminanti contro i metanogeni del proprio rumine. Ad oggi, problematiche

riguardanti la tossicità, i residui nei prodotti ed alti costi di implementazione di queste soluzioni limitano l'applicabilità su larga scala di questi sistemi di produzione.

Sulla base degli studi citati, la selezione delle specie di foraggio e la qualità del foraggio risultano essere gli elementi maggiormente critici per una qualsiasi strategia di mitigazione per i ruminanti produttori di metano enterico. L'inclusione di leguminose nella dieta e la selezione del foraggio e del suo periodo di raccolto in modo da incrementare la digeribilità del foraggio sono in grado di aumentare le performance degli animali e di ridurre, al contempo, la produzione di metano (per kilo di latte o carne prodotto). Altre opportunità possono essere colte attraverso la selezione o lo sviluppo di specie di foraggio che contengano composti capaci di inibire la metanogenesi. L'uso di additivi quali oli vegetali, estratti di piante oppure alcuni inibitori di metanogenesi, enzimi o lieviti ha mostrato risultati promettenti ma servirà più ricerca per definire i punti critici, le dosi da impiegare nonché la valutazione dei rischi per l'animale.

Per quanto riguarda gli interventi sulla genetica dell'animale, Robertson e Waghorn (2002) hanno comparato due genotipi di vacche da latte per evidenziare quelle differenze che possono esistere in termini di anatomia digestiva o fisiologica o fra razze in corrispondenza delle differenze produttive di metano enterico. Lo studio ha quindi esaminato la Frisona della Nuova Zelanda, selezionata per la sua alta produttività al pascolo, contro la Holstein derivante dai programmi di selezione basati sulle diete ad alto contenuto di concentrato tipica dell'Olanda e dell'America del Nord. I dati hanno dimostrato che le vacche selezionate geneticamente per produrre di più con diete a base di concentrati sono quelle che producono meno metano (dall'8 all'11% in meno - rapportato all'Energia Grezza) rispetto agli animali selezionati per l'alta produzione al pascolo. Uno altro studio condotto da Boadi e Wittenberg (2002) ha voluto invece indagare sulle differenze genetiche intra-animale e sono venuti alla conclusione che esiste una variazione di almeno il 27% di metano prodotto fra un animale e un'altro (studio realizzato su vacche da latte alimentate con diete a base di foraggio) suggerendo, sulla base del grado di variabilità esistente, l'alto potenziale per la selezione genetica di animali meno emettenti di metano.

Anche la gestione della mandria è una opzione valida per la riduzione del metano nei ruminanti. Aumentando il potenziale genetico delle vacche in produzione (risultante in maggiore quantità di latte per vacca allevata) permette di ridurre la quantità di metano prodotto per capo allevato in quanto servirebbero meno vacche da latte (e quindi anche meno capi da rimonta) per produrre la stessa quantità di latte. Questo ridurrà di conseguenza il numero di animali in

produzione nonché il numero di manze da preparare alla rimonta (Tamminga, 1996; Beauchemin *et al.*, 2008). Questo approccio potrebbe essere applicato sia per la strategia di miglioramento genetico degli animali che di ottimizzazione gestionale delle aziende zootecniche e potrà portare benefici all'intero settore zootecnico sia nel lungo che nel breve termine.

Riguardo invece la produzione di metano enterico nelle altre tipologie animali quali suini o conigli, le quantità sono molto contenute e pertanto non verranno esaminate nel presente Report. Ad ogni modo, le strategie citate qui sopra potrebbero essere in parte utilizzate per mitigare l'effetto del metano prodotto dall'attività digestiva degli animali monogastrici ma al momento non esistono studi a supporto di queste teorie. Le emissioni di metano sono invece rilevanti nei ricoveri e negli stoccaggi, che verranno descritte e per le quali verranno proposte delle azioni di mitigazione nel capitolo dedicato alla gestione delle deiezioni.

1.2. Ammoniaca e protossido di azoto

Le strategie di riduzione dell'ammoniaca attraverso l'intervento mirato sulla dieta degli animali sembra essere la strategia più efficace in quanto si va ad agire a monte della catena di produzione del gas inquinante. Questo obiettivo può essere raggiunto attraverso la riduzione del contenuto proteico e/o l'aggiunta di additivi in modo tale da ridurre la quantità di azoto escreto nelle deiezioni. L'escrezione di azoto totale e di azoto ammoniacale, il pH delle urine e del liquame possono essere ridotti attraverso la modifica della composizione della dieta e/o applicando additivi specifici alla dieta (Canh *et al.*, 1998; Bakker e Smits, 2002; Cole *et al.*, 2005; Oenema *et al.*, 2007; UNECE, 2014). In più, nei bovini da latte, l'utilizzo di aminoacidi, come lisina e metionina può essere utile per migliorare l'equilibrio nella composizione amminoacidica della proteina digerita dall'intestino tenue.

La riduzione dell'escrezione di ammoniaca nei bovini richiede quindi l'utilizzo di strategie nutrizionali capaci di abbattere la quantità di azoto escreto nelle deiezioni. Ciò è particolarmente vero per quanto riguarda l'escrezione dell'azoto sotto forma di urea nell'urina. Il pH urinario, ad esempio, è in grado di influenzare le emissioni di azoto (Cole *et al.*, 2005; 2008b). In alcuni casi è possibile adeguare la dieta in modo da ridurre l'escrezione di azoto totale ed urinario continuando, al contempo, a fornire all'animale un fabbisogno energetico e nutrizionale adatto ai requisiti di performance attesi.

Sulla base delle evidenze scientifiche raccolte nell'ultimo decennio, le perdite di azoto derivanti dall'allevamento bovino ammontano a circa metà del consumo globale dei bovini, con un'emissione media durante il periodo estivo che si attesta a valori circa doppi rispetto a quelli del

periodo invernale (Todd *et al.*, 2009). L'adeguamento della dieta allo scopo di ridurre le quantità di azoto escreto può condurre ad una riduzione della produzione di ammoniaca in una percentuale variabile tra il 20 ed il 50% con effetti minimi sulla performance animale (Cole *et al.*, 2005; Cole *et al.*, 2006; Todd *et al.*, 2006). Alcuni dei fattori nutrizionali che possono essere manipolati sono l'assunzione di proteine grezze e/o di proteine provenienti da alimentazione a fase, concentrazione di grassi, fonte di fibre e bilanciamento anionico-cationico, così come gli additivi per aumentare la crescita.

Purtroppo la dimensione di molti allevamenti fa sì che ci siano delle grosse problematiche logistiche ed economiche legate alla modificazione della dieta o delle pratiche di alimentazione animale: la modifica degli equipaggiamenti e delle strutture, o l'aggiornamento della formulazione delle diete può comportare un aumento dei costi, del lavoro e del tempo impiegato ad eseguire le pratiche gestionali di routine.

Nei vari studi di Cole e collaboratori (2006, 2008) è stato affermato che la concentrazione delle proteine grezze nei mangimi, così come la loro capacità di essere degradate nel rumine, possono influenzare la quantità di azoto escreto e la sua via di escrezione. All'atto pratico i bovini possono assumere proteine grezze attraverso la dieta in due forme. La prima è la porzione di proteine degradabili (PDI) che sono degradate dai batteri del rumine e quindi assorbite (normalmente come ammoniaca) o convertite a proteine microbiche e acidi nucleici. La seconda forma è la porzione di proteine non degradabili che non vengono digerite nel rumine, ma passano all'intestino, dove sono digerite ed assorbite come amminoacidi per circa l'80% o escrete per il restante 20% circa. In generale, con l'aumentare del consumo di azoto, aumenta anche l'escrezione dell'azoto urinario. Inoltre, l'escrezione urinaria aumenta all'aumentare del rapporto tra frazione di proteine degradabili e non degradabili. Le modifiche alla dieta devono essere eseguite con cura e ponendo particolare attenzione alle conseguenze non desiderate. Se, per esempio, nel tentativo di abbassare le emissioni di ammoniaca, il fabbisogno di proteine viene ridotto al di sotto delle richieste nutrizionali dell'animale, il tasso di crescita potrebbe rallentare e l'animale avrebbe conseguentemente bisogno di un tempo maggiore per raggiungere il peso di mercato. In un caso del genere la quantità cumulativa di azoto escreto potrebbe, quasi paradossalmente, aumentare, comportando inoltre il rischio di un potenziale aumento anche di altre emissioni indesiderate quali il protossido di azoto.

In esperimenti eseguiti su bovini all'ingrasso, la riduzione della concentrazione di proteine grezze dal 13% all'11,5% ha permesso di ridurre le emissioni di ammoniaca di una percentuale

compresa tra il 30 ed il 44% (Cole *et al.*, 2005). Le emissioni di ammoniaca, in un simile esperimento condotto da Todd *et al.* (2006), venivano ridotte del 30% in estate, del 52% in autunno e del 29% in primavera. Le ricerche eseguite in questo settore hanno potuto affermare che la riduzione dell'assunzione di proteine grezze è la maniera più pratica ed efficiente anche dal punto di vista dei costi per ridurre le emissioni di ammoniaca negli allevamenti. Molti studi hanno studiato la percentuale ideale di proteina grezza da somministrare per ogni categoria animale ed ogni fase produttiva al fine di permettere la riduzione dell'azoto escreto nelle deiezioni e di conseguenza abbassare le emissioni di ammoniaca. In alcuni di questi studi di ricerca, è stato dimostrato che la quantità media di proteina grezza nella dieta delle vacche da latte non deve eccedere la percentuale del 15% - 16% rispetto alla sostanza secca. Per quanto riguarda i bovini all'ingrasso, queste quantità possono essere ridotte fino a 12%.

Un recente Report redatto dalle Nazioni Unite per conto della Commissione Europea e introdotto come guida pratica per la riduzione dell'ammoniaca in agricoltura (e negli allevamenti) propone delle indicazioni sulle quantità (in % rispetto alla SS) di proteina grezza da impiegare nell'alimentazione dei bovini, suini ed avicoli al fine di limitare le emissioni di ammoniaca (UNECE, 2014). Qui di seguito le quantità indicate per i bovini (tabella 16). Generalmente, una riduzione di 10 g di proteina grezza (quindi di 1%) per kg di sostanza secca nella dieta permette una riduzione stimata di circa il 10% delle emissioni di ammoniaca nelle aziende zootecniche durante la fase di ricovero, stoccaggio e successivo spandimento in campo.

Specie bovine	PG (g/kg)	EUN (kg/kg)
Da latte + mantenimento, inizio lattazione	150-160	0,30
Da latte + mantenimento, fine lattazione	120-140	0,25
Rimonta e asciutta	130-150	0,10
Vitelli	170-190	0,45
Bovini < 3 mesi	150-160	0,30
Bovini 3-18 mesi	130-150	0,15
Bovini > 18 mesi	120	0,05

Tabella 16. Obiettivo da raggiungere per i livelli di Proteina Grezza (PG), in g/kg di SS della razione, ed Efficacia di Utilizzo di N (EUN) in (kg/kg) per i bovini (UNECE, 2014)

Oltre alla riduzione dell'apporto proteico nella dieta e/o la sua parziale sostituzione con l'apporto di aminoacidi di sintesi, che permettono anche la riduzione delle emissioni di protossido di azoto, agire sulle emissioni di ammoniaca con la definizione di un'alimentazione per fase produttiva è una strada percorribile e permette risultati promettenti. Infatti, maturando, i bovini da latte richiedono un'assunzione minore di proteine. L'alimentazione a fasi consiste nel variare nel tempo l'assunzione di nutrienti in modo che siano adeguate alle mutate richieste dell'animale (tabella 17). Se l'apporto di proteine non viene diminuito durante il periodo di alimentazione, coerentemente con la ridotta richiesta da parte dell'animale, si vedrà aumentata l'escrezione di azoto ed una maggiore quantità di ammoniaca verrà emessa dall'allevamento (Cole *et al.*, 2005; Cole *et al.*, 2006, Vasconcelo *et al.*, 2009). Studi effettuati su bovini in finissaggio alimentati con concentrati a base di mais suggeriscono che una riduzione limitata all'1,5% nell'apporto di proteine grezze nell'ultimo periodo di ingrasso dell'animale (28-56 giorni) hanno un limitato effetto sulle performance dell'animale, permettendo, al contempo, di ridurre le emissioni di ammoniaca di circa il 25% (Cole *et al.*, 2006), risultati condivisi anche da UNECE (2014) che propone una riduzione graduale del contenuto proteico grezzo dal 16 al 12%. In altri studi di Cole e collaboratori (2006, 2008), si è potuto osservare che una riduzione di proteine grezze dal 13%, percentuale ottimale per la crescita, all'11,5% è risultato in una riduzione della crescita giornaliera dei bovini all'ingrasso di circa il 3,5% ed una contemporanea riduzione nell'emissione di ammoniaca di circa il 30%. Nella Guidance UNECE (2014) e riguardo la specie bovina da latte, l'alimentazione a fasi può essere applicata in modo tale che la proteina grezza venga ridotta da 16% (di SS) prima del parto e durante l'inizio della lattazione, a meno di 14% a fine lattazione ed ulteriormente durante la fase di asciutta dell'animale. Il monitoraggio del livello di proteina somministrata è possibile attraverso il calcolo del bilancio delle proteine degradabili nel rumine e/o attraverso la misurazione dell'azoto ureico nel latte (Van Duinkerken *et al.*, 2011) che non deve superare 10 mg/dl (l'urea nel latte non deve quindi superare 22 mg/dl).

Sulla base di questi dati si può concludere che, alla luce di condizioni economiche particolari, questo approccio può essere una soluzione fattibile per ottenere una significativa riduzione delle emissioni di ammoniaca e di protossido di azoto in atmosfera con un limitato impatto sulle performance degli animali.

Oltre alla riduzione delle proteine grezze, la loro sostituzione con aminoacidi di sintesi e l'alimentazione per fase produttiva, anche le modificazioni nell'apporto di fibre nella dieta possono influenzare l'emissione di ammoniaca negli allevamenti. In uno studio di Erickson *et al.*

(2000), la crusca di grano è stata impiegata come fonte fibrosa nella dieta di bovini all'ingrasso nella fase di finissaggio. Durante lo studio i tassi di volatilizzazione di ammoniaca venivano ridotti, ma le performance degli animali ne erano affette in maniera negativa. In un altro studio (Bierman *et al.*, 1999), i vitelloni all'ingrasso venivano alimentati con diete contenenti diversi quantitativi di concentrato a base di glutine e mais, insilato di mais, e fieno di erba medica. I ricercatori sono stati in grado di concludere che la quantità di fibra nella dieta e la fonte di carboidrati sono in grado di influenzare il modo in cui il mangime viene digerito ed escreto dal bovino, risultando in una variazione della quantità di azoto escreto. L'escrezione di azoto era comunque maggiore nei bovini alimentati con concentrato a base di glutine e mais, ma erano anche i capi con le performance più elevate. Un simile esperimento, condotto da Farran *et al.* (2006) su bovini all'ingrasso, è consistito nella manipolazione dei quantitativi di concentrato a base di glutine e mais e di fieno di erba medica ed ha condotto a conclusioni simili. Un aumento dell'uso di questi alimenti comportava un aumento di assunzione di proteine, di escrezione di azoto, di volatilizzazione di ammoniaca e della performance dei capi.

Categoria animale	Proteina grezza media nella dieta (%)*		
	Livello di ambizione basso	Livello di ambizione medio	Livello di ambizione alto
Vacche da latte, inizio lattazione (>30kg/g)	17-18	16-17	15-16
Vacche da latte, inizio lattazione (<30kg/g)	16-17	15-16	14-15
Vacche da latte, fine lattazione	15-16	14-15	12-14
Rimonta (manze)	14-16	13-14	12-13
Vitelli	20-22	19-20	17-19
Bovini <3 mesi	17-18	16-17	15-16
Bovini >6 mesi	14-15	13-14	12-13
Scrofe in gestazione	15-16	14-15	13-14
Scrofe in lattazione	17-18	16-17	15-16
Lattonzoli < 10 kg	21-22	20-21	19-20
Suinetti 10-25 kg	19-20	18-19	17-18
Suini all'ingrasso 25-50 kg	17-18	16-17	15-16
Suini all'ingrasso 50-110 kg	15-16	14-15	13-14
Suini all'ingrasso > 110 kg	13-14	12-13	11-12
Broilers, inizio ciclo	22-23	21-22	20-21
Broilers, metà ciclo	21-22	20-21	19-20
Broilers, finissaggio	20-21	19-20	18-19
Ovaiole, 18-40 settimane	17-18	16-17	15-16
Ovaiole, > 40 settimane	16-17	15-16	14-15

*con adeguato apporto bilanciato ed ottimale digeribilità di aminoacidi di sintesi

Tabella 17. Obiettivo dei livelli di proteina (in %) della razione (SS standard di 88%) per animali allevati in funzione della categoria zootecnica e dei diversi livelli di ambizione (fonte: ECE, 2014)

Altre strategie possono essere impiegate per la riduzione di ammoniaca attraverso lo spostamento delle escrezioni di azoto dall'urina alle feci risultando in una diminuzione delle escrezioni di azoto ureico, di acido ureico e di ammoniaca, portando ad una riduzione delle emissioni di ammoniaca dalle urine senza incrementare l'ammoniaca emessa dalle feci (Cole *et al.*, 2006, 2008b). Anche l'utilizzo di sostanze che permettono l'abbassamento del pH quale l'acido benzoico, possono portare ad un calo nella produzione di ammoniaca.

Esistono inoltre misure legate alla gestione della mandria per ridurre le emissioni di ammoniaca, incrementando ad esempio il potenziale genetico delle vacche, e quindi la loro produzione (più latte prodotto per animale). Questo potrà portare ad una maggiore efficienza di utilizzo dell'azoto. Incrementando la produzione di latte per animale, si potrà pensare a ridurre quindi il numero di vacche da latte ed a ottimizzare il numero di manze da avviare alla rimonta. Queste misure gestionali, oltre ad avere un impatto positivo sulla riduzione dell'ammoniaca, portano ad una riduzione del metano enterico prodotto per unità di latte prodotto (Kreab *et al.*, 2001; Powel *et al.*, 2009; UNECE, 2014).

Per quanto riguarda il comparto suinicolo ed avicolo, la riduzione dell'ammoniaca segue in linea generale quanto previsto per gli allevamenti bovini con alcune differenze dovute alla tipologia dell'allevamento e alle esigenze nutrizionali differenti. Per i suini l'alimentazione per fasi consiste nel somministrare agli animali una dieta che incontri le esigenze in aminoacidi, minerali ed energia della fase in cui si trovano. I programmi di alimentazione variano anche in relazione al tipo di suino che viene prodotto. Per il suino leggero (25-110 kg di peso vivo finale) sono ben sviluppate le tecniche basate su due fasi, ma risultano applicabili le tecniche di alimentazione multifase, basate su programmi alimentari che cambiano settimanalmente o anche giornalmente. Ciò può essere ottenuto mescolando un preparato ad alto tenore di nutrienti con uno a basso tenore. L'applicazione di questa tecnica richiede però che siano disponibili silos per i diversi tipi di mangimi, dispositivi molto precisi di miscelazione e linee di distribuzione ben progettate. Nel caso del finissaggio di suini all'ingrasso un programma di alimentazione basato su tre fasi porta ad una riduzione del 3% dell'azoto. Applicando l'alimentazione multifase si può considerare un'ulteriore riduzione del 5-6% (ERVET, 2005).

Per le galline ovaiole l'alimentazione per fasi comporta l'aggiustamento dei livelli di calcio e fosforo nei diversi stadi produttivi, ma è necessario disporre di gruppi omogenei di animali ed attuare un passaggio graduale da una dieta alla successiva. Nei polli da carne la tecnica consiste nel dividere il periodo di accrescimento e finissaggio in tre fasi, in ognuna delle quali l'obiettivo da

perseguire è l'ottimizzazione dell'indice di conversione dell'alimento. Nella prima fase proteine e aminoacidi devono essere bilanciati e forniti ad un livello elevato. Nella seconda fase la capacità digestiva dell'animale va aumentata in modo da poter fornire più cibo con un più alto tenore di energia. Nella terza fase il contenuto di proteine e aminoacidi può essere ulteriormente ridotto, ma il contenuto di energia rimane lo stesso della fase precedente. In tutte le fasi il bilancio calcio-fosforo rimane lo stesso, ma la concentrazione totale dei due elementi nel mangime decresce. L'applicazione dell'alimentazione per fasi può portare nel caso dei broilers ad una riduzione dell'azoto escreto del 15-35% (ERVET, 2005).

Oltre all'alimentazione per fasi, la riduzione del tenore proteico e l'integrazione con aminoacidi di sintesi sono tecniche molto utilizzate negli allevamenti di avicoli e suini e si basano sul principio di alimentare gli animali eliminando l'eccesso di proteine ingerite e fornendo al tempo stesso appropriati livelli di aminoacidi in modo da coprire i fabbisogni in aminoacidi limitanti, primo tra tutti la lisina, soddisfacendo nel contempo l'equilibrio ottimale tra gli aminoacidi essenziali e i non essenziali (proteina ideale), in modo da ottenere performance ottimali. Una riduzione dell'1% nel contenuto di proteine nella dieta può portare ad una diminuzione del 10% dell'azoto escreto nelle ovaiole e del 5-10% nei broilers, nei tacchini e in altri avicoli da carne. Per suini di peso compreso tra i 25 e 110 kg, per ogni punto percentuale di riduzione del tenore proteico si ha una diminuzione di circa il 10% dell'azoto escreto (Canh *et al.*, 1998; Degré *et al.*, 2001; UNECE, 2014). Nei suini, inoltre, la sostituzione nella dieta del carbonato di calcio (CaCO_3) con solfato di calcio (CaSO_4), dicloruro di calcio (CaCl_2) o con benzoato di calcio permette di ridurre il pH delle urine e del liquame e quindi le emissioni di ammoniaca dalle urine e dal liquame. Sostituendo il calcio nella dieta sotto forma di carbonato di calcio con benzoato di calcio permette l'abbattimento di circa il 60% di emissioni di ammoniaca. L'aggiunta di acido benzoico (1%) nella dieta dei suini al finissaggio permette di ridurre le emissioni di ammoniaca di un 20% (Aarnink *et al.*, 2008a).

Inoltre, l'utilizzo di integratori della dieta come i probiotici (microrganismi) o sostanze ad azione probiotica (enzimi, regolatori delle fermentazioni intestinali) permettono di ridurre il quantitativo di mangime ingerito senza deprimere l'incremento ponderale. Come conseguenza è da aspettarsi una diminuzione del quantitativo di nutrienti totali escreti che può arrivare al 3% per i suini e al 5% per gli avicoli e quindi una diminuzione dell'ammoniaca emessa. L'utilizzo di probiotici può essere utile anche per migliorare le condizioni generali di salute degli animali.

Negli allevamenti suini ed avicoli, gli interventi sulla dieta possono ridurre le emissioni di ammoniaca in atmosfera fino al 50% rispetto ad una composizione alimentare standard. Tuttavia, gli interventi nutrizionali volti alla riduzione o all'abbattimento dell'ammoniaca potrebbero influenzare negativamente le emissioni di metano e di protossido di azoto durante la fase di stoccaggio e successivamente allo spandimento delle deiezioni sul campo (Velthof *et al.*, 2005). La riduzione degli odori potrebbe però essere raggiunta fino al 80% nei suini a seguito di una riduzione drastica dei livelli di proteina grezza somministrata nella dieta (Le *et al.*, 2007).

La ricerca scientifica e la competizione fra le aziende produttrici di mangimi porteranno allo sviluppo innovativo della composizione degli alimenti per animali. Questo sviluppo porterà a razioni più bilanciate con tassi bassi di conversione. Si può quindi affermare che evidentemente vi è un grande potenziale di riduzione delle emissioni di ammoniaca dalle deiezioni animali attraverso le innovazioni delle razioni alimentari animali, non solo per gli allevamenti suinicoli ed avicoli ma anche per quelli bovini. Alcuni additivi potrebbero anche contribuire alla riduzione del tasso di conversione degli alimenti, favorendo il miglioramento della salute e delle performance degli animali e riducendo il potenziale di emissione dell'ammoniaca nei bovini, suini ed avicoli.

2. Strategie gestionali e strutturali in relazione con le deiezioni animali: interventi di mitigazione, applicazioni ed impatti su metano, ammoniaca e protossido di azoto

La gestione delle deiezioni animali passa attraverso tre fasi fondamentali e molto correlate fra di loro: il **ricovero**, prima fonte emissiva dove vengono prodotte le deiezioni sia liquide che solide, che vengono successivamente convogliate nelle strutture di **stoccaggio**, qualora siano presenti (l'alternativa sarebbe quella di provvedere all'allontanamento immediato delle deiezioni dalla struttura aziendale e la loro cessione o spandimento sul campo). Le deiezioni possono, durante la fase di stoccaggio, essere trattate altrimenti sono disponibili per lo **spandimento** sui terreni.

Tutti questi passaggi, con potenzialità differenti, provocano emissioni di gas a effetto serra, principalmente metano e protossido di azoto nonché emissioni di ammoniaca sia all'interno che all'esterno della struttura aziendale. In questo capitolo, verranno presentate le principali misure atte a contenere e/o combattere la diffusione di questi gas inquinanti, presentando soluzioni di possibile adozione sempre con riguardo all'aspetto economico.

Questa analisi inizierà con la descrizione, in ordine logico, delle azioni da intraprendere all'interno del ricovero, illustrando successivamente quelle da applicare negli stoccaggi, le varie tecniche di trattamento dei reflui zootecnici nonché l'applicazione delle migliori tecniche disponibili in materia di spandimento.

2.1. Ricovero: Metano, protossido di azoto ed ammoniaca

La produzione di metano nei ricoveri animali, maggiormente presente negli allevamenti bovini e in minor quantità in quelli suini, è dovuta principalmente all'attività ruminale (nel caso specifico dei ruminanti). Esiste comunque una quantità di metano che viene prodotta dalla presenza dei reflui all'interno del ricovero, che viene rilasciata a seguito delle fermentazioni anaerobiche che si sviluppano una volta raggiunte le condizioni favorevoli al loro insediamento. La matrice organica presente nel refluo zootecnico, in condizioni di temperature e di umidità che le permettono di decomporsi, e a seconda del tempo di permanenza delle deiezioni all'interno del ricovero, produce metano in quantità misurabili, oltre ad ammoniaca e protossido di azoto (tabella 18). Oltre alle feci, gli animali producono urine che, in contatto con la superficie del ricovero, e nelle condizioni citate sopra, emettono ammoniaca e protossido di azoto. Molti studi scientifici e sperimentali hanno studiato il potenziale di riduzione delle emissioni di gas a effetto serra e dell'ammoniaca all'interno dei ricoveri, comparando diverse tipologie di stabulazione. In questo

Report, verranno citati alcuni di loro. Inoltre, viene riportata la guida UNECE (2014) impostata sulla base delle condizioni europee di allevamento dove vengono citate e descritte le diverse tipologie di stabulazioni sia per bovini che per suini ed avicoli che permettono di raggiungere diversi livelli di ambizione al fine di ridurre il carico di ammoniaca nei ricoveri, con qualche riferimento ad altri gas immessi, quali metano e protossido di azoto.

Nel caso di studio di Edouard *et al.* (2012) e di Charpiot *et al.* (2012), fissando come riferimento la stabulazione fissa con la rimozione delle deiezioni con l'uso di un raschiatore meccanico almeno 2 volte al giorno, gli autori hanno comparato l'effetto di tale stabulazione sulle emissioni di ammoniaca, metano e protossido di azoto. Con la stabulazione libera su lettiera permanente (con densità animale di almeno 12,4 m²/capo) e la rimozione della lettiera esausta ogni 6 settimane, in comparazione con la stabulazione di riferimento (*stabulazione fissa con uso frequente del raschiatore meccanico*), vi è un aumento delle emissioni di ammoniaca del 23%, del 32% del metano e del 85% del protossido di azoto. Lo stesso confronto è stato fatto riducendo la superficie disponibile per capo (9,7 m²) ottenendo un incremento del 62% di emissioni di NH₃ e del 47% di CH₄ rispetto alla stabulazione usando più spazio, ma ottenendo una riduzione di circa la metà le emissioni di N₂O (tabella 18). Altri autori hanno comparato altre tipologie di stabulazione per quanto riguarda le emissioni di ammoniaca (tabella 19). Una stabulazione su fessurato, intesa come situazione di riferimento, permette di ridurre del 67% le emissioni di NH₃ se viene installato un sistema di ricircolo dei liquami (Zang *et al.*, 2005). Per quanto riguarda la stabulazione su pavimentazione piena con pendenza del 3%, si ottiene una riduzione del 21% rispetto al riferimento (Braam *et al.*, 1997) e del 48% se viene usato anche il raschiatore meccanico (Swierstra *et al.*, 1995). Per quanto riguarda l'effetto dell'uso del raschiatore meccanico combinato alla pulizia della pavimentazione, vi è possibile ottenere una riduzione del 40% delle emissioni di metano nelle stalle. Per quanto riguarda la riduzione delle emissioni di ammoniaca nei ricoveri e attraverso la scelta di una stabulazione meno impattante, le varie strategie sono riassunte nelle tabelle 21, 22 e 23 e sono estratte dalla Guidance dell'UNECE per tutti gli allevamenti. Anche Baldini *et al.* (2012) hanno sperimentato, all'interno del progetto LIFE GASOFF finanziato dalla Comunità Europea, diverse tipologie di stabulazione per vacche da latte e hanno potuto concludere che l'impatto ambientale è alto nelle aziende dove l'allontanamento delle deiezioni avviene con raschiatori su pavimentazione piena e consigliano quindi l'aggiunta di una pavimentazione gommata nei corridoi di passaggio in quanto permette un'efficienza di pulizia maggiore dei raschiatori e permette la riduzione sia delle emissioni di metano che di ammoniaca.

Tipologia di stabulazione	NH ₃	CH ₄	N ₂ O
	(g/capo/gg)		
RIFERIMENTO: Stabulazione fissa con rimozione delle deiezioni con raschiatore meccanico (2 volte al giorno)	48,6 (100%)	485 (100%)	0,47 (100%)
Stabulazione libera su lettiera permanente + rimozione ogni 6 settimane (12,4 m ² /capo)	60 (123%)	643 (132%)	0,87 (185%)
Stabulazione libera su lettiera permanente + rimozione ogni 6 settimane (9,7 m ² /capo)	97,3 (162%)	713 (147%)	0,43 (91%)

Tabella 18. Comparazione fra tipologie di stabulazione per bovini da latte /1

Molti autori hanno comunque affermato che le aziende zootecniche da latte equipaggiate con pavimentazioni fessurate o con sistema flushing per la rimozione delle deiezioni sono quelle che hanno prodotto meno emissioni in assoluto. La fonte principale di protossido di azoto era invece legata alle stabulazioni a cuccette e con lettiera (Chadwick *et al.*, 2011; Groenestein *et al.*, 2011; Baldini *et al.*, 2012). Il flushing, tuttavia, permetterà una maggiore diluizione delle urine sulla pavimentazione e del liquame nelle vasche di raccolta (Groenestein *et al.*, 2011).

Molti lavori eseguiti da diversi autori che hanno fatto riferimento a diverse tipologie di stabulazione quali stabulazione libera con pavimentazione piena o fessurata con l'uso o meno del raschiatore hanno trovato risultati simili per quanto riguarda la produzione media giornaliera di metano di un bovino adulto (Ngwabie *et al.*, 2011). Monteny *et al.* (2006) sostengono che le emissioni di metano, protossido di azoto ed ammoniaca nei ricoveri diventano significative solo nel caso di stabulazione su lettiera permanente perché la lettiera funge da luogo di stoccaggio delle deiezioni all'interno del ricovero. In termine di CO₂ equivalente, alcuni lavori hanno rilevato i dati citati nella tabella 20.

Riguardo alla scelta della tipologia di stabulazione, Braam *et al.* (1997) e Groenestein *et al.* (2011) sostengono che nei ricoveri bovini con pavimentazione grigliata, sarebbe buona pratica ridurre il trasferimento dell'NH₃ dal liquame all'area di raccolta prevenendo lo scambio di aria fra la pavimentazione sovrastante del ricovero e la vasca sottostante (sottogrigliato). Quest'ultimo è generalmente coperto da una pavimentazione piena con aperture laterali, dove vengono raccolte le deiezioni con l'ausilio di un raschiatore e convogliate nella vasca di raccolta sottogrigliato.

Le emissioni provenienti dal sistema di raccolta sottostante alla stabulazione del bovino possono quindi essere eliminate con certezza solo quando vengono controllati tutti gli scambi d'aria fra la vasca di raccolta ed il ricovero (Groenestein *et al.*, 2011).

Tipologia di stabulazione	NH ₃	Fonte
RIFERIMENTO: Stabulazione su fessurato	100%	Zang <i>et al.</i> , 2005
Stabulazione su fessurato con ricircolo liquami	33%	Zang <i>et al.</i> , 2005
Stabulazione con pavimentazione piena con pendenza del 3%	79%	Braam <i>et al.</i> , 1997
Stabulazione con pavimentazione piena con pendenza del 3% + raschiatore	52%	Swierstra <i>et al.</i> , 1995

Tabella 19. Comparazione fra tipologie di stabulazione per bovini da latte/2

Riguardo l'utilizzo della lettiera, le sue proprietà fisiche e chimiche influenzano le emissioni di ammoniaca e di protossido di azoto, e molto meno quelle relative al metano se non si verificano condizioni anaerobiche. Con la scelta di una certa tipologia di lettiera o la modifica della lettiera esistente, le proprietà di abbattimento dell'ammoniaca e del protossido di azoto possono essere migliorate al fine di rispondere alle esigenze dell'allevamento.

Gilhespy *et al.* (2009) hanno dimostrato che negli allevamenti bovini e suini l'aggiunta di paglia (33% in più) alla stabulazione permette una riduzione del 50% delle emissioni di ammoniaca nei bovini mentre solo un 22% di riduzione di ammoniaca nei ricoveri suini.

Per quanto riguarda gli allevamenti avicoli, alcuni autori hanno riportato, comparando le emissioni di ammoniaca provenienti da una lettiera di scarti di insilato di mais, che sono 50% più basse rispetto ad una lettiera realizzata con trucioli di legno, paglia (di grano, di colza) in quanto l'insilato di mais, avendo un pH basso, aveva probabilmente ridotto l'attività batterica della lettiera. Un altro vantaggio è la riduzione delle emissioni di PM_{2.5} con la lettiera di insilato, molto probabilmente grazie alla sua umidità elevata (Groenestein *et al.*, 2011).

Tipologia di stabulazione	CO ₂ eq (g/capo/gg)* ⊗	NH ₃ (g/capo/gg)	Fonte
Stabulazione su cuccette con pavimentazione fessurata	5561	18	Jungbluth, 2001
Stabulazione fissa	15032	59	Edouard <i>et al.</i> , 2012
Stabulazione libera su lettiera permanente	20038	72,6	Edouard <i>et al.</i> , 2012

Tabella 20. Comparazione fra tipologie di stabulazione per bovini e differenze fra quantità di gas emessi (espressi in CO₂ eq (g/capo/gg) per metano e protossido di azoto, e in g/capo/gg per l'NH₃)

* la quantità di CO₂ eq è stata calcolata sommando le emissioni di metano e di protossido di azoto convertite come da tabelle IPCC

⊗ il metano prodotto all'interno della stalla dipende maggiormente della fermentazione enterica ruminale e solo in parte è legato alla tipologia di stabulazione in questione.

Il contenimento delle emissioni con l'uso della lettiera, anche per le stabulazioni dei bovini dipenderà non solo dalla tipologia della lettiera ma anche dal tasso di infiltrazione delle urine, dall'area disponibile per animale, dalle quantità di urine per animale, dalla dieta dell'animale, dalla temperatura e velocità dell'aria sovrastante lo strato superiore della lettiera, e dal tasso di fermentazione e compostaggio della lettiera. Sarà importante quindi tenere sotto controllo il processo di nitrificazione-denitrificazione (assenza di ossigeno nello strato inferiore della lettiera e presenza di ossigeno nello strato superiore della medesima) al fine di evitare la formazione di N₂O. Con la pavimentazione in gomma, inoltre, si potrebbero ridurre le emissioni di ammoniaca riducendo l'attività di ureasi in quanto meno batteri si sviluppano sulla superficie della pavimentazione (Aarnink, 1997; Aarnink e Elzing, 1998; Monteny e Erisman, 1998). Inoltre, il pH dell'urina incanalata all'interno delle pozzette della superficie gommata potrebbe diminuire di 0,1 a 0,3 unità in comparazione con le pozzette di urine presenti su pavimentazioni piene. Per di più, quando la pavimentazione non è pendente, le emissioni di ammoniaca dalla pavimentazione regolare sono più importanti, in quanto sia la superficie che la profondità delle pozzette di raccolta delle urine sono massimizzate. Al fine di facilitare la rapida eliminazione delle urine, la pendenza della pavimentazione deve essere del 2 o 3% rispetto alle pozzette di raccolta delle urine. Il liquame viene rimosso dalla pavimentazione almeno ogni 2 ore con l'ausilio di un raschiatore (dotato di raschino di gomma). Parte dell'urina drenata verrà raccolta nelle pozzette di raccolta riducendo così la produzione di NH₃ dalla superficie della pavimentazione in quanto viene ridotto il volume delle urine nelle pozzette, la durata di esposizione dell'urina all'attività di ureasi sulla superficie del ricovero, e la durata di esposizione al flusso di aria sovrastante la pavimentazione (Groenestein *et al.*, 2011).

Tipologia di stabulazione	Riduzione (%)	Emissioni di NH ₃ (kg/posto stalla/anno)
Cuccette (sistema di riferimento)	n.a.	12
Stabulazione fissa (sistema tradizionale di riferimento)	n.a.	4,8
Pavimento scanalato	25-46	9
Climatizzazione delle stalle ed isolamento dei tetti ottimali	20	9,6
Depuratori dell'aria (chimici) – solo nei sistemi con ventilazione forzata	70-90	1,2
Pascolo 12h/24h	10	10,8
Pascolo 18h/24h	30	8,4
Pascolo 22h/24h	50	6,0

Tabella 21. Emissioni di ammoniaca e percentuali di riduzione dai diversi sistemi di stabulazione ed interventi nei ricoveri bovini (ECE, 2014)

Tipologia di stabulazione	Riduzione (%)	Emissioni di NH ₃ (kg/posto stalla/anno)
Scrofe gestanti		
° rimozione frequente del liquame con vacuum system	25	4,2
° Flushing	40	
° raffreddamento della superficie del liquame	45	
° ricoveri con zone di alimentazione e vasche di raccolta con pareti inclinate	45	
° palle flottanti sopra il liquame	25	
° depuratori dell'aria	70-90	
Scrofe in allattamento		
+ canale acqua-liquame	50	8,3
+ vasca di raccolta sottostante	65	
+ raffreddamento della superficie del liquame	45	
+ palle flottanti sopra il liquame	25	
+ depuratori dell'aria	70-90	
Suinetti post svezzamento		
* pavimento parzialmente grigliato con vasca di raccolta ridotta	25-35	0,65
* rimozione frequente del liquame con vacuum system	25	
* pavimento parz. grigliato e flushing	65	
* pavimento parzialmente grigliato e raccolta in liquido acidificato	60	
* pavimento parzialmente grigliato e raffreddamento della superficie del liquame	75	
* pavimento parzialmente grigliato e canale liquame con pareti inclinate	65	
* palle flottanti sopra il liquame	25	
* depuratori dell'aria	70-90	
Suini all'ingrasso		
# pavimento parzialmente grigliato con vasca di raccolta ridotta	15-20	3
# rimozione frequente del liquame con vacuum system	25	
# pavimento parzialmente grigliato con canale acqua-liquame	40	
# pavimento parzialmente grigliato con canale acqua-liquame e pareti inclinate	60-65	
# flushing	40	
# pavimento parzialmente grigliato e raffreddamento della superficie del liquame	45	
# palle flottanti sopra il liquame	25	
# pavimento parzialmente grigliato e separazione frazione liquida/solida del liquame con canalette a V	70	
# depuratori dell'aria	70-90	

Tabella 22. Emissioni di ammoniaca e percentuali di riduzione dai diversi sistemi di stabulazione ed interventi nei ricoveri suinicoli (UNECE, 2014)

Una alternativa potrebbe essere quella dell'utilizzo della pavimentazione parallela detta *grooved* (scanalata) con piccole perforazioni che permettono il rapido drenaggio delle urine (Swierstra *et al.*, 1995; Groenestein *et al.*, 2011), permettendo la riduzione delle emissioni di ammoniaca soprattutto grazie alla rapida rimozione delle urine. Anche l'utilizzo delle aree di raccolta a V (nelle stabulazioni per suini) permette alle urine un rapido scorrimento, separandola così dagli escrementi solidi e quindi riducendo le emissioni di ammoniaca nell'aria con conseguente riduzione delle emissioni di protossido di azoto (Aarnink, 1997; Monteny e Erisman, 1998; Monteny *et al.*, 2006). Nei ricoveri, inoltre, l'intervento sulla riduzione dell'ammoniaca è ottimizzato quando vi è un intervento sulla superficie emissiva (intesa in m² per posto stalla), grazie alla riduzione del trasferimento dal liquame verso l'aria. Tuttavia, la riduzione della superficie emissiva può essere applicata nelle stalle di allevamento di bovini e meno in quelle dei suini (Groenestein *et al.*, 2011; UNECE, 2014).

Negli allevamenti avicoli, anche la rimozione regolare degli escrementi seccati o no ed il loro trasporto verso locali di stoccaggio permette la riduzione delle emissioni di ammoniaca e di protossido di azoto. I nastri trasportatori possono essere utilizzati per il trasporto della pollina dove potrà essere stoccata ed essiccata e laddove la volatilizzazione dell'ammoniaca ma anche del protossido di azoto potrà essere ridotta controllando la temperatura e la velocità dell'aria.

Alcuni interventi di tipo strutturale possono quindi essere impiegati a livello del ricovero per controllare e permettere una riduzione dei livelli emissivi all'interno della stalla. La tecnica più comune per l'abbattimento dell'ammoniaca è l'applicazione di sistemi di depurazione dell'aria per la rimozione dell'ammoniaca dall'aria esausta nei ricoveri animali. Sia i depuratori biologici che chimici possono essere utilizzati. I tassi di rimozione dell'ammoniaca possono essere del 70-95% (Melse *et al.*, 2009; UNECE, 2014). Questi sistemi permettono inoltre la purificazione dell'aria dai patogeni e dalle polveri. Combinando la depurazione chimica a quella biologica si potranno eliminare anche gli odori dall'aria trattata.

Inoltre, l'utilizzo della ventilazione negli edifici adibiti ad allevamento è una pratica frequente, soprattutto negli allevamenti suinicoli ed avicoli e meno in quelli bovini, ma in alcuni casi, le esigenze di ventilazione possono essere ridotte riducendo il carico termico dell'edificio oppure raffreddando l'aria in entrata (ad esempio con gli scambiatori di calore) (Groenestein *et al.*, 2011) oppure progettando sia la stalla che il sistema di ventilazione in modo tale da rendere le necessità di ventilazione minime. L'ammoniaca è ridotta inoltre riducendo la velocità dell'aria e la temperatura a livello della superficie emettente. In questo modo, si potranno ottenere riduzioni

emissive consistenti ed una efficienza elevata dei costi per parecchie categorie animali. Anche se gli allevamenti bovini intensivi non necessitano di interventi particolari in materia di ventilazione, questo approccio combinato all'utilizzo dei depuratori dell'aria potrebbe essere competitivo, una volta associato ad altre tecniche di mitigazione delle emissioni. Lo stesso approccio potrà essere utilizzato, come effetto indiretto, per la limitazione delle emissioni di protossido di azoto.

Tipologia di stabulazione	Riduzione (%)	Emissioni di NH ₃ (kg/posto stalla/anno)
Ovaiole		
- Gabbie convenzionali, stoccaggi aperti sottostanti e non aerati (riferimento)	0	0,1-0,2
- Gabbie convenzionali, stoccaggi aperti sottostanti aerati	30	
- Gabbie convenzionali, rimozione ed allontanamento rapidi delle deiezioni con tunnel	50-80	
- Depurazione dell'aria esausta	70-90	
◆ Rimozione con tunnel, 2 volte la settimana (riferimento)	0	0,05-0,1
◆ tunnel ventilati, 2 volte la settimana	30-40	
◆ tunnel ventilati, rimozione più di 2 volte la settimana	35-45	
◆ Depurazione dell'aria esausta	70-90	
Δ lettiera o vasca profonda con lettiera parziale (riferimento)	0	0,3
Δ voliere, tunnel non ventilati	70-85	
Δ voliere, tunnel ventilati	80-95	
Δ depuratori dell'aria esausta	70-90	
Δ lettiera, parzialmente fessurata, tunnel	75	
Δ lettiera con ventilazione forzata	40-60	
Δ aggiunta regolare di solfato d'alluminio alla lettiera	70	
Broilers		
° lettiera, ricovero con ventilazione (riferimento)	0	0,080
° ricovero naturalmente ventilato oppure isolato e ventilato con pavimento totalmente ricoperto di lettiera ed equipaggiato di un sistema di abbeveramento anti-spreco	20-30	
° Lettiera con ventilazione interna forzata	40-60	
° depuratori dell'aria esausta	70-90	
° pavimento pieno e ventilazione forzata	90	
° Pavimentazione rimovibile, ventilazione forzata	90	
° Sistema combideck	40	

Tabella 23. Emissioni di ammoniaca e percentuali di riduzione dai diversi sistemi di stabulazione ed interventi nei ricoveri avicoli (UNECE, 2014)

Oltre all'applicazione delle tecniche e misure citate qui sopra, la vaporizzazione di acqua o di oli nei ricoveri degli animali era stato suggerito per la riduzione delle emissioni di polveri sottili ma può portare alla riduzione delle emissioni gassose, in particolare dell'ammoniaca e delle molecole di odori. Anche se parecchi autori escludono l'efficacia dell'applicazione dell'acqua o degli oli nella riduzione delle emissioni di ammoniaca (Aarnink *et al.*, 2008b; Cambra-López *et al.*, 2009), l'effetto sulla riduzione delle emissioni di odori non è da escludere. L'aggiunta di additivi all'acqua o all'olio quali solfato d'alluminio o cloruro di alluminio hanno permesso risultati promettenti (Aarnink e Van Harn, 2010 citato da Groenestein *et al.*, 2011). L'applicazione degli oli anche sullo strato superficiale della lettiera o sulla superficie del liquame stoccato in vasca permette di ridurre le emissioni di ammoniaca fino a 45% negli stoccaggi di liquame suino. Il recupero dell'olio una volta allontanate le deiezioni dalla stalla è fondamentale sia per motivi economici che ambientali.

Nonostante la validità di alcune tecniche presentate qui sopra, è stato comunque dimostrato che gli adeguamenti eseguiti a livello dei ricoveri per l'abbattimento dell'ammoniaca hanno poca influenza sulla riduzione del metano (Brink *et al.*, 2001) ma potrebbero incrementare significativamente le emissioni di protossido di azoto a seguito dell'instaurarsi dei processi di nitrificazione-denitrificazione.

Le strategie di mitigazione devono però tener conto anche della gestione e del trattamento dei reflui una volta allontanati dalla stalla per evitare l'incremento delle emissioni post-raccolta, soprattutto durante lo stoccaggio e lo spandimento.

2.2. Stoccaggio: Metano, protossido di azoto ed ammoniaca

Le strutture adibite a stoccaggio delle deiezioni animali, liquide o di natura solida sono fonte importante di emissioni di gas a effetto serra e di ammoniaca. Alcuni stoccaggi in loco vengono adottati soprattutto nel comparto bovino ove è presente una lettiera, in quanto il ricovero stesso funge di struttura di stoccaggio per la durata necessaria fino alla sua rimozione e trasferimento sul campo per la sua applicazione sui terreni. In questo capitolo, verranno discussi e descritti i diversi modi e metodi disponibili di stoccaggio delle deiezioni per le diverse tipologie animali, in particolare per i bovini, suini ed avicoli. Verranno anche presentate alcune soluzioni migliorative ed atte a contenere e/o ridurre le emissioni di metano, ammoniaca e protossido di azoto negli stoccaggi. È utile ricordare che la quantità di azoto che arriva allo stoccaggio è strettamente legata alla quantità iniziale prodotta all'inizio della catena di produzione del refluo stesso e quindi agire preventivamente sulle escrezioni di azoto con misure gestionali e/o nutrizionali permetterà di ridurre i quantitativi di azoto nei ricoveri e successivamente negli stoccaggi con conseguenze positive anche in termine di ammoniaca e protossido di azoto prodotti. Ridurre le escrezioni permetterà anche una minor quantità di metano nei ricoveri ma anche negli stoccaggi.

Dalle deiezioni animali vengono rilasciati gas inquinanti quali ammoniaca, metano e protossido di azoto. Il metano viene prodotto dalla decomposizione del refluo zootecnico in condizioni di anaerobiosi. Il protossido di azoto viene prodotto invece durante il processo di nitrificazione-denitrificazione dell'azoto contenuto nelle deiezioni zootecniche. L'ammoniaca viene rilasciata a seguito della decomposizione dell'azoto presente nei reflui sottoforma di perdite gassose (tabelle 24 e 25). Queste condizioni sono favorite in presenza di un numero elevato di animali allevati in ambiente confinato come ad esempio nelle stalle di bovini da latte, da carne e negli allevamenti suini ed avicoli, laddove le deiezioni vengono tipicamente depositate sotto forma di cumuli oppure conservate in lagune o vasche di stoccaggio. Le emissioni di metano prodotto dalle deiezioni possono essere ridotte prevenendo la decomposizione anaerobica della materia organica contenuta nel refluo o meglio stimolando una fermentazione controllata delle deiezioni all'interno di digestori con recupero di metano ed successivo utilizzo per la produzione di energia elettrica e calore (Groenestein *et al.*, 2011; FAO, 2013). I fattori principali che portano alla produzione di metano dalle deiezioni animali sono la quantità di refluo prodotto, la tipologia di gestione delle deiezioni (presenza di ossigeno in contatto con le deiezioni, pH, umidità, ecc) ed il

clima, soprattutto la temperatura, e quindi determinano l'importanza della decomposizione anaerobica.

È stato comunque dimostrato che la produzione di metano dagli stoccaggi solidi tende ad essere ridotta rispetto agli stoccaggi delle frazioni liquide in quanto le temperature all'interno delle vasche di stoccaggio delle deiezioni liquide tendono a favorire la crescita batterica e quindi la decomposizione anaerobica (Chadwick *et al.*, 2011). Tuttavia, esiste un effetto contrario sulla produzione di protossido di azoto che viene stimolato negli stoccaggi solidi piuttosto che in quelli liquidi. Inoltre, alcuni autori hanno affermato che la copertura degli stoccaggi esterni previene la fuga delle emissioni di ammoniaca durante lo stoccaggio (Valli *et al.*, 2002) ma può creare delle condizioni di anaerobiosi che favoriscono l'aumento delle emissioni di metano e contestualmente la riduzione delle emissioni di protossido di azoto (Brink *et al.*, 2000, Degré *et al.*, 2001). Altri studi si sono interessati ai fattori che possono favorire la produzione di ammoniaca dagli stoccaggi delle deiezioni avicole e hanno potuto notare che l'emissione di ammoniaca è risultata ridotta del 21% di media rispetto al cumulo di pollina umida se ci si riferisce al peso del cumulo (su base umida), ma più elevata (31%) se è riferita al contenuto totale di azoto nel cumulo, confermando il fatto che più elevato è il tenore di sostanza secca della pollina, più basse sono le emissioni di ammoniaca (Valli *et al.*, 2002).

Per quanto riguarda la produzione di protossido di azoto, le quantità prodotte negli stoccaggi dipendono dal sistema di gestione nonché dalla durata di conservazione delle deiezioni. La produzione di protossido di azoto necessita inizialmente di una reazione aerobica che favorisce la nitrificazione, trasformando l'ammoniaca in nitrati, seguita da un processo anaerobico che sollecita la denitrificazione, convertendo i nitrati in N_2O , e quindi, contrariamente alla produzione di metano, un ambiente aerobico e con deiezioni solide favorisce la generazione del protossido di azoto. Nei sistemi di gestione dei solidi, infatti, nel caso di letami con lettiera prodotti all'interno delle stalle ed allontanati frequentemente (ogni mese o due mesi), vi è una maggiore produzione di metano, ma non di protossido di azoto, in quanto vengono create le condizioni di anaerobiosi dovute all'azione dell'animale (schiacciamento del letame) e dalle temperature favorevoli (Groenestein *et al.*, 2011). Invece, nel caso di letami con paglia raschiati quotidianamente oppure letami con lettiera cumulati e conservati nelle piattaforme dedicate allo stoccaggio, vi sono le condizioni favorevoli di aerobiosi e successivamente di anaerobiosi, portando ad un aumento della temperatura nel cumulo ed una decomposizione della lettiera risultante in processi di nitrificazione e denitrificazione durante i quali si producono maggiori emissioni di protossido di

azoto e minori quantità di metano (Degré *et al.*, 2001). Inoltre, conviene distinguere fra situazioni ove i letami vengono accumulati nel ricovero sotto l'animale da quelle situazioni ove il letame viene conservato all'esterno della stalla. Nel primo caso, la gestione della lettiera, con la creazione di processi anaerobici grazie all'azione meccanica di schiacciamento del letame e lettiera da parte degli animali, vi è una produzione significativa di metano (Groenestein *et al.*, 2011). Questo tipo di "stoccaggio" potrebbe portare a delle produzioni di metano superiori a quelle prodotte dalla fermentazione enterica. Rimane comunque il fatto che con questo sistema di gestione delle deiezioni, le produzioni di N₂O sono limitate e comparabili a quelle prodotte dai sistemi di stoccaggio dei liquami (0,8 g N₂O/VL/gg ; Chadwick *et al.*, 1998). Il letame conservato all'esterno invece, è una fonte potenziale di emissioni di protossido di azoto dovuto ai processi di nitrificazione e di denitrificazione che si succedono. Gli stessi autori evidenziano un fattore di emissione di 1,1 g N₂O/m³/gg (tabella 24). Il letame conservato in letamaio presenta invece emissioni di protossido di azoto superiori a quelle prodotte nelle concimaie, rapportate alle condizioni di stoccaggio (Degré *et al.*, 2001). Tuttavia, durante lo stoccaggio dei liquami, in assenza di crosta naturale alla superficie del refluo conservato, e in mancanza di ossigeno all'interno della vasca, vi è una produzione ridotta di protossido di azoto ma nella maggiore parte dei casi, si creano processi anaerobici che portano alla produzione di metano sia che venga conservato in vasca interna che esterna alla stalla.

Riguardo ai liquami conservati in fossa, le emissioni di protossido di azoto possono essere comprese fra 0 e 45 g N-N₂O/VL (ovvero fra 0 e 0,15% dell'azoto escreto) e dipendono molto dalle condizioni ambientali circostanti. Le quantità di metano emesse invece sono comprese fra 31 e 90 kg CH₄/VL (Degré *et al.*, 2001). Come visto nel capitolo "Gestione delle deiezioni nei ricoveri", è importante ricordare l'impatto della superficie del ricovero, la tipologia dell'alloggio nonché le caratteristiche della struttura di stoccaggio (tabella 25), fattori che influenzano molto le emissioni sia di ammoniaca, che di metano e protossido di azoto.

Emissioni di	Liquame		Letame
CH ₄ (g/m ³ /gg) riferimento	24 – 47 Sommer <i>et al.</i> (2000)	16 De Mol e Hilhorst (2003)	-
N ₂ O (g/m ³ /gg) riferimento	-	-	1,1 Chadwick <i>et al.</i> (1998)

Tabella 24. Emissioni di gas a effetto serra negli stoccaggi esterni (citato da Dollé e Robin, 2006)

Sistema di stoccaggio	% azoto perso
Solido	
Deiezioni raschiate ed allontanate per conservazione esterna	15-35
Cumulo di letame	20-40
Cumulo all'aperto	40-60
Fossa profonda (avicoli)	15-35
Liquido	
Vasca o fossa sottoterra	15-30
Vasca sterrata	10-30
Vasca a terra	20-40
Laguna anaerobica	70-80

Tabella 25. Differenze fra sistemi di stoccaggio delle deiezioni (liquidi, solidi) rispetto alla perdita di azoto (%) (Jonhson e Eckert, 2013)

La Guidance prodotta dalle Nazioni Unite (UNECE, 2014) ha previsto alcune tecniche di mitigazione per la riduzione delle emissioni di ammoniaca negli stoccaggi, anche in questo caso fissando una situazione di riferimento con la quale verranno comparate altre tecniche disponibili ed il loro effetto sull'abbattimento dell'ammoniaca. La situazione base per stimare le emissioni di ammoniaca provenienti dagli stoccaggi è quindi quella delle strutture senza copertura in superficie. Tutte le tecniche che verranno citate di seguito hanno un impatto indiretto sulle emissioni di protossido di azoto e di metano negli stoccaggi.

Le azioni di mitigazione da applicare negli stoccaggi sono le stesse applicate o da applicare nei ricoveri ovvero la riduzione della superficie di contatto fra aria e liquame, la riduzione della velocità dell'aria al di sopra della superficie del liquame, e la copertura delle fosse o vasche di stoccaggio (tabella 26). Le coperture possono essere di tipo flottanti, a telo o rigide (Degré *et al.*, 2001; Groenestein *et al.*, 2011; UNECE, 2014).

Per quanto riguarda lo stoccaggio del solido, la copertura del cumulo con teli di plastica permette una riduzione di tutte le emissioni gassose (Chadwick, 2005; Hansen *et al.*, 2006). Lo stoccaggio della pollina essiccata nella struttura ospitante deve avere una pavimentazione impermeabile e dotata di ventilazione sufficiente al fine di mantenere lo stato essiccato della pollina e ridurre le perdite di ammoniaca (Valli *et al.*, 2002). I vantaggi che si possono trarre dall'utilizzo delle coperture rigide riguardano soprattutto la prevenzione delle precipitazioni riducendo quindi i volumi dei percolati e dei colaticci nonché i costi di trasporto. L'utilizzo di coperture fisse permette inoltre il contenimento degli odori nonché del metano e del protossido di azoto. Riguardo lo stoccaggio delle frazioni liquide, il liquame viene comunemente conservato all'interno di vasche in cemento o in acciaio oppure all'interno di silos o nelle lagune sopraelevate.

Quest'ultime, avendo una superficie maggiore per unità di volume rispetto alle vasche, ha dimostrato una maggiore attività di denitrificazione e quindi di rilascio di N_2O (UNECE, 2014). È stato comunque provato che l'utilizzo delle strutture con coperture rigide oppure con teli sia la soluzione più praticabile e che permette la riduzione delle emissioni di gas dagli stoccaggi. Le coperture devono comunque prevedere la possibilità di essere aerate per evitare l'accumulo di gas infiammabili quale il metano. Le coperture flottanti, di plastica, tela, geotessile, o altro tipo di materiale idoneo, sono maggiormente utilizzate per le piccole lagune sopraelevate ma difficilmente applicabili su vasche (tabella 26). Inoltre, nel caso di sostituzione delle lagune con delle strutture più profonde o con dei silos, le emissioni vengono ridotte in proporzione alla riduzione della superficie per unità di volume. Tuttavia, la tecnica si annuncia costosa e dipende dalle caratteristiche della laguna e della nuova struttura adibita a stoccaggio. In più, i sacconi quali contenitori di liquami prevalentemente separati (mediante l'utilizzo di separatori solido/liquido) possono essere considerati come mezzi idonei alla riduzione delle emissioni delle deiezioni nelle piccole aziende (ad esempio nelle porcilaie con meno di 150 suini all'ingrasso). Si fa comunque presente che minimizzando l'agitazione e la miscelazione dei liquami ed aggiungendo nuovo liquame dalla parte inferiore invece che dalla superficie della vasca permette la formazione di una crosta alla superficie dello stoccaggio, che permette la riduzione significativa delle emissioni di ammoniaca a costi nulli (Degré *et al.*, 2001, Groenestein *et al.*, 2011). L'efficienza di abbattimento delle emissioni dipende dalla natura e della durata di installazione e di persistenza della crosta nonché della tipologia di liquame utilizzato (Misselbrook *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2007). Inoltre, Valli *et al.* (2002) hanno testato diversi materiali di copertura negli stoccaggi dei liquami suini al fine di valutarne l'efficacia in termine di riduzione delle emissioni di ammoniaca proveniente dalla conservazione delle deiezioni. Una copertura a base di olio vegetale con due diversi spessori, due materiali lignocellulosici (paglia di grano e cippato di legno) e un materiale inerte (argilla espansa = LECA®) a due diversi spessori (7 e 14 cm) sono stati impiegati. Gli autori hanno concluso che la riduzione delle emissioni di ammoniaca ottenuta con l'olio vegetale è stata molto elevata in quanto si è ottenuta una riduzione dell'82% per lo spessore di 3 mm e del 100% per lo spessore di 9 mm. Risultati soddisfacenti sono stati ottenuti anche con l'utilizzo di coperture di palline di argilla espansa tipo LECA® (*Light Expanded Clay Aggregate*) soprattutto di spessore maggiore (70% di abbattimento dell'ammoniaca) contro 24% per lo spessore più basso. Le palline di argilla espansa possono inoltre essere applicate sulla superficie dei liquami che non formano naturalmente una crosta, sono facili da utilizzare ed essendo un composto neutro, non

interagiscono con il liquame oltre ad essere facili da eliminare al momento della preparazione del liquame per lo spandimento. Inoltre, con la paglia trinciata ed il cippato di legno utilizzati come copertura dei liquami suini, si è verificato un effetto positivo sulle emissioni di ammoniaca solo a seguito dell'utilizzo degli spessori più importanti (da 76% a 84% di NH₃ in meno con 14 cm di cippato di legno e paglia trinciata, rispettivamente) (Valli *et al.*, 2002). Tuttavia, in alcune condizioni, l'utilizzo di coperture flottanti quale la copertura con paglia trinciata o con materiale organico potrebbe innalzare le emissioni di N₂O (UNECE, 2014).

È importante ricordare che sarebbe buona prassi minimizzare le perdite di ammoniaca anche durante lo spandimento delle deiezioni provenienti dagli stoccaggi coperti, pena la perdita dei benefici ottenuti. Le emissioni di gas nonché le misure di mitigazione durante l'applicazione degli effluenti verranno discussi nel capitolo 2.4.

Misura di abbattimento	Riduzione delle emissioni di NH ₃ (%)	Applicazione
Stoccaggio senza copertura o crosta (riferimento)	0	-
Struttura rigida, tettoia o tenda	80	Vasche in cemento o in acciaio
Coperture flottanti	60	Piccole lagune sopraelevate
Formazione di crosta naturale riducendo le miscele e il caricamento di nuovo liquame dall'alto (copertura flottante)	40	Solo per liquami con alto contenuto di materiale fibroso. Non applicabile per aziende laddove è necessario la miscelazione e la rottura della crosta naturale per lo spandimento frequente. La crosta potrebbe non formarsi sopra i liquami suini in climi freddi
Sostituzione delle lagune con strutture coperte o con strutture aperte con pareti alte (profondità > 3 m)	30-60	Solo per nuove strutture e soggette a verifica urbanistica per la costruzione di strutture alte
Saccone	100	Le dimensioni dei sacconi potrebbe limitarne l'uso per grosse aziende zootecniche
Palline di LECA (coperture flottanti)	60	Non applicabile per i liquami che formano croste
Altre coperture flottanti (citsalP sheeting)	60	Per lagune grandi sopraelevate e vasche in cemento o in acciaio. Dipende dalla gestione dello stoccaggio che può limitare l'utilizzo di questa tecnica
Altro materiale flottante di copertura (cippato di legno, paglia trinciata, ...)	40	Applicabile in vasca in cemento o acciaio. Potrebbe non essere applicabile nelle lagune grandi sopraelevate. Non applicabile se il materiale utilizzato in copertura limita la gestione del liquame (per lo spandimento)

Tabella 26. Misure di mitigazione per l'abbattimento dell'ammoniaca dagli stoccaggi (UNECE, 2014)

2.3. Trattamento dei reflui: metano, protossido di azoto ed ammoniaca

Di seguito vengono descritte alcune tecniche di mitigazione possono essere applicate alle deiezioni, prima o dopo lo stoccaggio, ovvero prima o dopo lo spandimento al fine di ridurre le emissioni gassose, soprattutto di ammoniaca.

Alcuni studi consigliano il raffreddamento dei liquami come tecnica capace di abbattere le emissioni di ammoniaca sia nei ricoveri o durante lo stoccaggio. Le emissioni di ammoniaca provenienti dai sistemi di stoccaggio del liquame possono quindi essere ridotte raffreddando la parte sovrastante con dispositivi flottanti di raffreddamento. Il calore estratto dal liquame può essere valorizzato attraverso una pompa di calore ed utilizzato per riscaldare altre utenze. Il processo di raffreddamento del liquame rallenta la volatilizzazione dell'ammoniaca ed il suo trasferimento dal liquame all'aria (Nimmermark e Gustafsson, 2005; Groenestein *et al.*, 2011; Bleizgys *et al.*, 2013) ma presenta costi importanti da sostenere.

Anche gli inibitori di ureasi, che agiscono riducendo l'attività dell'enzima ureasi o bloccandola completamente, possono essere applicati prima dello spandimento del liquame quindi nel ricovero oppure nello stoccaggio. Una riduzione sostanziale (fino al 90%) delle emissioni potrebbe essere ottenuta se non vi è un processo di trasformazione/volatilizzazione dell'urea all'inizio della catena di produzione del liquame quindi quando le misure di riduzione o prevenzione sono già adottate a livello del ricovero o durante lo stoccaggio (Parker *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2013).

In più, le emissioni di ammoniaca sembrano ridursi dopo la raccolta delle urine e degli escrementi in un ambiente acidificato in quanto la conversione dell' NH_4^+ in NH_3 è ridotta quando il pH è acido (Ndegwa *et al.*, 2008; Groenestein *et al.*, 2011). È importante però rinnovare regolarmente la miscela di urine, escremento e liquido acidificato e verificare che la parte liquida acidificata abbia un pH non superiore a 6,5 al momento del rinnovo.

Alcuni autori sostengono inoltre che la diluizione del liquame, operazione eseguita negli stoccaggi e prima degli spandimenti, sia efficace nel ridurre la concentrazione dell'ammoniaca (di 44%-91%) che verrà emessa dal liquame (Frost, 1994, citato da Ndegwa *et al.*, 2008). Tuttavia, questa pratica genera un aumento del volume di liquame all'interno dell'azienda e rende l'operazione non sostenibile dal punto di vista economico per i problemi di smaltimento.

Massima attenzione va posta all'aerazione dei liquami. Infatti, secondo Béline (1998, citato da Degré *et al.*, 2001), durante l'aerazione del liquame, la percentuale di protossido di azoto che viene emessa in atmosfera potrebbe raggiungere 31% rispetto al contenuto iniziale di azoto del liquame che una volta aerato, nello stoccaggio emetterà fino a 9% di N₂O e da 9% a 30% di ammoniaca, arrivando infine a contenere da 15 a 48% di azoto iniziale.

In più, Valli *et al.* (2002) hanno studiato l'effetto della separazione solido/liquido di liquame suino dove hanno potuto affermare che la separazione dei solidi (e successiva applicazione della frazione chiarificata in campo) ha permesso una riduzione della sostanza secca nei liquami dal 25 al 33% e ha consentito quindi una riduzione modesta delle emissioni di ammoniaca di circa 10% (media fra 9 e 22% in due prove eseguite). Groenestein *et al.* (2011) riportano invece come la separazione dei liquami (bovini, suini) in frazione liquida (1-2% di SS) e in frazione solida (20-30% di SS) può portare ad una riduzione delle emissioni di ammoniaca, approccio condiviso anche da Ndegwa *et al.* (2008). La frazione solida può essere ulteriormente essiccata (80-90% di SS) e conservata oppure può essere applicata direttamente ai suoli agricoli. In più, la parte liquida può essere lavorata ulteriormente tramite l'ultra-filtrazione e l'osmosi inversa producendo un liquido di elevata concentrazione ed un effluente che può essere scaricato in acque superficiali oppure nei sistemi fognari. In alternativa, la frazione liquida potrebbe essere smaltita direttamente nel suolo. La manipolazione delle deiezioni tramite separazione apporta dei cambiamenti alle caratteristiche iniziali del liquame e quindi anche al suo potenziale emissivo di NH₃ e di N₂O.

Per quanto riguarda le operazioni di trattamento delle deiezioni quali la pollina, la sua rapida essiccazione permette l'interruzione del processo aerobico dell'acido urico e delle proteine non digerite in quanto un basso contenuto di umidità inibisce la crescita batterica (ERVET, 2005). Questo implica una minor produzione di enzimi microbici catalizzando la produzione di NH₄⁺ dall'acido urico e dalle proteine. L'essiccazione della pollina può essere realizzata utilizzando aria calda. Anche l'attività batterica e la conseguente interruzione del rilascio dell'acido urico sono ridotti raffreddando la pavimentazione e la pollina sovrastante, interrompendo così la naturale decomposizione della pollina generata dall'attività batterica e dal calore della materia organica (Groenestein *et al.*, 2011; UNECE, 2014). Oltre all'essiccazione ed al raffreddamento della pollina, si possono raggiungere risultati soddisfacenti con il suo incenerimento. Infatti, la combustione della pollina ha suscitato grande interesse per i produttori di energia da fonti rinnovabili e ha anche permesso il suo smaltimento. Gli impianti alimentati con pollina dispongono di mezzi per catturare tutti i fumi emessi compresi i gas di NH₃. Considerando che l'impianto di produzione di energia da

pollina è dotato di sistemi di trattamento e sanificazione dell'aria e che tutti i trasporti e gli aspetti logistici legati alla movimentazione della pollina vengano fatti in maniera ottimale nonché la copertura degli stoccaggi, l'insieme garantisce la prevenzione delle emissioni sia di protossido di azoto che di ammoniaca in campo riducendo la fonte emissiva e sicuramente non generando aumenti dei carichi emissivi in atmosfera, rispetto ad una situazione di riferimento.

Altre tecniche di trattamento delle deiezioni potrebbero essere quelle di eseguire interventi di compattazione e copertura del letame. Comparandolo al letame non coperto, vi è una riduzione delle emissioni di CH₄ ma le emissioni di N₂O possono aumentare a seconda delle condizioni climatiche (Chadwick, 2005; Hansen *et al.*, 2006).

Anche il compostaggio del letame bovino usando piattaforme di stoccaggio aerate e utilizzando membrane porose e sistemi di ventilazione può ridurre le emissioni di CH₄ del 30% in comparazione con lo stoccaggio del refluo tal quale oppure del 70% rispetto allo stoccaggio in cumulo (Groenestein *et al.*, 2011). D'altro canto, l'aumento di paglia nel letame può ridurre significativamente le emissioni durante il compostaggio (Sommer e Hutchings, 2001). Metodi di trattamento delle deiezioni come il compostaggio o la trasformazione del biogas prodotto dalla fermentazione delle deiezioni in calore ed energia elettrica eliminano le emissioni di metano e di protossido di azoto dagli stoccaggi, riducendo le emissioni fino al 95%. Inoltre, questo processo può far diminuire le emissioni di CO₂ grazie all'effetto di sostituzione dei combustibili fossili con energia verde prodotta da fonti rinnovabili.

Un'altra opzione è quella di raccogliere e bruciare il metano emesso dal letame (Pattey *et al.*, 2005). Tuttavia, con il processo di digestione anaerobica controllato, le emissioni di ammoniaca e di protossido di azoto dai sistemi di gestione dei reflui possono diminuire. Il sottoprodotto generato dalla digestione anaerobica ovvero il digestato potrebbe comunque avere, una volta applicato al campo come ammendante, un rilascio di emissioni di ammoniaca e di protossido di azoto (Brink *et al.*, 2000; Köster *et al.*, 2014).

Il trattamento dei liquami, oltre a ridurre gli impatti in atmosfera dovuti al rilascio di gas climalteranti, ha anche lo scopo di ridurre le quantità di azoto e di fosforo contenute negli effluenti al fine di permettere uno spandimento ragionevole sui terreni agricoli (Degré *et al.*, 2001).

2.4. Spandimento: Protossido di azoto ed ammoniaca

L'azoto ed il fosforo sono generalmente i nutrienti limitanti nell'applicazione dei liquami al campo. L'applicazione di livelli che superano i fabbisogni nutrizionali delle piante può portare ad un eccesso di nutrienti nelle acque superficiali o nelle falde e quindi creare un problema di inquinamento delle acque. La Direttiva Nitrati prevede inoltre che per le zone vulnerabili non si debba superare 170 kg di azoto per ettaro. Le perdite di nutrienti durante lo stoccaggio e la manipolazione delle deiezioni potrebbero portare ad una riduzione delle quantità di nutrienti disponibili durante la fase di spandimento. Le perdite di fosforo e di potassio sono generalmente minime durante l'esecuzione di queste operazioni ma quelle relative all'azoto sono invece di grande importanza.

I metodi di applicazione degli effluenti sui terreni influenzano la quantità di nutrienti che diventa disponibile alla radice della pianta. La maggior parte delle perdite avvengono entro 24 ore dall'applicazione sul campo. Perciò, sarebbe buona pratica incorporare il liquame il più presto possibile dopo la sua applicazione (ERVET, 2005, Regione del Veneto, 2011; UNECE, 2014).

Oltre alla perdita di nutrienti, durante l'applicazione delle deiezioni al campo vengono emessi dell'ammoniaca, e successivamente del protossido di azoto, principalmente a seguito della manipolazione dei reflui ed la loro messa a contatto con l'aria circostante che permette la loro diffusione. Ridotte quantità di metano possono svilupparsi a seguito dell'applicazione al campo ma solo se vengono a stabilirsi condizioni di fermentazione in anaerobiosi.

I fattori che influenzano la volatilizzazione dell'ammoniaca dall'applicazione delle deiezioni sul campo possono essere dovute alle proprietà chimiche e fisiche del liquame, ai fattori meteorologici, nonché all'interazione fra liquame, suolo e pianta (Sommer e Hutchings, 2001; Groenestein *et al.*, 2011). La riduzione delle emissioni di NH_3 può essere realizzata influenzando i diversi percorsi nel processo di volatilizzazione dell'ammoniaca (tabella 27).

La determinazione della quantità necessaria di azoto da applicare al terreno deve tenere in considerazione la condizione nella quale si trova il terreno a seguito della coltura precedentemente coltivata, delle fertilizzazioni azotate aggiunte, nonché delle quantità di azoto disponibile dalle applicazioni precedenti di liquame.

Alcuni autori hanno studiato diverse tecniche di riduzione delle emissioni al campo. Brink *et al.* (2000) e Montes *et al.* (2013) hanno considerato che lo spandimento giornaliero del liquame riduce le emissioni di metano proveniente dalla gestione delle deiezioni in quanto la durata di stoccaggio del refluo è ridotta. Tuttavia, questa tecnica potrebbe aumentare le emissioni di

protossido di azoto e di ammoniaca, anche in relazione con le tecniche di spandimento utilizzate, le esigenze nutrizionali delle piante coltivate, la pluviometria, ed il periodo di applicazione.

Velthof e Mosquera (2011) hanno sperimentato invece l'applicazione della tecnica di restrizione di accesso al pascolo che permette di ridurre le emissioni di N₂O emesso dalle deiezioni applicate direttamente al suolo, ma che porterà all'aumento della permanenza degli animali all'interno della stalla e quindi all'aumento delle quantità di liquame raccolto e conservato negli stoccaggi, aumentando infine le emissioni sia di metano che di ammoniaca in azienda. Questa tecnica, oltre alla difficoltà di applicazione per le motivazioni citate sopra, non concerne necessariamente i sistemi aziendali intensivi che non prevedono il pascolamento degli animali.

Alcuni studi parlano invece di suddividere le applicazioni di fertilizzanti chimici al fine di ridurre le emissioni al campo, sostenendo comunque che l'iniezione (5 a 10 cm) dei liquami e dei fertilizzanti abbia un impatto negativo sulle emissioni di protossido di azoto, rispetto alle applicazioni superficiali (Kiukman *et al.*, 2004; Velthof *et al.*, 2010; Montes *et al.*, 2013).

	Fattore	Stoccaggio ed applicazione
Caratteristiche del liquame	pH	+
	Azoto totale ammoniacale (NH ₄ ⁺ +NH ₃)	+
	Contenuto sostanza secca	+/-
	Superficie di applicazione	+
Condizioni meteorologiche	Temperatura dell'aria	+
	Radiazioni solari	+
	Velocità dell'aria	+
	Pluviometria	-
	Umidità relativa	0/-
Proprietà del suolo e delle coltivazioni	Presenza di residui colturali	Applicazione
		+
	Umidità del suolo	0/+
	Tasso di infiltrazione	-
	pH del suolo	+
Altezza della coltivazione	-	

Tabella 27. Fattori influenzando la volatilizzazione dell'NH₃ dal liquame durante lo stoccaggio e durante lo spandimento (Groenestein *et al.*, 2011)

+ con l'aumento del valore del fattore vi è un aumento della volatilizzazione dell'NH₃

- con l'aumento del valore del fattore vi è una diminuzione della volatilizzazione dell'NH₃

Lo spandimento in bande sulla superficie del terreno può essere realizzato attraverso l'utilizzo di attrezzi chiamati "trailing hose" oppure con l'ausilio dei detti "trailing shoe". Trattasi di attrezzi che sono differenziabili fra di loro grazie alla presenza (nel trailing shoe) e l'assenza (nel trailing hose) del "shoe" ovvero del "piede" all'attacco di ogni tubo di distribuzione del liquame che scorre (o galleggia) sulla superficie del terreno esercendo poca o nessuna penetrazione diretta nel suolo (Amon *et al.*, 2006; UNECE, 2014). Webb *et al.* (2010) affermano comunque l'efficienza dello trailing shoe rispetto allo trailing hose che limita peraltro la contaminazione delle vegetazioni con il liquame applicato (tabella 29). Con entrambi gli attrezzi, il liquame viene applicato uniformemente, e entrambi permettono l'aumento del tempo disponibile per l'applicazione del refluo nonché la possibilità di spandimento anche nelle zone vicine ai margini del campo senza creare rischi di contaminazione delle aree adiacenti (Webb *et al.*, 2010; Sommer *et al.*, 2013). Con l'ausilio sia del trailing shoe che del trailing hose, è possibile ottenere una riduzione delle emissioni di ammoniaca che va da 30 a 60% (35% con trailing hose a 65% con trailing shoe, rispetto ad una situazione di riferimento i.e. *spandimento a pieno campo senza interrimento*). Infatti, anche nello studio di Valli *et al.* (2002), lo spandimento in bande aveva consentito una riduzione significativa delle emissioni, rispettivamente del 27% e del 46% (risultati ottenuti da due prove sperimentali), un risultato complessivamente migliore rispetto a quello attribuito a tale tecnica nel BREF IPCC (30%).

Per quanto riguarda la tecnica di incorporazione del letame e dei liquami nel suolo, essa permette una riduzione efficace delle emissioni di ammoniaca. Tuttavia, i livelli più alti di abbattimento dell'ammoniaca vengono raggiunti quando il refluo viene completamente e rapidamente interrato, con effetti potenzialmente positivi anche in termine di riduzione del protossido di azoto (Webb *et al.*, 2010; Montes *et al.*, 2013). La tecnica è applicabile sui terreni coltivabili e prima della semina ma non è realizzabile sui prati permanenti. Dato che le perdite di ammoniaca avvengono rapidamente dopo lo spandimento sulla superficie dei terreni dei letami/liquami, la riduzione maggiore di ammoniaca potrà quindi essere ottenuta incorporando immediatamente le deiezioni dopo la loro applicazione (Webb *et al.*, 2010; Groenestein *et al.*, 2011; Sommer *et al.*, 2013). Tuttavia, questo fattore potrebbe essere limitante per le piccole aziende. Inoltre, anche l'incorporazione entro 4 ore dallo spandimento permette di raggiungere risultati elevatissimi di riduzione del carico emissivo di ammoniaca (fino a 65%) ma si ottengono risultati soddisfacenti anche con l'incorporazione entro le 24 ore (30%).

Infatti, Valli *et al.* (2002) hanno sperimentato la immediata incorporazione della pollina, e hanno affermato che la tecnica ha ridotto significativamente le emissioni in quanto le perdite cumulate sulle 48 ore sono ammontate al 22% dell'azoto ammoniacale applicato al campo, consentendo una riduzione delle emissioni pari al 58% (tabella 28).

Per quanto riguarda l'utilizzo della tecnica di iniezione del liquame direttamente nel terreno, esiste l'iniezione a solchi aperti e quella a solchi chiusi. La prima sembra quella più diffusa nelle applicazioni ai pascoli o nei terreni con lavorazioni minime del terreno. Al fine di agire efficacemente sulle emissioni di ammoniaca ed aumentare la disponibilità dell'azoto per la pianta, l'iniezione dovrebbe essere eseguita ad una profondità di 5 cm e lo spazio fra un'iniezione ed un'altra dovrebbe essere di più o meno di 30 cm (UNECE, 2014) anche se Sommer *et al.* (2013) sostengono che una larghezza di lavorazione più ridotta (12 cm) possa essere sufficiente a raggiungere l'obiettivo di riduzione delle emissioni ammoniacali. Tuttavia, i terreni sassosi o molto compatti nonché quelli molto pendenti rendono l'applicazione difficile o impossibile. Inoltre, le iniezioni a solchi chiusi possono essere applicate a profondità ridotte (5 a 10 cm di profondità) o a profondità importanti (15 a 20 cm). Il liquame, una volta iniettato nel terreno, viene coperto chiudendo i solchi con rulli che esercitano una pressione sul terreno. L'effetto delle iniezioni a solchi chiusi sull'ammoniaca è maggiore rispetto alle iniezioni a solchi aperti (tabella 30).

Rimane il fatto che, nonostante l'efficacia del metodo, l'applicazione della tecnica è limitata principalmente alle applicazioni in pre-semina e con filari sufficientemente spazati ed è limitata dalla profondità del terreno, dalla sua composizione e pendenza (Webb *et al.*, 2010; UNECE, 2014). Come già testato da alcuni autori, le iniezioni delle frazioni liquide dei liquami all'interno del suolo porta ad una minore diffusione degli odori ed una perdita minima dei nutrienti sotto forma di emissioni in aria o nelle acque. Tuttavia, non tutte le tecniche che prevedono le iniezioni del liquame portano ad una riduzione delle emissioni in quanto alcune favoriscono l'aumento dell' N_2O (Degré *et al.*, 2001; Montes *et al.*, 2013; Sommer *et al.*, 2013).

Ciclo	Spandimento superficiale	Incorporazione immediata	
	Emissioni cumulate su 48 ore (% NH_4-N applicato)	Emissioni cumulate su 48 ore (% NH_4-N applicato)	Riduzione delle emissioni (%)
1 - novembre	57,6	16,3	72
2- maggio	49,8	28,2	43
Media	53,7	22,2	58

Tabella 28. Emissioni di ammoniaca a seguito dello spandimento della pollina su terreno arativo (Valli *et al.*, 2002)

Ciò nonostante, le iniezioni od incorporazioni con l'aratura effettuata subito dopo l'applicazione del liquame permettono di minimizzare il potenziale di ruscellamento diretto (Johnson e Eckert, 2013; UNECE, 2014).

Oltre alle tecniche citate qui sopra, la diluizione del liquame permette di ridurre la sostanza secca dei liquami da applicare, permettendo quindi di ottenere delle riduzioni fino a 30% delle emissioni di ammoniaca (Misselbrook *et al.*, 2004 citato da UNECE, 2014) anche se questo aumenterà le emissioni del protossido di azoto. Le diluizioni dipendono dal contenuto iniziale di sostanza organica nei liquami nonché delle caratteristiche fisio-chimiche dei terreni ove viene applicato.

	Pieno campo	Trailing hose	Iniezione	Trailing shoe
Distribuzione liquame	Molto irregolare	Regolare	Regolare	Regolare
Rischio volatilizzazione ammoniaca	Alto	Medio	Basso o nullo	Medio
Rischio contaminazione vegetazione	Alto	Medio	Basso	Basso
Rischio deriva del vento	Alto	No	No	No
Rischio odori	Alto	Medio	Basso o nullo	Medio
Capacità spandimento	Alto	Alto	Basso	Basso
larghezza di lavorazione (m)	6-10	12-28	6-12	6-16
danni meccanici di coltivazione	Nessuno	Nessuno	Alto	Medio
Costo applicazione	Basso	Medio	Alto	Alto
Quantità di liquame visibile	La maggior parte	Alcuna	Poca o nulla	Alcuna
Adatto a :	Tutte le colture	Colture invernali	Prati, suolo nudo	Prati

Tabella 29. Raccolta delle principali caratteristiche di quattro metodi di spandimento (Sommer *et al.*, 2013 adottato da Birkmose, 2009)

Misura di abbattimento	Applicazione	Riduzione delle emissioni di NH ₃ (%)	Interazioni
Spandimento della frazione liquida			
Spandimento in bande con il trailing hose	L'effetto della riduzione di NH ₃ aumenta con l'aumento della copertura vegetativa.	30% a 35%	Dipende dalla precisione di spandimento e dalla estensione della contaminazione della coltura con il liquame
Spandimento in bande con il trailing shoe	L'effetto della riduzione di NH ₃ aumenta con l'aumento della copertura vegetativa.	30% a 60%	Dipende dalla precisione di spandimento e dalla estensione della contaminazione della coltura con il liquame
Iniezione del liquame (solchi aperti)	Profondità dell'iniezione ≤ 5 cm	70%	Rischio di aumento di N ₂ O
Iniezione del liquame (solchi chiusi)	80% (solchi superficiali 5-10 cm) a 90% (iniezione profonda >15cm)	80% a 90%	Rischio di aumento di N ₂ O
Incorporazione del liquame applicato in superficie	Se immediata (con aratura): 90% Se immediata con dischi: 70% Se dopo 4h: da 45% a 65% Se dopo 24h: 30%	30% a 90%	-
Diluzione del liquame da >4% SS a <2% SS ed utilizzo in fertirrigazione	La riduzione delle emissioni di NH ₃ sono proporzionate alla variazione della diluzione. 50% di riduzione della SS del liquame permette una riduzione di 30% di NH ₃	30%	-
Spandimento della frazione solida (tutti gli allevamenti)			
Incorporazione del solido scaricato in superficie	Se immediata (con aratura): 90% Se immediata con dischi: 60% Se dopo 4h: da 45% a 65% Se dopo 12h: 50% Se dopo 24h: 30%	30% a 90%	Dipende dal grado di interrimento del solido, del tempo impiegato per l'interrimento, delle condizioni climatiche fra l'applicazione e l'incorporazione.

Tabella 30. Tecniche di spandimento delle deiezioni ed impatto sulle emissioni di ammoniaca (UNECE, 2014)

3. Strategie gestionali in relazione all'uso dei fertilizzanti azotati in agricoltura: interventi di mitigazione, applicazioni ed impatti su ammoniaca e protossido di azoto

In questo capitolo vengono presentate, in modo sintetico, le varie tecniche di mitigazione relative agli effetti dell'applicazione dei fertilizzanti azotati sui terreni agricoli. Queste pratiche, visto che sono comunemente applicate in agricoltura e che rappresentano una percentuale significativa di emissioni ammoniacali (circa il 15% sul totale prodotto dall'agricoltura – ISPRA, 2012), verranno comunque incluse nel presente Report, anche se non sono emissioni attribuibili al settore zootecnico.

L'applicazione dei fertilizzanti azotati sui terreni agricoli comporta il rilascio di ammoniaca in atmosfera, oltre alla produzione di protossido di azoto a seguito dell'instaurarsi dei processi di nitrificazione-denitrificazione (figura 12). Molti fattori sono responsabili della volatilizzazione dell'ammoniaca a seguito della fertilizzazione azotata e dipendono sia dalle caratteristiche dei terreni che dalle condizioni climatico-ambientali. L'applicazione superficiale dei fertilizzanti a base ureica, fonte significativa di emissioni ammoniacali rispetto ad altri tipi di fertilizzanti azotati, può quindi creare delle perdite di ammoniaca qualora non venga eseguita un'irrigazione o in assenza di precipitazioni a seguito della loro applicazione (Jones *et al.*, 2007; Mikkelsen, 2009). Inoltre, vi è una produzione consistente di NH₃ in caso di applicazioni di fertilizzanti in condizioni di alte temperature o di elevato pH del suolo. In aggiunta, le caratteristiche del terreno influenzano la volatilizzazione dell'ammoniaca dai fertilizzanti azotati, soprattutto in presenza di terreno poco argilloso e povero di sostanza organica (Mikkelsen, 2009). È importante sottolineare la considerevole influenza della tipologia di fertilizzante utilizzato nella quantificazione delle emissioni di ammoniaca, e, di conseguenza, anche di protossido di azoto. Infatti, le emissioni provenienti dall'applicazione di urea sono molto più consistenti rispetto all'applicazione di altri fertilizzanti, dovute alla rapida idrolisi dell'urea che causa l'aumento del pH nel suolo, processo facilitato dalla presenza dell'enzima ureasi grazie all'abbondanza di residui colturali. Il ciclo di trasformazione dell'azoto nel terreno e del rilascio dell'ammoniaca è rappresentato in figura 12 (fonte: Jones *et al.*, 2007). Le perdite di azoto sotto forma ammoniacale a seguito della fertilizzazione variano molto a seconda delle condizioni citate sopra, da zero fino al 100% nei casi estremi (Mikkelsen, 2009).

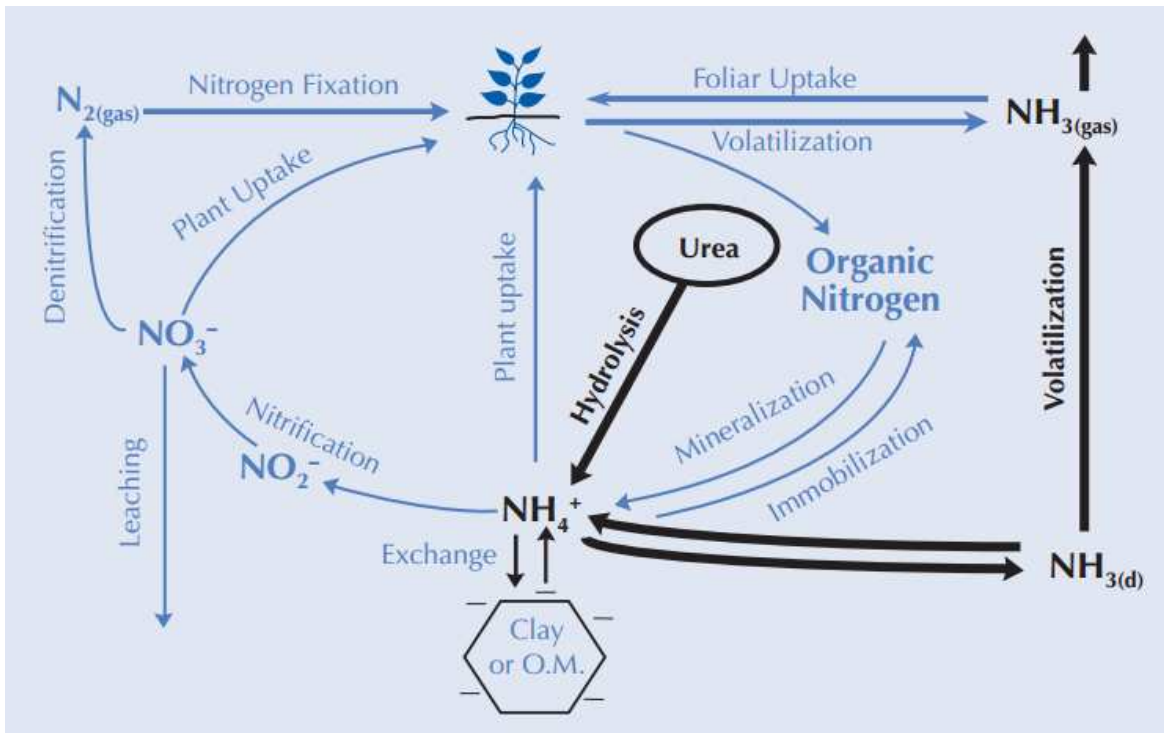


Figura 12. Il ciclo dell'azoto con particolare riguardo alla volatilizzazione dell'ammoniaca (Jones et al., 2007)

Come fanno notare i medesimi autori, le perdite di ammoniaca in atmosfera dai fertilizzanti a base ureica che rimangono a lungo sulla superficie del terreno, prima della loro incorporazione, possono oscillare dal 10 al 40% (dal 5 al 40% - fonte UNECE, 2014), suggerendo una appropriata gestione della fertilizzazione al fine di ridurre al minimo le perdite di ammoniaca. Si fa comunque presente che le perdite di ammoniaca dall'utilizzo delle fonti azotate ureiche sono molto più importanti rispetto a quelle dovute all'utilizzo del nitrato ammonio (o equivalente) in quanto ammontano a circa 0,5 - 5% di perdite di NH_3 (si rimanda al Report ISPRA, 2011 per maggiori dettagli sul potenziale emissivo dei vari fertilizzanti azotati).

Molti studi hanno sperimentato la riduzione dell'utilizzo dei fertilizzanti azotati sintetici a favore di una parziale od intera sostituzione con liquami zootecnici o comunque con delle matrici di origine organica con giustificato potere fertilizzante (Kiukman et al., 2004; Webb et al., 2010; Groenestein et al., 2011), osservando un impatto positivo in termine di riduzione non solo dell'ammoniaca ma anche del protossido di azoto (figura 13), con ulteriori vantaggi ambientali che riguardano un'efficiente gestione dei reflui zootecnici.

Oltre alla scelta del fertilizzante da utilizzare e delle condizioni pedoclimatiche ottimali, è di fondamentale importanza la verifica dei fabbisogni agronomici ovvero il miglioramento dell'efficienza dell'azoto fornito con la fertilizzazione e da mettere a disposizione alla radice della pianta, pratica che permette un risparmio considerevole delle emissioni di ammoniaca (oltre alle quantità di fertilizzante chimico che viene ridotta significativamente, portando non solo ad un beneficio ambientale ma anche ad un risparmio economico).

Queste pratiche riportate sopra vanno ad aggiungersi alle varie tecniche di mitigazione ampiamente documentate, studiate e riportate in letteratura abbondante. Infatti, è altrettanto possibile ridurre l'impatto della fertilizzazione azotata attraverso alcune scelte strategiche intraprese durante la loro applicazione sui terreni agricoli. Una gamma di interventi riassunti da UNECE (2014) saranno riportati nella tabella 31 del presente Report, che non sono altro che alcune delle migliori tecniche disponibili che portano ad un abbattimento significativo (o moderato, a seconda della tecnica applicata) delle emissioni di ammoniaca in atmosfera. Da tenere in considerazione l'effetto antagonistico fra l'ammoniaca ed il protossido di azoto in quanto nella maggior parte dei casi, all'applicazione di una tecnica che mira l'abbattimento dell'ammoniaca (ad esempio l'iniezione), vi è una maggiore produzione di protossido di azoto. Occorrono quindi delle scelte mirate degli interventi, con particolare riguardo alla verifica costo/beneficio.

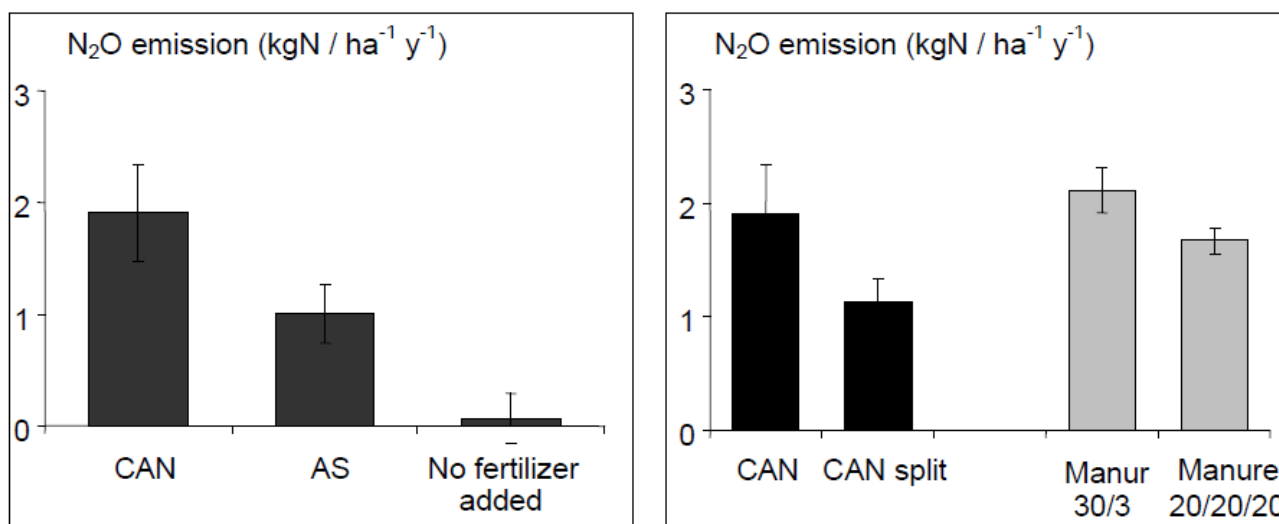


Figura 13. Produzione di N₂O (in Kg N/ha/anno) nei pascoli fertilizzati con Nitrato d'ammonio (CAN) e solfato d'ammonio (AS) in comparazione con la fertilizzazione con liquami bovini (Manure) (estratto da Kiukman *et al.*, 2004).

Misura di abbattimento	Tipo di fertilizzante	Riduzione delle emissioni di NH ₃ (%)	Fattori che influenzano la riduzione delle emissioni	Applicazione
Distribuzione a pieno campo	Base di urea	Riferimento	-	-
Inibitori di ureasi	Base di urea	70% (urea solida) 40% (urea liquida; nitrato d'ammonio)	-	Tutti
Fertilizzanti a lento rilascio (rivestimento polimerico)	Base di urea	30%	La tipologia del rivestimento polimerico, la tecnica di applicazione del fertilizzante (superficiale o iniezione)	Tutti
Iniezione a solchi chiusi	Base di urea e ammoniaca anidra	80-90%	Profondità di applicazione, tessitura del suolo, chiusura dei solchi	Terreni lavorato o con lavorazione ridotta prima della semina; o durante la semina; o durante il diserbo meccanico
Incorporazione	Base di urea	50-80%	Durata dopo l'applicazione, profondità, tessitura del terreno	Su terreni lavorati prima della germinazione della coltura
Irrigazione	Tutti	40-70%	Tempi e volumi di irrigazione, umidità del suolo, tessitura del terreno	Quando l'irrigazione è praticata
Sostituzione con nitrato d'ammonio	Base di urea e ammoniaca anidra	Fino a 90%	In condizioni laddove l'urea viene emessa almeno al 40%	Tutte, specialmente quando l'applicazione è superficiale e quando l'assenza di irrigazione è possibile

Tabella 31. Mitigazione degli effetti di applicazione di fertilizzanti (base ureica) sulle emissioni di ammoniaca (ECE, 2014)

4. Analisi delle misure di mitigazione: modelli di stima ed analisi dei costi

Le emissioni di gas a effetto serra e di ammoniaca dipendono molto dai sistemi di produzione aziendali, dalle caratteristiche dei suoli, e dal clima circostante. Sono principalmente dovute alle attività fisiologiche dei ruminanti, alla gestione delle loro deiezioni ma anche all'utilizzo dei fertilizzanti. La misurazione diretta di queste emissioni richiede l'uso significativo di strumentazione specifica, ma trattandosi di emissioni diffuse, queste ultime sono comunemente stimate attraverso i dati provenienti dalle attività agricole. Perciò, l'approccio di stima della loro diffusione (misurazione indiretta attraverso modelli di stima) rende difficile l'implementazione delle misure di riduzione nelle singole aziende, e sicuramente altrettanto complicato il metodo da adottare per il calcolo dei costi dovuti all'implementazione delle misure di mitigazione e di conseguenza degli aiuti e/o incentivi per la loro riduzione.

Molti metodi sono stati adottati negli anni per la stima delle emissioni di gas a effetto serra, ma anche dell'ammoniaca, usando vari approcci modellistici che tengono soprattutto conto dei costi delle misure mitigatorie soprattutto in rapporto con la loro efficacia di penetrazione.

La IIASA (*International Institute for Applied Systems Analysis*), negli ultimi decenni, ha sviluppato, migliorato e definito varie versioni di modelli creati per stimare le emissioni di gas serra e di ammoniaca prodotti dalle varie attività agricole Europee (e non solo), con approcci specifici per ogni stato membro. Il modello GAINS, applicato anche per la situazione Italiana, ha lo scopo di esplorare le sinergie e gli scambi fra il controllo locale e regionale dell'inquinamento dell'aria e la mitigazione degli effetti creati dai gas serra a livello globale (<http://gains.iasa.ac.at/>). Inoltre, il modello GAINS è stato sviluppato in ottica di valutare il potenziale di abbattimento realistico realizzabile attraverso una implementazione totale delle misure di mitigazione, quando le condizioni fisico-ambientali delle singole aziende non creino vincoli tecnici alla realizzazione delle misure.

Lo sviluppo del modello, per la sua componente Europea, ha interessato 43 paesi dell'Europa e ha stimato gli effetti, i costi ed i potenziali di riduzione dei principali inquinanti dell'aria (SO₂, NO_x, PM, NH₃, VOC) nonché i sei gas a effetto serra inclusi nel Protocollo di Kyoto (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFCs e PFCs). Sia il GAINS che il modello RAINS (suo predecessore) sono stati applicati in risposta ai regolamenti Europei, calati poi per ogni paese membro, per il miglioramento della qualità dell'aria. Questi regolamenti includono la LRTAP ai sensi della Convenzione UNECE (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution), in particolare il

Gothenburg Protocol prodotto nel 1999 nonché le sue successive revisioni (in corso), e per l'Unione Europea, in particolare la "National Emissioni Ceilings Directive" del 1999 e successive revisioni (2007), il "Clean Air for Europe" nel 2004, ed il "Climate and Energy Package" del 2008. A titolo esemplificativo, questi modelli avevano studiato tre livelli di ambizione per la riduzione dei gas inquinanti in corrispondenza dei vari benefici riportati ai costi dell'implementazione dei diversi scenari di ambizione. Trattandosi di approcci statistici modellistici, questi hanno potuto stimare le riduzioni delle emissioni (con i vari costi correlati) a distanza di vari decenni (al 2010, 2020, 2030, ...). Vari ricercatori hanno studiato ed applicato il modello GAINS per le diverse realtà agricole Europee (Höglund-Isaksson *et al.*, 2010; Amann *et al.*, 2011; Klimont e Winiwarter, 2011; Wagner *et al.*, 2011 – *citati solo i lavori recenti*). Data la complessità di sviluppo della metodologia del modello e delle variabili che contiene, per maggiori dettagli, si rimanda alle varie pubblicazioni dell'IIASA (<http://gains.iiasa.ac.at/>). Tuttavia, l'approccio semplificato riportato nel presente Report è quello di presentare i vari approcci che sono stati adottati con GAINS o altro sistema modellistico (progetto Teagasc - 2012) ma non intende discutere né sviluppare le varie metodologie, in quanto non inclusi negli obiettivi del presente documento. Verranno quindi presentati alcuni risultati estratti dalle varie metodologie e si farà soprattutto riferimento al modello GAINS adottato in Europa, ed in particolare in Italia. È sicuramente da sottolineare che data l'abbondante letteratura scientifica riguardante gli approcci modellistici sviluppati per la stima della riduzione degli inquinanti in relazione con i costi ed i benefici, non sarà possibile per il presente Report, riportare né sintetizzare tutti i lavori esistenti. Verranno quindi riportati in modo schematico e semplificato i vari costi inclusi nella Guidance dell'UNECE (*ultima versione prodotta 2014*), per ogni tipologia di intervento applicato in agricoltura, ed in particolare per la zootecnia. La Guida dell'UNECE riporta solamente la riduzione dell'ammoniaca ed i vari costi correlati all'implementazione delle misure di mitigazione. Le interrelazioni che possono esistere fra l'abbattimento dell'ammoniaca e la produzione di altri gas, in particolare CH₄ e N₂O non verranno discussi in questo capitolo. Si rimanda all'Appendice del presente Report (tabelle 34, 35, 36) dove vengono riportati vari costi calcolati a seconda dell'obiettivo di mitigazione (per maggiori dettagli sull'approccio adottato, si fa riferimento all'articolo di Brink *et al.*, 2000).

Come è già stato anticipato nei capitoli precedenti del presente Report, le misure di mitigazione sono molte e la loro implementazione dipende da una moltitudine di fattori e condizioni (sia fisiologiche che pedoclimatiche), ovviamente senza dimenticare il fattore costo. Ad esempio, con la riduzione del contenuto proteico delle diete delle vacche da latte, a seconda della

fase di produzione nella quale si trova l'animale, sarà possibile ridurre anche il costo stesso della dieta ma nello stesso momento ridurre l'azoto escreto nelle deiezioni. Lo stesso ragionamento potrà trovare applicazione anche negli allevamenti dei bovini da carne, con benefici in termini di riduzione delle emissioni di ammoniaca in atmosfera. Non solo, ma anche nella fase di gestione dei reflui nelle stalle, come ad esempio quando si tratta della separazione delle urine dalle feci solide, tecnica che garantisce fino a 50% di riduzione di NH_3 , la scelta del metodo di separazione (flushing, raschiamento, interventi sulla pavimentazione della stalla, ...) dipende molto del costo dell'installazione e di manutenzione richiesto. Anche l'utilizzo della ventilazione negli allevamenti avicoli ad esempio comporta un aumento dei costi energetici per il funzionamento dei ventilatori. Inoltre, l'utilizzo dei filtri o degli scrubbers aveva dimostrato una riduzione significativa delle emissioni di NH_3 ma il loro utilizzo è limitato per gli elevati costi che comporta il loro utilizzo nonché alcune problematiche tecniche conseguenti al loro funzionamento come ad esempio le polveri, soprattutto negli allevamenti avicoli e suini. Maggiori dettagli sono stati riportati nei capitoli precedenti. Oltre a ciò, a titolo esemplificativo, le coperture impermeabili sono generalmente molto efficienti (fino al 100% di riduzione dell' NH_3) rispetto a quelle permeabili. Tuttavia, i costi delle coperture delle vasche di stoccaggio variano molto a seconda del materiale utilizzato e del metodo di applicazione. Anche per quanto riguarda lo spandimento sul campo delle deiezioni, l'iniezione del liquame o la sua incorporazione risultano spese aggiuntive a quelle già previste per l'applicazione dei reflui sui terreni agricoli, tuttavia, il costo dovuto all'iniezione o la sua incorporazione al fine di ridurre le emissioni di ammoniaca può essere in un certo senso recuperato considerando la migliore efficienza di utilizzo dell'azoto contenuto nel liquame utilizzato e quindi di un possibile miglioramento della resa colturale, oltre ai benefici ambientali che si possono ottenere.

La maggior parte degli interventi di mitigazione che producono un beneficio rispetto al loro costo sono quelle misure associate all'incremento dell'efficienza di produzione ovvero quelle misure che massimizzano la produzione di prodotti per unità di input aziendale. Alcuni esempi non esaustivi possono fare riferimento all'aumento dell'efficienza dell'azoto nell'alimentazione animale, oppure durante lo spandimento dei reflui zootecnici o ancora durante l'applicazione dei fertilizzanti azotati. Queste misure porterebbero non solo alla riduzione simultanea delle emissioni di gas serra e di ammoniaca ma anche all'aumento della profittabilità dell'azienda.

In uno studio Irlandese (progetto Teagasc), si è cercato di quantificare il potenziale di abbattimento delle misure di mitigazione sia attraverso l'analisi LCA (figura 14) che attraverso il

metodo IPCC (figura 15) con lo scopo di ridurre le emissioni di metano e di protossido di azoto e di valutare i costi e benefici associati alla loro applicazione. L'obiettivo dello studio era comunque di portare chiarezza sulle possibilità di riduzione delle emissioni di gas serra che possono essere intraprese realisticamente e quindi sostenute con i sistemi di incentivo/aiuti in considerazione del rapporto costo/efficacia oppure costo-proibitivo. Per questo, sono state realizzate, come in altri studi recenti (Teagasc, 2012) e meno recenti (Brink *et al.*, 2000) delle curve di costo per l'abbattimento delle emissioni di gas serra. In tutti gli studi che sono stati analizzati e riportati brevemente nel presente Report, le curve di costo vengono considerate dinamiche e non devono quindi essere interpretate come definitive in quanto il potenziale di riduzione delle emissioni di gas serra, nonché i costi associati alle misure di mitigazione intraprese, sono in continua evoluzione nel tempo, non solo, ma dipendono anche dalla ricerca scientifica ancora da realizzare, e dalle condizioni socio-economiche o agronomiche nonché dai vari sviluppi del mercato (energetico, agroalimentare).

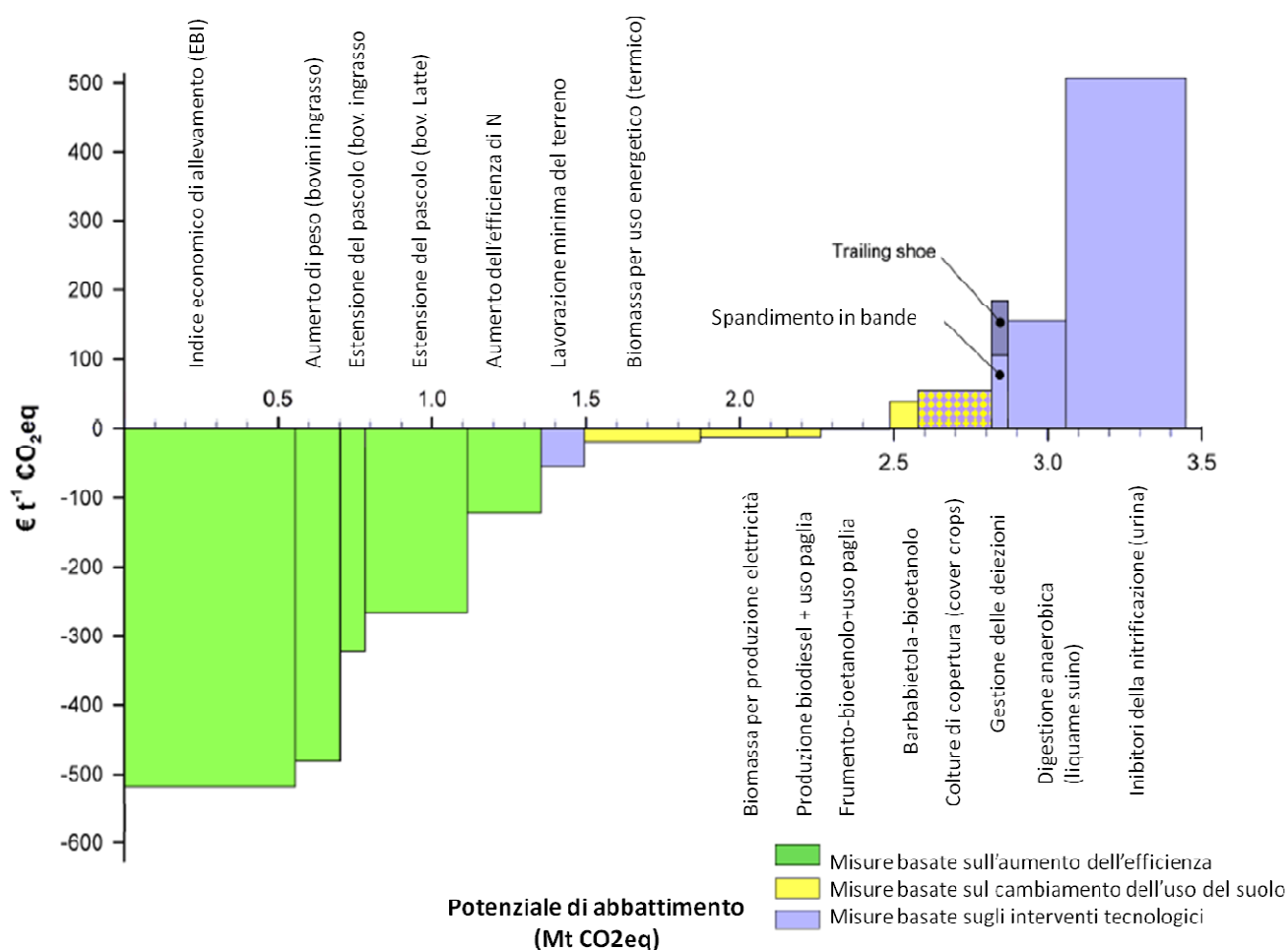


Figura 14. Curva del costo marginale di abbattimento delle emissioni di gas a effetto serra (in CO₂ eq) basata sull'analisi LCA (sviluppata per l'agricoltura irlandese) -fonte: Teagasc, 2012

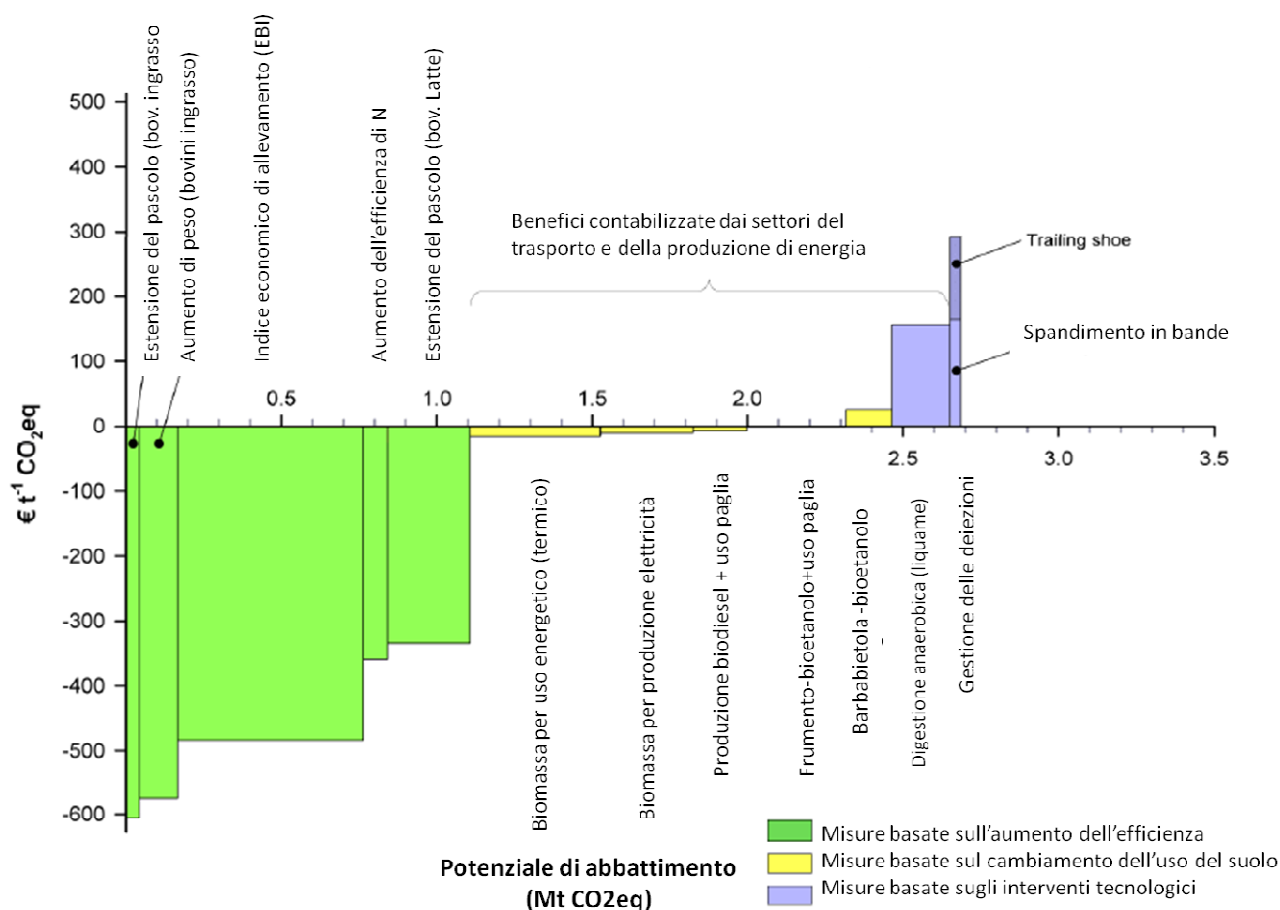


Figura 15. Curva del costo marginale di abbattimento delle emissioni di gas a effetto serra (in CO₂ eq) basata sull'analisi IPCC (sviluppata per l'agricoltura irlandese) -fonte: Teagasc, 2012

Le stime riportate dall'approccio irlandese, sia per il metodo LCA che IPCC sono in parte in accordo con i costi stimati con il modello GAINS (Amann *et al.*, 2011).

Per quanto riguarda la stima dei costi dovuti all'abbattimento dell'ammoniaca, Wagner *et al.* (2011) hanno riportato l'approccio GAINS che comprende la valutazione di tre livelli di ambizione applicati per ogni intervento di mitigazione, che può essere un intervento sulla dieta con la riduzione del contenuto proteico, ma che può anche riguardare la copertura delle vasche di stoccaggio dei liquami, o ancora il metodo adottato per lo spandimento delle deiezioni o dei fertilizzanti azotati. Questo approccio è stato presentato e studiato per la revisione del Protocollo di Gothenborg (2011). La stima di abbattimento è stata realizzata per l'anno 2020 partendo da una situazione di base (baseline – dati attuali) e sono stati valutati i diversi scenari di implementazione delle misure di mitigazione calcolandone il costo per diversi paesi Europei e non. Maggiori dettagli sull'approccio e sui risultati pubblicati sono riassunti nella relazione di Wagner *et al.* (2011). In questo Report verranno presentati i dati presentati nell'ultima versione della Guidance UNECE (tabella 32).

Ricovero		Costo (€/kg NH₃-N ridotto)	
Ricoveri (di suini, avicoli) esistenti con >2.000 (suini all'ingrasso), o >750 (scrofe), o >40.000 (avicoli)		0 – 3	
Nuovo ricovero / nuova ristrutturazione (suini, bovini)		1 – 20	
Nuovo ricovero / nuova ristrutturazione (broilers)		1 – 15	
Nuovo ricovero / nuova ristrutturazione (ovaiole)		1 – 9	
Stoccaggio		Costo (€/m³/anno)	Costo (€/kg NH₃-N ridotto)
Copertura a tenuta		2 – 4	1 – 2,5
Coperture flessibili (impermeabile)		1,5 – 3	0,5 – 1,3
Coperture galleggianti		1,5 – 3 *	0,3 – 5 *
Spandimento		Costo (€/kg NH₃-N ridotto)	
Liquame	Iniezione superficiale	-0,5 – 1,5	
	Iniezione profonda	-0,5 – 1,5	
	Trailing shoe	-0,5 – 1,5	
	Applicazione in bande	-0,5 – 1,5	
	Diluzione	-0,5 – 1	
	Incorporazione immediata	-0,5 – 2	
Letame	Incorporazione immediata	-0,5 – 2	
Fertilizzazione azotata		Costo (€/kg NH₃-N ridotto)	
Urea	Iniezione	-0,5 – 1	
	Inibitori di ureasi	-0,5 – 2	
	Incorporazione immediata	-0,5 – 2	
	Applicazione superficiale con irrigazione	-0,5 – 1	
Carbonato di ammonio	Divieto	-1 – 2	
Fertilizzanti a base di ammonio (es. nitrato d'ammonio,...)	Iniezione	0 – 4	
	Incorporazione immediata	0 – 4	
	Applicazione superficiale con irrigazione	0 – 4	

*non include la crosta in quanto si formano naturalmente sopra certi tipi di liquame e non hanno un costo.

Tabella 32. Costi stimati per l'implementazione di varie misure di mitigazione in agricoltura (solo ammoniacale) - (fonte ECE, 2014).

La riduzione delle emissioni di gas a effetto serra e di ammoniacale quando si ponga particolare riguardo ai benefici ed ai costi necessita sicuramente uno sforzo concertato da parte dei diversi portatori di interesse quali l'agricoltore stesso, ma anche i servizi di consulenza, istituti di ricerca, nonché un intervento politico ragionato attraverso i programmi di sviluppo rurale. Le misure che trovano applicazione sia per la loro efficacia che per il loro costo sostenibile devono quindi essere incentivate al fine di permettere la realizzazione del loro potenziale ambientale ed economico, soprattutto attraverso il trasferimento delle conoscenze, facilitato da programmi di consulenza e formazione a larga scala.

5. Interrelazioni con regolamenti esistenti/futuri e presunti impatti

Relativamente ai regolamenti in materia di benessere animale, gli standard sono stati implementati dalla Comunità Europea attraverso numerose Direttive (Direttiva 98/58/CE *“Protezione degli animali negli allevamenti”*; Direttiva 99/74/CE *“Norme minime per la protezione delle galline ovaiole”*; Direttiva 91/629/CEE *“Norme minime per la protezione dei vitelli”*; Direttiva 91/630/CEE, Direttiva 2001/88/CE e Direttiva 2001/93/CE *“Norme minime per la protezione dei suini”*). I regolamenti relativi ai ricoveri (tipologie, superficie per animale, ecc) hanno effetto sul tasso di conversione degli alimenti e quindi sulla produzione di liquame e di conseguenza sul potenziale di emissione di ammoniaca. Più libertà di movimento e più spazio per animale potrebbero portare ad un aumento degli spazi emissivi e quindi un aumento del potenziale di emissione di ammoniaca. In più, con la presenza di lettiera per aumentare il comfort dell'animale, del foraggiamento, e del comportamento animale (bagni di polvere negli avicoli), vi è un incremento del rischio di produzione di metano e di protossido di azoto.

Riguardo invece al cambiamento dei sistemi delle quote latte e delle produzioni suinicole od avicole, si sa che in Italia, come in altri paesi della comunità europea, il settore della produzione di latte è regolato dai sistemi di quota. Questo sistema verrà abolito dal primo aprile 2015 come previsto dal Reg. 261/2012 dove è stato approvato il pacchetto latte che introduce nella Pac (Politica agricola comune) un importante cambiamento. Un atto politico e normativo che inciderà non solo sul settore lattiero-caseario, ma su tutta l'agricoltura europea perché sancisce la fine degli strumenti di controllo diretto. Le previsioni saranno quindi orientate verso un aumento della produzione di latte (e forse del numero di bovini da latte?) quando sarà cancellato il regime di quota, oppure verso un crollo delle produzioni (e quindi un ulteriore calo del numero degli animali allevati) in previsione del calo degli incentivi al settore. Evidentemente, i cambiamenti che possono in qualche modo influenzare le quote latte o altri tipi di regolamenti che hanno a che fare con le consistenze animali potrebbero avere impatti significativi sul potenziale emissivo dell'ammoniaca (tutti gli allevamenti), ma anche sulla produzione di metano (soprattutto per il settore bovino) e di protossido di azoto (tutti gli allevamenti). Questo vale anche per le norme stabilite nel programma d'azione della Direttiva Nitrati come possibile impatto sulle acque.

Per quanto attiene alle produzioni avicole e suinicole, l'Autorizzazione Integrata Ambientale (A.I.A.) prevista dalla Direttiva 96/91/CE conosciuta come IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control), la cui finalità è quella di evitare o ridurre le emissioni inquinanti nell'aria, acqua e suolo, è stata recepita in Italia dal D.lgs n. 372/99 e successivamente modificato dal D.lgs

n. 59/2005 e dal D.lgs n. 46/2014 e dalla Direttiva 2010/75/CE. Sono assoggettati all'A.I.A. solo due tipi di allevamento, ovvero gli allevamenti di suini e pollame con potenzialità produttiva massima superiore a : 40.000 posti di pollame, 2.000 posti suini da produzione (di oltre 30 kg) oppure 750 posti scrofe. Le produzioni avicole e suinicole sono quindi meno soggette a variazioni ma piuttosto potrebbero subire un calo negli anni, considerando quanto previsto dall'IPPC e quanto definito dalle nuove BAT in corso di attuazione (i.e. BAT conclusions - Best Available Techniques Reference Document (BREFs, 2013), con conseguenze sul potenziale di produzione di gas a effetto serra e di ammoniaca.

Riguardo invece al divieto di spandimento dei reflui sui terreni agricoli, come previsto dalla Direttiva Nitrati, il periodo di spandimento dei reflui, solitamente primaverile oppure estivo (con divieto autunnale ed invernale – Direttiva Nitrati) potrebbe aumentare il potenziale di emissione di ammoniaca a causa delle temperature alte/altissime rispetto alle temperature autunnali e/o invernali. L'utilizzo di alcune tecniche di spandimento potrebbe ridurre tale potenziale per quanto riguarda l'ammoniaca ed il protossido di azoto ma alcune tecniche si sono rivelate non efficaci nel ridurre questo potenziale emissivo.

Conclusioni

In Italia, l'agricoltura è considerata una delle fonti principali di emissioni di gas climalteranti quali il metano ed il protossido di azoto, ma anche fonte principale di produzione di ammoniaca, che contribuisce ai fenomeni di acidificazione ed eutrofizzazione.

Le emissioni sono generalmente associate alle attività zootecniche, all'uso di fertilizzanti azotati, nonché alla produzione di fertilizzanti.

L'Italia si è impegnata, assieme ad altri paesi Europei, nella riduzione delle emissioni di gas a effetto serra e dell'ammoniaca. Dal 1990 al 2010, l'ISPRA ha monitorato ed inventariato il bilancio emissivo globale prodotto in Italia dalle varie attività agricole, registrando un calo sia nelle produzioni di metano (-14,2%) che di protossido di azoto (-19,4%) e di ammoniaca (-19%), risultante rispettivamente dalla riduzione del numero degli animali allevati nonché del calo nell'utilizzo dei fertilizzanti azotati.

In Italia esistono inoltre molti strumenti per analizzare l'efficacia di riduzione delle emissioni in atmosfera anche con l'adozione delle Migliori Tecniche Disponibili sia gestionali che strutturali, come ad esempio software sviluppati dalla Regione Lombardia (ERICA) e dall'ENEA (NITROFLUSSI) che permettono di valutare la fattibilità dell'applicazione delle misure di mitigazione, anche con l'analisi specifica dei costi di ciascuna misura.

Con riguardo al rapporto costi/benefici delle misure di mitigazione adottabili, in Veneto, le emissioni di ammoniaca dal comparto agricoltura possono essere ridotte del 13% (Report preliminare ARPAV, 2013), mentre quelle relative al protossido di azoto, del 3%.

Tuttavia, una moltitudine di interrelazioni esistono fra regolamenti che regolano le problematiche legate al riscaldamento globale e quelle relative alla riduzione del carico azotato in agricoltura, visto che il controllo di uno dei gas interpellati potrebbe influenzare le emissioni di altri gas, sia positivamente che negativamente. Vista la condizione qualche volta contraddittoria, le misure che permettono di raggiungere l'obiettivo di ridurre i gas serra potrebbero creare ostacoli alla riduzione dell'ammoniaca e viceversa. È altrettanto importante considerare i costi derivanti dall'applicazione delle misure mitigatorie, in quanto i costi di abbattimento dell'ammoniaca potrebbero essere più alti se si vogliono limitare anche le emissioni dei gas serra. I costi legati alla limitazione delle emissioni di metano e protossido di azoto sono significativi se si vogliono controllare le emissioni di ammoniaca con metodi esenti da effetti indesiderati sulle emissioni di gas a effetto serra.

La riduzione delle emissioni in atmosfera nelle loro diverse fasi di produzione sono interconnesse: le combinazioni delle misure, come si è visto nei diversi capitoli del presente Report, non sono sempre facili né sono semplicemente additive in termine di effetto combinato di riduzione delle emissioni.

Il controllo delle emissioni prodotte dall'animale nella fase di ricovero è particolarmente importante in quanto ci indica il livello iniziale di carico emissivo che potrà essere monitorato al fine di ridurre le emissioni dalla fonte. Le fasi di sviluppo delle emissioni attraverso la manipolazione e stoccaggio dei reflui nonché la loro applicazione al campo non manca di importanza in quanto portano, una volta applicate con le migliori tecniche disponibili, ad una ulteriore riduzione notevole delle emissioni di gas climalteranti e dell'ammoniaca.

La gestione aziendale è quindi fondamentale nel controllo delle emissioni e del loro abbattimento. Senza misure di mitigazione di tipo gestionale, la maggior parte dei benefici durante lo stoccaggio, il trattamento e lo spandimento svaniscono e vengono perse, oltre al costo economico impegnato. Lo stesso ragionamento vale anche qualora vengano eseguite misure mitigatorie nella prima fase di gestione delle deiezioni senza accompagnarle con altre tecniche o misure di contenimento delle emissioni durante l'applicazione al campo. Anche in questo caso, gli sforzi fatti all'inizio della catena di produzione del refluo vengono persi se non si adottano misure atte ad abbattere le emissioni alla fine del ciclo produttivo.

La riduzione dell'azoto escreto dagli animali sembra essere il fattore più importante che ha un effetto diretto sulle emissioni e deve quindi essere monitorato. Vista l'interconnessione che esiste fra la quantità di azoto escreto e la produzione di ammoniaca, gas tipicamente presente e diffuso in agricoltura e di particolare importanza nel calcolo del bilancio emissivo con impatti molto pesanti sull'ambiente, è fondamentale monitorare la diffusione della componente azotata prodotta negli allevamenti e in campo, anche a seguito dell'uso dei fertilizzanti di sintesi, al fine di ottimizzare le strategie di abbattimento.

Un utilizzo più efficiente dell'azoto sembra essere la strategia vincente per ridurre l'input di azoto prodotto in azienda e trasferibile all'interno del sistema produttivo. Nella maggior parte delle aziende agricole e zootecniche, l'azoto non viene utilizzato in modo efficiente, questo crea un'opportunità per un miglior impiego della fonte azotata e dell'aumento della sua efficacia, permettendo non solo di ridurre l'ammoniaca prodotta ma anche le emissioni di protossido di azoto.

È importante, inoltre, valutare il potenziale di riduzione complessivo delle emissioni in atmosfera visti gli effetti contrastanti che esistono quando si va ad agire su un inquinante, rischiando di aumentarne un altro. Infatti, a titolo esemplificativo, con l'utilizzo di alcune tecniche gestionali nei ricoveri, si riesce a ridurre il carico emissivo dell'ammoniaca e del protossido di azoto, ma si rischia di aumentare le emissioni di metano nonché le perdite di azoto per lisciviazione. Tuttavia, l'utilizzo minore di fertilizzanti azotati porta ad una diminuzione dell'ammoniaca, del protossido di azoto nonché della lisciviazione dell'azoto senza coinvolgere negativamente le emissioni di metano. Inoltre, si osserva lo stesso risultato con la riduzione del numero degli animali che agisce positivamente sull'abbattimento di tutte le emissioni.

La combinazione delle misure di mitigazione porta comunque ad una riduzione complessiva delle emissioni ma la somma delle singole misure è diversa dalla somma degli effetti combinati, confermando quindi la forte interazione che esiste fra le misure mitigatorie.

L'applicazione delle misure di mitigazione non è sempre possibile. Le misure tecnologiche, come ad esempio quelle relative alle tecniche di applicazione delle deiezioni in campo, l'intervento tecnologico sui fertilizzanti, la manipolazione dei residui colturali, il trattamento delle deiezioni, gli interventi tecnologici sull'efficienza dell'irrigazione, sono interventi costosi, sito-specifici e spesso hanno effetti indesiderati. Riguardo le misure strutturali, come ad esempio la riduzione del numero di animali allevati o della produzione, sono possibili ma realmente molto costosi e dipendono molto dalla strategia aziendale. Le misure gestionali sono atte a migliorare l'uso efficiente dell'azoto e quindi ridurre l'input azotato dall'intero sistema di gestione: sono misure molto promettenti e poco onerose e riescono ad intervenire non solo sull'ammoniaca ma anche sul protossido di azoto riducendone il carico atmosferico, anche fino a 20% se vengono adottate le misure di miglioramento dell'efficienza dell'azoto in azienda.

Intervenire sull'efficienza di utilizzo dell'azoto equivale a intervenire sull'efficienza dell'intera catena di produzione dell'azoto, dal suolo all'alimentazione animale, alla gestione del refluo zootecnico tornando alla fine alla componente suolo.

Il successo che potrebbero avere i regolamenti in materia di emissioni in atmosfera dipende molto dalla risposta degli allevatori/agricoltori alle misure ma dipendono anche dallo sviluppo del mercato e della tecnologia. I punti cruciali sono sicuramente legati alle caratteristiche personali nonché alle preferenze, ambizioni e senso imprenditoriale dell'agricoltore, alle caratteristiche intrinseche dell'azienda stessa (modalità di gestione, tipologia, dimensione aziendale), ed all'ambiente locale circostante.

Le misure di mitigazione con costi adeguati sono quelle effettivamente realizzabili e che possono portare benefici sia economici che ambientali all'azienda e all'intera comunità.

Le strategie vincenti per la riduzione delle emissioni di gas serra in atmosfera dipendono quindi dall'interesse e della disponibilità dell'agricoltore nonché del suo coinvolgimento nell'intera catena di produzione. Occorrono pertanto misure atte a migliorare l'uso efficiente dell'azoto attraverso l'impiego di attività agricole che permettono di raggiungere questo obiettivo, si otterranno, di conseguenza, riduzioni notevoli anche in termine di produzione di protossido di azoto.

Le priorità dovranno infine essere date a quelle operazioni che prevedono l'intervento nell'intero ciclo produttivo, incrementano l'efficienza d'uso del carbonio, dell'azoto, e delle risorse idriche, piuttosto che alle misure che prevedono l'intervento solo sulla singola fonte emissiva ed il suo abbattimento.

APPENDICE

CH₄: 70% del metano prodotto negli allevamenti bovini è di origine enterica: occorre quindi agire sull'animale con pratiche gestionali e di tipo nutrizionali

Interventi mitigatori	Parametri	Impatto presunto	Esempi
Bovini (e/o ruminanti)			
Aumentare il livello di grasso nella dieta	Dipende dalla sostanza secca ingerita con la dieta	-5 % per ogni 1% di grasso (grezzo) aggiunto alla dieta (SS)	semi di girasole, semi di colza, semi di lino, semi interi di cotone, olio di semi di colza, ...
Riduzione della proteina nella dieta e sostituzione con amino-acidi di sintesi	Equilibrio fra C/N – dipende dalle caratteristiche dell'alimento. Variabile per fase produttiva	-5 % a -10%	
Impiegare foraggi di alta qualità nella dieta con l'aumento della digeribilità della dieta	Variabile. Dipende dal foraggio, dalla sostanza secca ingerita	-5% a -20%	
Aumentare l'efficienza produttiva dell'animale e l'efficienza di conversione dell'alimento	Variabile. Dipende dalla genetica dell'animale stesso, dalla dieta somministrata	-5% a -20%	
Modificatori del rumine	Variabile – dati preliminari ancora sperimentali	-5% a -15%	Lieviti, enzimi, microbici, ...
Utilizzo di additivi	Variabile – dati preliminari ancora sperimentali	-5% a -30%	oli essenziali, estratti di piante, saponine, tannini condensati,...
Miglioramento delle performance riproduttive dell'animale (miglioramento della fertilità) e riduzione della rimonta	Variabile – dipende dalla gestione aziendale	-5% a -25%	Aumentare il numero di lattazioni reduce indirettamente la rimonta
Diete ricche di cereali	Equilibrio fra C/N – dipende dalle caratteristiche dell'alimento. Variabile per fase produttiva	-5 % a -10%	
Utilizzo di leguminose nella dieta	Equilibrio fra C/N – dipende dalle caratteristiche dell'alimento. Variabile per fase produttiva	-5 % a -10%	
Riduzione del numero degli animali	Esiste già una riduzione naturale che dipende dal calo delle attività zootecniche e la chiusura degli allevamenti	-5% a -20%	Prevedere riduzioni mirate verso una minore rimonta
Allungare la carriera produttiva degli animali (da latte)	Variabile – dipende dalla gestione aziendale, dalle cure sanitarie	-10%	
Riduzione della mortalità	Variabile – dipende dalla gestione aziendale, dalle cure sanitarie	-10%	
Aumento della produzione di latte per animale	Pratiche gestionali ottimizzate → produzione di CH ₄ minori per animale	-5% a -20%	
Impiego di vaccini	dati preliminari ancora sperimentali. Verifica dei residui nei prodotti	-10% a -20%	

Interventi mitigatori	Parametri	Impatto presunto	Esempi
Impiego di antibiotici	dati preliminari ancora sperimentali. Verifica dei residui nei prodotti	Fino a -10%	Monensina, ...
Interventi sulla genetica	Risultato visibile al lungo termine	-10% a -20%	Selezione genetica verso animali che producono meno metano
Altri animali			
Non occorre per scarse produzioni di metano			
CH₄: Gestione delle deiezioni zootecniche (tutti gli allevamenti)			
Recupero del metano attraverso l'impiego di impianti a biogas		-100%	
N₂O: Prodotto maggiormente nei ricoveri animali, e durante lo spandimento delle deiezioni. Prodotto anche a seguito delle applicazioni di fertilizzanti azotati			
Uso degli inibitori della nitrificazione	Agisce sulle urine animali ed abbatte la nitrificazione	-40% a -90%	Dicyandiamide, ...
Iniezione della frazione liquida degli effluenti direttamente nel suolo	Aumentano le emissioni dirette di N ₂ O a seguito della pratica di iniezione delle deiezioni (frazione liquida) direttamente nel suolo. Si riducono invece le volatilizzazioni di NH ₃ a seguito della medesima pratica. Dipende dalla profondità di iniezione	+33% a +50%	
Utilizzo di fertilizzanti a bassa emissività di NH ₃	I fertilizzanti a bassa emissività permettono una riduzione dell'NH ₃ con conseguente aumento dell'N ₂ O	+12% a +13% (rispetto all'urea)	Nitrato di calcio Nitrato ammonio
Limitare il pascolo		-7% a -11%	
NH₃: Prodotto sia nel ricovero, che nello stoccaggio e durante lo spandimento. Proviene dalle deiezioni e dalle fertilizzazioni azotate			
Riduzione del tenore di proteina grezza nella dieta e sostituzione con aminoacidi di sintesi	Impatto diretto. Riduzione dell'N escreto. Dipende dalla proteina ingerita, dalla risposta dell'animale, dalla fase produttiva, ...	-10% per ogni 1% in meno di proteina grezza nella dieta	Lisina, triptofano,...
Miglioramento della fertilità	Impatto indiretto (dipende dalla gestione aziendale)	-17% (media da uno studio sperimentale)	
Ricoveri			
Uso della lettiera (bovini)	Variabile, dipende dalla lettiera, dalla temperatura ...	Fino a -60%	Rischio di aumento di N ₂ O
Biofiltri-depuratori dell'aria (tutti gli allevamenti)	I depuratori possono essere di tipo biologico o chimico	-64% a -93%	Costi da sostenere

Interventi mitigatori	Parametri	Impatto presunto	Esempi
Riduzione della temperatura e della velocità dell'aria nei ricoveri (tutti gli allevamenti)	Variabile Dipende dalla temperatura iniziale, della tipologia di ricovero, dall'orientazione della stalla, dal flusso d'aria all'interno e verso l'esterno della stalla,...	0 a -70% o anche di +	
Uso del raschiatore e aumento della frequenza di passaggio (bovini e suini)	Raschiatore meccanico – diverse tecnologie disponibili	-15% a -50%	Aumento dei costi energetici per l'aumento di utilizzo del raschiatore
Bovini			
Pavimentazione scanalata	<i>(rispetto al riferimento stabulazione su cuccetta)</i>	-25% a -46%	
Climatizzazione e isolamento adeguati	Pratica costosa	-20%	
Suini			
Rimozione frequente del liquame con vacuum system		-25%	
Negli stoccaggi: caricamento del liquame dal basso		-33% a -50%	
Flushing		-35% a -55%	
Raffreddamento della superficie del liquame	Pratica costosa	-45% e fino a -52%	
Stalle con area di alimentazione e fossa di raccolta con pareti inclinate		-45%	
Sfere galleggianti sulla superficie del liquame		-25%	
Avicoli (ovaiole)			
Gabbie convenzionali con fossa di raccolta sottostante aperta e aerata	<i>(rispetto al riferimento: gabbie convenzionali con fossa di raccolta deiezioni aperta ma non aerata)</i>	-30%	
Gabbie convenzionali con rimozione rapida delle deiezioni con nastro trasportatore		-50% a -80%	
Nastri ventilati, 2 rimozioni alla settimana	<i>(rispetto al riferimento: raccolta su nastri)</i>	-30% a -40%	
Nastri ventilati, più di 2 rimozioni alla settimana		-35% a -45%	
Voliere con nastri di raccolta non ventilati	<i>(rispetto al riferimento: lettiera profonda o fossa profonda con lettiera parziale)</i>	-70% a -85%	
Voliere con nastri di raccolta ventilati		-80% a -95%	
Lettiera, parzialmente gommata con presenza di nastri di raccolta delle deiezioni		-75%	

Interventi mitigatori	Parametri	Impatto presunto	Esempi
Lettiera con essiccazione forzata delle deiezioni		-40% a -60%	
Avicoli (Broilers)			
Locali ventilati	<i>(rispetto al riferimento: lettiera profonda)</i>	-20% a -30%	
Lettiera con essiccazione forzata delle deiezioni con ricircolo di aria calda prodotta internamente		-40% a -60%	
Pavimentazione fissa e ventilazione forzata per l'essiccazione		-90%	
Parti amovibili graduati "Tiered removable sides"; ventilazione forzata per l'essiccazione delle deiezioni		-90%	
Sistema "Combideck"		-40%	
Stoccaggi (tutti gli allevamenti)			
Stoccaggio con copertura rigida, tettoia o telo (rispetto al riferimento: stoccaggio senza copertura o crosta naturale)		-80%	Vasche o silos in cemento armato o in metallo
Coperture flottanti		-60%	Piccole lagune sopraelevate
Formazione di crosta naturale riducendo il mescolamento e il caricamento delle vasche dall'alto con liquame fresco	Solo per liquami ad alto contenuto di fibra. Non adeguato per aziende dove è necessario il mescolamento delle deiezioni per frequenti spandimenti sul campo. La crosta potrebbe non formarsi nei liquami suini in presenza di basse temperature	-40%	
Sostituzione delle lagune con vasche coperte oppure strutture di stoccaggio aperte ma con lati alti (profondità > 3m)	Solo per nuove strutture. Verificare le restrizioni urbanistiche per la costruzione di strutture alte.	-30% a -60%	
Saccone	Le dimensioni dei sacconi potrebbero limitarne l'uso negli grandi allevamenti.	-100%	
Copertura flottante tipo "LECA balls, 'Hexa-covers'"	Non adeguato per i liquami che formano croste	-60%	

Interventi mitigatori	Parametri	Impatto presunto	Esempi
Copertura flottante con telo tipo "citsalP"		-60%	lagune grandi sopraelevate e strutture in cemento e in acciaio
Coperture flottanti (di bassa tecnologia)	Strutture in cemento o metallico. Probabilmente non pratico per le lagune troppo larghe. Non adeguato se il materiale utilizzato crea problemi di gestione del liquame	-40%	Paglia, argilla espansa, trucioli di legno, ...
Spandimento (tutti gli allevamenti)			
Spandimento della frazione liquida (tutti gli allevamenti)			
Spandimento in bande con il trailing hose	L'effetto della riduzione di NH ₃ aumenta con l'aumento della copertura vegetativa. Dipende dalla precisione di spandimento e dalla estensione della contaminazione della coltura con il liquame	-30% a -35%	
Spandimento in bande con il trailing shoe	L'effetto della riduzione di NH ₃ aumenta con l'aumento della copertura vegetativa. Dipende dalla precisione di spandimento e dalla estensione della contaminazione della coltura con il liquame	-30% a -60%	
Iniezione del liquame (solchi aperti)	Profondità dell'iniezione <= 5 cm	-70%	Rischio di aumento di N ₂ O
Iniezione del liquame (solchi chiusi)	-80% (solchi superficiali 5-10 cm) a -90% (iniezione profonda >15cm)	-80% a -90%	Rischio di aumento di N ₂ O
Incorporazione del liquame applicato in superficie	Se immediata (con aratura): -90% Se immediata con dischi: -70% Se dopo 4h: da -45% a -65% Se dopo 24h: -30%	-30% a -90%	
Diluzione del liquame da >4% SS a <2% SS ed utilizzo in fertirrigazione	La riduzione delle emissioni di NH ₃ sono proporzionate alla variazione della diluzione. 50% di riduzione della SS del liquame permette una riduzione di 30% di NH ₃	-30%	

Interventi mitigatori	Parametri	Impatto presunto	Esempi
Spandimento della frazione solida (tutti gli allevamenti)			
Incorporazione del solido scaricato in superficie	Se immediata (con aratura): -90% Se immediata con dischi: -60% Se dopo 4h: da -45% a -65% Se dopo 12h: -50% Se dopo 24h: -30% Dipende dal grado di interrimento del solido, del tempo impiegato per l'interrimento, delle condizioni climatiche fra l'applicazione e l'incorporazione.	-30% a -90%	
Uso dei fertilizzanti			
Incorporazione dei fertilizzanti (ureici)	Dipende dalla struttura e composizione del suolo, delle condizioni climatiche, della miscela, della durata di applicazione	-50% a -80%	
Sostituzione con nitrato ammonio	Solo quando le emissioni di NH ₃ provenienti dall'utilizzo di fertilizzanti ureici sono di almeno 40%	Fino a - 90%	conseguente aumento dell'N ₂ O
Riduzione della fertilizzazione azotata	riduzione dell'uso dei fertilizzanti di sintesi	Fino a -50%	
Fertilizzanti a lento rilascio	Variabile	variabile	

Tabella 33. Lista (non esaustiva) di misure di mitigazione in agricoltura per la riduzione delle emissioni di metano, protossido di azoto ed ammoniacca (varie fonti – letteratura scientifica)

control options NH_3	costs (mill. euro/ kton NH_3 /yr)	sources of NH_3 ²					sources of CH_4 ³		sources of N_2O ³			
		stable	manure storage	fertiliser application	grazing	fertiliser production	enteric fermentation	manure management	direct soil emissions	animal waste management	nitrogen deposition	leaching and runoff
low nitrogen feed	1.1 to 22.6	-10 to -20	-10 to -20	-10 to -20	-20	0	0	0	-10 to -20	-10 to -20	-10 to -20	-20
biofiltration of stable air	6.5 to 74.9	-80	0	0	0	0	0	0	0	2 to 295	-7 to -55	0
stable adaptations	0.8 to 42.9	-45 to -80	-60 to -70	0	0	0	0	-10 to -100	1 to 99	45 to 900	-1 to -68	2 to 36
covering manure storage	0.0 to 90.3	0	-50 to -80	0	0	0	0	1 to 10	1 to 19	-1 to -10	-1 to -27	1 to 10
injection of manure	0.3 to 946.1	0	0	-30 to -80	0	0	0	0	60 to 100	0	-1 to -32	1 to 13
substitution of urea by ammonium nitrate	0.4 to 1.0	0	0	-80 to -93	0	0	0	0	0	0	-80 to -93	4 to 17
stripping and absorption	7	0	0	0	0	-50	0	0	0	0	-50	0

¹ Ranges indicate differences between the country-specific estimates for emission reduction from different sources of emissions and their costs

² Taken from RAINS (Amann et al., 1998)

³ Estimated effects described in Brink and Kroeze (in prep.)

Tabella 34.* Costi dovuti alla riduzione principale dell' NH_3 e conseguente stima degli effetti sulle emissioni di NH_3 , N_2O e CH_4 (in % di cambiamento nelle emissioni dalle diverse categorie animali considerate). Fonte- Brink *et al.*, 2000

**I dati analizzati facevano riferimento all'intervallo 1990 – 2010, e la stima delle emissioni di NH_3 è stata implementata usando il modello RAINS. La stima delle emissioni di CH_4 è stata calcolata attraverso i dati dell'IPCC (IPCC, 1997), quella dell' N_2O usando il metodo di Mosier *et al.* (1998). Per una stima più recente, si rimanda a Wagner *et al.*, 2011.*

control options N ₂ O	costs (mill. euro/ kton N ₂ O/yr)	sources of N ₂ O					sources of CH ₄ ¹		sources of NH ₃ ¹			
		direct soil emissions	animal waste management	nitrogen deposition	leaching and runoff	fertiliser production	enteric fermentation	manure management	stable	manure storage	fertiliser application	grazing
replacing synthetic fertilisers by manure ²	243	-20 ³	0	0	-20 ³	0	0	0	0	-20 ³	0	
restrictions on timing of fertiliser application ⁴	6	-10 ⁴	0	- ⁵	-10 ⁴	0	0	0	+	-	0	
improved fertiliser use efficiency ²	<1 ⁷	-20 ³	0	-	-20 ³	0	0	0	0	-20 ³	0	
improvement of grassland management ²	5 ⁸	-20 ⁹	0	0	0	0	0 ¹⁰	0	0	0	0	
restricted grazing ²	6 ¹¹	0	-25 ⁹	+	0	0	0	+	+	+	-	
catalytic decomposition ²	0.43	0	0	0	0	-80 ¹²	0	0	0	0	0	

Notes:

¹ The estimates of the effects on CH₄ and NH₃ emissions are preliminary

² Information on costs and effects on N₂O emissions based on Hendriks et al (1998), Mosier et al. (1998a), and Velthof et al. (1998).

³ 20% reduction of emissions induced by synthetic fertilisers application.

⁴ 10% reduction of emissions from application of manure and synthetic fertilisers.

⁵ A '-' indicates a decrease in emissions that we could not yet quantify; in our calculations we assumed a decrease in emissions of 10%.

⁶ A '+' indicates an increase in emissions that we could not yet quantify; in our calculations we assumed an increase in emissions of 10%.

⁷ This control option includes options with net benefits (because of the savings from reduced application of inorganic fertiliser nitrogen) and options with net costs (AEA Technology Environment, 1998b). Therefore, we assumed a very low total net cost for this option.

⁸ This is a rough estimate of costs associated with lower crop productivity levels and higher labour requirements (as mentioned in AEA Technology Environment, 1998b, p.24).

⁹ Reduction of emissions from dairy cattle only.

¹⁰ This option will increase CH₄ emissions from soils (Velthof et al., 1998), which are not included in the model.

¹¹ As in the case of restrictions on timing of fertiliser application, costs are associated with greater storage capacities required; we assumed equal costs for these options.

¹² 80% reduction of emissions during industrial production of nitric acid.

Tabella 35*. Costi dovuti alla riduzione principale dell'N₂O e conseguente stima degli effetti sulle emissioni di NH₃, N₂O e CH₄ (in % di cambiamento nelle emissioni dalle diverse categorie animali considerate). Fonte- Brink *et al.*, 2000

**I dati analizzati facevano riferimento all'intervallo 1990 – 2010, e la stima delle emissioni di NH₃ è stata implementata usando il modello RAINS. La stima delle emissioni di CH₄ è stata calcolata attraverso i dati dell'IPCC (IPCC, 1997), quella dell'N₂O usando il metodo di Mosier *et al.* (1998). Per una stima più recente, si rimanda a Wagner *et al.*, 2011.*

control options CH ₄	costs (mill. euro/ kton CH ₄ /yr)	sources of CH ₄		sources of N ₂ O ²				sources of NH ₃ ²			
		enteric fermentation	manure management	direct soil emissions	animal waste management	nitrogen deposition	leaching and runoff	stable	manure storage	fertiliser application	grazing
hexose partitioning ³	1 ⁴	-15	0	? ⁵	?	-5	?	-5	-5	-5	-5
propionate precursors ³	2.73 - 5.69	-10 to -25	0	?	?	?	?	?	?	?	?
probiotics ³	5.44 - 11.33	-3 to -8	0	?	- ⁶	-	?	-	-	?	-
daily spread ^{3,7}	2.26 - 4.12	0	-90	++ ⁸	-- ⁹	+ ¹⁰	++	-	--	++	0
anaerobic digestion - centralised ³	2.29 - 7.88	0	-50 to -85	?	-	?	?	0	-	?	0
anaerobic digestion - small scale ³	0.29 - 0.70	0	-50 to -85	?	-	?	?	0	-	?	0

¹ Ranges indicate differences between the country-specific estimates for emission reduction from different sources of emissions and their costs.

² The estimates of the effects of CH₄ control options on N₂O and NH₃ emissions are preliminary.

³ Information on costs and effects on CH₄ emissions taken from AEA Technology Environment (1998a) and Meeks and Bates (1999).

⁴ Insufficient data is available to make an adequate assessment of the cost of hexose partitioning (AEA Technology Environment, 1998a). According to Meeks and Bates (1999) costs are likely to be minimal as productivity increases will partly offset the additional feed costs associated with this option. Therefore we assume a low cost of 1 million euro/kton CH₄ removed/year.

⁵ A '?' indicates that we do not know if there is an effect on emissions; in our calculations we assumed that there is no effect on these emissions.

⁶ A '-' indicates that we expect a decrease in emissions that we could not yet quantify; in our calculations we assumed a decrease in emissions of 10%.

⁷ The applicability of this control option may be limited in some countries because of existing regulations on timing of fertiliser application (AEA Technology Environment, 1998a, p.44).

⁸ A '++' indicates that we expect a large increase in emissions that we could not yet quantify; in our calculations we assumed an increase in emissions of 50%.

⁹ A '--' indicates that we expect a large decrease in emissions that we could not yet quantify; in our calculations we assumed a decrease in emissions of 50%.

¹⁰ A '+' indicates that we expect an increase in emissions that we could not yet quantify; in our calculations we assumed an increase in emissions of 10%.

Tabella 36*. Costi dovuti alla riduzione principale dell'CH₄ e conseguente stima degli effetti sulle emissioni di NH₃, N₂O e CH₄ (in % di cambiamento nelle emissioni dalle diverse categorie animali considerate). Fonte- Brink *et al.*, 2000

**I dati analizzati facevano riferimento all'intervallo 1990 – 2010, e la stima delle emissioni di NH₃ è stata implementata usando il modello RAINS. La stima delle emissioni di CH₄ è stata calcolata attraverso i dati dell'IPCC (IPCC, 1997), quella dell'N₂O usando il metodo di Mosier *et al.* (1998). Per una stima più recente, si rimanda a Wagner *et al.*, 2011.*

Bibliografia

Aarnink, A.J.A., Elzing, A., 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livest. Prod. Sci.* 53(3): 153-169.

Aarnink, A.J.A., 1997. Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behaviour. PhD thesis. Agricultural UW, Wageningen; pp. 175.

Aarnink, A.J.A., Hol, J.M.G., Nijeboer, G.M., 2008a. Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% vevovital) in the diet of growing-finishing pigs., *Anim.Sci. Group, Divisie Veehouderij, Lelystad.*

Aarnink, A.J.A., van Harn, J., van Hattum, T.G., Zhao, Y., Snoek, J.W., Vermeij, I., Mosquera, J., 2008b. Reduction of dust emission from broilers by application of an oil film. *Abstract. Rapport 154, Anim.Sci. Group, Wageningen University and Research Centre.*

Amann, M., Bertok, I., Borken-Kleefeld, J., Cofala, J., Heyes, C., Höglund-Isaksson, L., Klimont, Z., Nguyen, B., Posch, M., Rafaj, P., Sandler, R., Schöpp, W., Wagner, F., Winiwarter, W., 2011. Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications. *Environmental Modelling and Software* 26:1489-1501. [doi:10.1016/j.envsoft.2011.07.012](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.07.012)

Amon, B., Kryvoruchko, V., Moitzi, G., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, Nitrous oxide and Ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle and pig slurry and influence of slurry treatment. *Agri. Ecosys. Envir.* 112 (2–3):153–162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>

ARPAV, 2013 - *Report preliminare. Applicazione modello Nitroflussi per la valutazione delle azioni di contenimento delle emissioni dal comparto agricoltura-allevamenti. In prep.*

Bakker, G.C.M., Smits, M.C.J., 2002. Dietary factors are additive in reducing in vitro ammonia emissions from pig manure. *J. Anim. Sci.* 79: Suppl. 1, 753. Abstr.

Baldini, C., Borgonovo, F., Coppolecchia, D., Brambilla, M., Navarotto, P., 2012. Role of housing solutions in reducing GHG emissions from dairy cattle farms. LIFE 09 GAS OFF ENV IT 000214. *In Emission of Gas and Dust from Livestock – Saint-Malo, France.*

Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F., McAllister, T.A., 2008, Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Austr. J. Exper. Agri.* 48: 21–27.

Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Benchaar, C., Holtshausen, L., 2009. Crushed sunflower, flax, or canola seeds in lactating dairy cow diets: Effects on methane production, rumen fermentation, and milk production. *J. Dairy Sci.*, 92(5), pp. 2118-2127. [doi: 10.3168/jds.2008-1903](https://doi.org/10.3168/jds.2008-1903)

Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., 2011. *Public presentation.* Lethbridge Research Centre, Alberta, Canada. http://www.slu.se/Documents/externwebben/centrumbildningar-projekt/framtidens-lantbruk/KB2011_Sweden_GHG_copy_for_viewing.pdf

Bierman, S., Erickson, G.E., Klopfenstein, T.J., Stock, R.A., Shain, D.H., 1999. Evaluation of nitrogen and organic matter balance in the feedlot as affected by level and source of dietary fiber. *J. Animal Sci.* 77(7):1645-1653.

Bleizgys, R., Bagdonienė, I., Baležentienė, L., 2013. Reduction of the Livestock Ammonia Emission under the Changing Temperature during the Initial Manure Nitrogen Biomineralization. *Research Article*. The Scientific World Journal. ID 825437, pp7. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/825437>

Boadi, D.A., Wittenberg, K.M., 2002. Methane production from dairy and beef heifers fed forages differing in nutrient density using the sulfur hexafluoride tracer gas technique. *Can. J. Anim. Sci.* 82(2): 201-206, 10.4141/A01-017. <http://pubs.aic.ca/doi/pdf/10.4141/A01-017>

Boadi, D.A., Wittenberg, K.M., Scott, S.L., Burton, D., Buckley, K., Small, J.A., Ominski, K.H., 2004. Effect of low and high forage diet on enteric and manure pack greenhouse gas emissions from a feedlot. *Can. J. Anim. Sci.* 84: 445–453. [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$foragebeef/frgebeef.nsf/all/ccf758/\\$FILE/GHGforagediets.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$foragebeef/frgebeef.nsf/all/ccf758/$FILE/GHGforagediets.pdf)

Bouwman F., Lee, D.S., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van Der Hoek, K.W., Olivier, J.G.J., 1997. A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles*. 11 (4): 561–587. *Abstr.*

Braam, C.R., Detelaars, J.M., Smits, M.J., 1997. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Neth. J. Agric. Sci.* 45:49-64.

Brefs, 2013. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Center. Institute for Prospective Technological Studies. Sustainable Production and Consumption Unit. European IPPC Bureau. Draft 2- August 2013. Pp 824 http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IRPP_D2_082013online.pdf

Brink, J.C., Hordijk, L., van Ierland, E.C., Kroeze, C., 2000. Cost-effective N₂O, CH₄ and NH₃ abatement in European agriculture: interrelations between global warming and acidification policies. *Paper prepared for 'Expert Workshop on Assessing the Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation Strategies', 27-29 March 2000, Washington, DC.* <http://www.oecd.org/environment/cc/2051468.pdf>

Brink, J.C., Kroeze, C., Klimont, Z., 2001. Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane: Part 2. Application for Europe. *Atmos. Environ.* 25: 6313-6325.

Cambra-López, M., Aarnink, A.J.A., Zhao, Y., Calvet, S., Torres, A.G., 2009. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution*, 1-17.

Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Mroz, Z., Jongbloed, A.W., Schrama, J.W., 1998. Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livest Prod Sci*; 56(1): 1-13.

CE, 2011. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0885:FIN:IT:PDF>

Chadwick, D.R., Sneath, R.W., Phillips, V.R., Pain, B.F., 1998. A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment* 33: 3345-3354.

Chadwick, D.R., 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment* 39: 787–799.

Chadwick, D.R., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T., 2011. Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, 514-531.

Charpiot, A., Dupré, J.Y., 2012. La méthanisation dans la filière laitière. Institut de l'élevage. Compre-rendu n. 001233011.

Clark, H., Kelliher, F., Pinares-Patiño, C., 2011. Reducing CH₄ Emissions from Grazing Ruminants in New Zealand: Challenges and Opportunities. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.*, 24 (2): 295-302.

Cole, N.A., Clark, R.N., Todd, R.W., Richardson, C.R., Gueye, A., Greene, L.W., McBride, K., 2005. Influence of dietary crude protein concentration and source on potential ammonia emissions from beef cattle manure. *J. Animal Sci.* 83:(3)722.

Cole, N.A., 2006. Update on recent protein research for finishing beef cattle fed steam-flaked corn based diets. *In Proc. 21st Annual Southwest Nutrition and Management Conference*, 67-87. Tempe, Ariz.

Cole, N.A., Defoor, P.J., Galyean, M.L., Duff, G.C., Gleghorn, J.F., 2006. Effects of phase- feeding of crude protein on performance, carcass characteristics, serum urea nitrogen concentrations, and manure nitrogen of finishing beef steers. *J. Animal Sci.* 84:(12)3421.

Cole, N.A., Brown, M.S., MacDonald, J.C., 2008a. Environmental considerations of feeding biofuel co-products. *In ALPHARMA Beef Cattle Nutrition and Beef Species Joint Symposium: Producing Quality Beef in a Bio-Based Economy.* *J. Animal Sci.* 86:E-Suppl. 2.

Cole, N.A., Todd, R., Auvermann, B., Parker, D., 2008b. Auditing and Assessing Air Quality in Concentrated Feeding Operations. *Professional Animal Scientist* 24(1): 1-22.

Degré, A., Verhève, D., Debouche, Ch., 2001. Émissions gazeuses en élevage porcin et modes de réduction : revue bibliographique. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 5 (3), 135–143.

Dollé, J.B., Robin, P., 2006. Emissions de gaz à effet de serre en bâtiment d'élevage bovin. *Fourrages.* 186: 205-214. A.F.P.F. "Prairies, élevage, consommation d'énergie et gaz à effet de serre".

Edouard, N., Charpiot, A., Hassouna, M., Faverdin, P., Robin, P., Dollé, J.B., 2012. Emissions comparées d'ammoniac et de gaz à effet de serre en systèmes lisier et litière accumulée en bâtiment bovin lait (Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry vs. deep litter manure management systems in dairy cattle building). *Renc. Rech. Ruminants* n. 19.

Elwinger, K., Svensson, L., 1996. Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *J. Agric. Eng. Res.* 64(3): 197-208.

Erickson, G.E., Milton, C.T., Klopfenstein, T.J., 2000. Dietary protein effects on nitrogen excretion and volatilization in open-dirt feedlots. *In Proc. Eighth International Symposium on Animal, Agricultural, and Food Processing Waste (ISAAF)*. St. Joseph, Mich. ASABE.

ERVET, 2005. Manuale per la diffusione di tecnologie e sistemi di produzione più puliti nel settore zootecnico in Emilia-Romagna - Allevamenti Suini, bovini, avicoli. Gruppo di lavoro Emilia-Romagna Valorizzazione Economica Territorio. pp51.

<http://www.tecnologiepulite.it/Documenti/Documenti%20scaricabili/Manuale%20Allevamenti.pdf>

Eurostat, 2013. Agriculture, forestry and fishery statistics. 2013 edition. European Commission.

FAO, 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production. A review of technical options for non-CO₂ emissions. Report n. 177. *In Animal Production and health*. ISSN 0254-6019. pp 231.

Farran, T.B., Erickson, G.E., Klopfenstein, T.J., Macken, C.N., Lindquist, R.U., 2006. Wet corn gluten feed and alfalfa hay levels in dry-rolled corn finishing diets: Effects on finishing performance and feedlot nitrogen mass balance. *J. Animal Sci.* 84:(5) 1205-1214.

Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*. 320, 889. DOI: [10.1126/science.1136674](https://doi.org/10.1126/science.1136674)

Gilhespy, S.L., Webb, J., Chadwick, D.R., Misselbrook, T.H., Kay, R., Camp, V., Retter, A.L., Bason, A., 2009. Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions. *Biosystems engineering*. 102: 180-189.

Grainger, C., Auldist, M.J., Clarke, T., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Hannah, M.C., Eckard, R.J., Lowe, L.B., 2008. Use of Monensin Controlled-Release Capsules to Reduce Methane Emissions and Improve Milk Production of Dairy Cows Offered Pasture Supplemented with Grain. American Dairy Science Association. *J. Dairy Sci.* 91:1159–1165. doi:[10.3168/jds.2007-0319](https://doi.org/10.3168/jds.2007-0319)

Grainger, C., Beauchemin, K.A., 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167: 308–320.

Groenestein, C.M., Smits, M.C.J., Huijsmans, J.F.M., Oenema, O., 2011. Measures to reduce ammonia emissions from livestock manures; now, soon and later. Wageningen UR Livestock Research. Report 488. ISSN 1570 – 8616. pp 66.

Hansen, M.N., Henriksen, K., Sommer, S.G., 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment* 40: 4172-4181

Hegarty, R.S., 1999. Reducing rumen methane emissions through elimination of rumen protozoa. *Aust. J. Agric. Res.* 50:1321-1327.

Hernandez, F., Megias, M.D., Orengo, J., Martinez, S., Lopez, M.J., Madrid, J. 2013. Effect of dietary protein level on retention of nutrients, growth performance, litter composition and NH₃ emission using a multi-phase feeding programme in broilers. *Spanish Journal of Agricultural Research.* 11(3): 736-746 <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2013113-3597>

Höglund-Isaksson, L., Winiwarter, W., Wagner, F., Klimont, Z., Amann, M., 2010. Potentials and costs for mitigation of non-CO₂ greenhouse gas emissions in the European Union until 2030. Results. IIASA. REPORT to the European Commission, DG Climate Action. Contract no. 07.030700/2009/545854/SER/C5. Pp 21.
http://ec.europa.eu/clima/policies/package/docs/non_co2emissions_may2010_en.pdf

IPCC, 1997. The Regional Impacts of Climate Change: An Assessment of Vulnerability. R.T.Watson, M.C.Zinyowera, R.H.Moss (Eds). Cambridge University Press, UK. pp 517.
<https://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/region-en.pdf>

IPCC, 2000. Emissions Scenarios. Nebojsa Nakicenovic and Rob Swart (Eds.) Cambridge University Press, UK. pp 570. https://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/emission/emissions_scenarios.pdf

IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner.
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_contents.html

IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Edited by Simon Eggleston, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

ISPRA, 2011. Agricoltura. Emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009. Report n. 140/2011. ISBN 978-88-448-0501-2. Page 80.

ISPRA, 2012. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2010. Report n. 162/2012. ISBN 978-88-448-0544-9. Page 508.

Johnson, J., Eckert, D., 2013. Best Management Practices: Land Application of Animal Manure. Land Application of Animal Manure, AGF 208-95. Ohio State University Extension. Dep. Hort. Crop sci. Ohio.

Johnson, K.A., Johnson, D.E., 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 73: 2483- 2492.

Johnson, K.A., Westberg, H.H., Lamb, B.K., Kincaid, R.L., 1997. Quantifying methane emissions from ruminant livestock and examination of methane reductions strategies. *In* Ruminant Livestock Efficiency Program Annual Conference Proceedings, EPA USDA.

Jones, G.A., McAllister, T.A., Muir, A.D., Cheng, K.J., 1994. Effects of sainfoin (*Onobrychus viviparifolia* Scop) condensed tannins on growth and proteolysis by four strains of ruminal bacteria. Applied Environmental Journal. 60:1374-1378. Proc. New Zealand Soc. of Anim. Prod. 62:213-218.

Jones, C.A., Richard, T.K., Ellsworth, J.W., Brown, B.D., Jackson, G.D., 2007. Management of urea fertilizer to minimize volatilization. Montana State University and the Montana State University Extension. Pp 12.

<http://www.extension.uidaho.edu/swidaho/nutrient%20management/pnwureamanagement.pdf>

Kim, I.B., Ferket, P.R., Powers, W.J., Stein, H.H., Van Kempen, T.A.T.G., 2004. Effects of different dietary acidifier sources of calcium and phosphorus on ammonia, methane and odorant emission from growing finishing pigs. Asian-australas J Anim Sci 17(8): 1131-1138.

Kinsman, R., Sauer, F.D., Jackson, H.A., Wotynetz, M.S., 1995. Methane and carbon dioxide emissions from dairy cows in full lactation monitored over a six-month period. J. Dairy Sci. 78:2760-2766.

Klimont, Z., Winiwarter, W., 2011. Integrated ammonia abatement – Modelling of emission control potentials and costs in GAINS. IIASA. Interim Report IR-11-027. Pp 41.

<http://webarchive.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/IR-11-027.pdf>

Köster, J.R., Dittert, K., Mühlhling, K.H., Kage, H., Pacholski, A., 2014. Cold season ammonia emissions from land spreading with anaerobic digestates from biogas production. Atmospheric Environment 84, 35–38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.037>

Kuikman, P.J., Velthof, G.L., Oenema, O., 2004. Controlling nitrous oxide emissions from agriculture: Experiences in the Netherlands. Alterra Report, Wageningen UR. <http://www.coalinfo.net.cn/coalbed/meeting/2203/papers/agriculture/AG069.pdf>

Kumar, S.S., Navneet, G., Mehta, M., Mohini, M., Pandey, P., Shete, S. and Brisketu, K., 2012. Efficacy of garlic, eucalyptus and neem powders on rumen modulation, methanogenesis and gas production kinetics in wheat straw based diet evaluated in vitro. Wayamba Journal of Animal Science, 347-355.

Le, P.D., Aarnink, A.J.A., Jongbloed, A.W., Van der Peet-Schwering, C.M.C., Ogink, N.W.M., Verstegen, M.W.A., 2007. Effects of dietary crude protein level on odour from pig manure. Animal 1: 734-744.

Li, J., Shi, Y., Luo, J., Zaman, M., Ding, W., Houlbrooke, D., Ledgard, S., Ghani, A., 2013. Using nitrogen process inhibitors to reduce ammonia volatilization and nitrous oxide emissions from land applied dairy effluent.

http://www.massey.ac.nz/~flrc/workshops/13/Manuscripts/Paper_Li_2013.pdf

Lopez, S., Valdez, C., Newbold, C.J., Wallace, R.J., 1999. Influence of sodium fumarate on rumen fermentation in vitro. Brit. J. Nutr. 81:59-64

Machmüller, A., Kreuzer, M., 1999. Methane suppression by coconut oil and associated effects on nutrient and energy balance in sheep. Can. J. Anim. Sci. 79: 65–72.

<http://pubs.aic.ca/doi/pdf/10.4141/A98-079>

Mathison, G.W., 1997. Effect of canola oil on methane production in steers. *Can. J. Anim. Sci.* 77:545-546 (abstr) <http://pubs.aic.ca/doi/pdf/10.4141/A96-143>

Mbanzamihigo, L., Van Nevel, C.J., Demeyer, D.I., 1996. Lasting effects of monensin on rumen and caecal fermentation in sheep fed a high grain diet. *Anim. Fd. Sci. Technol.* 62:215-228. [http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401\(96\)00966-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401(96)00966-2)

McCaughey, W.P., Wittenberg, K.M., Corrigan, D., 1999. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Can J. Anim. Sci.* 79:221-226. <http://pubs.aic.ca/doi/pdf/10.4141/A98-107>

Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T.R., Williams, A.G., McCrory, D.F., 2005. Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality* 34: 411-419.

Monteny, G.J., Bannink, A., Chadwick, D., 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agric Ecosyst Environ*; 112(2-3): 163-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.015>

Monteny, G.J., Erisman, J.W., 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 46:225-247. <http://library.wur.nl/ojs/index.php/njas/article/download/481/196>

Montes, F., Meinen, R., Dell, C., Rotz, A., Hristov, A.N., Oh, J., Waghorn, G., Gerber, P.J., Henderson, B., Makkar, H.P.S., Dijkstra, J., 2013. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *J. Anim. Sci.* 91:5070-5094. doi: 10.2527/jas.2013-6584. <http://www.journalofanimalscience.org/content/91/11/5070>

Ndegwa, P.M., Hristov, A.N., Arogo, J., Sheffield, R.E., 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Review Paper. SE-Structures and Environment. Biosystems Engineering*, 100: 453-469. doi:10.1016/j.biosystemseng.2008.05.010

Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.H., Gustafsson, G., Nimmermark S., 2011. Effects of animal activity and air temperature on methane and ammonia emissions from a naturally ventilated building for dairy cows. *Atmospheric Environment*, Volume 45, Issue 37, Pages 6760–6768. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.027>

Nimmermark, S., Gustafsson, G., 2005. Influence of Temperature, Humidity and Ventilation rate on the Release of Odor and Ammonia in a Floor Housing System for Laying Hens. *Agricultural Engineering International, the CIGR Ejournal*. Vol. VII. Manuscript BC 04 008. <http://hdl.handle.net/1813/10423>

Oenema, O., Oudendag, D.A., Witzke, H.P., Monteny, G.J., Velthof, G.L., Pietrzak, S., Pinto, M., Britz, W., Schwaiger, E., Erisman, J.W., de Vries, W., van Grinsven, J.J.M., Sutton, M., 2007.

Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions; *final summary report*. Alterra, pp 186. <http://www.scammonia.wur.nl>

Parker, D.B., Pandrangi, S., Greene, L.W., Almas, L.K., Cole, N.A., Rhoades, M.B., Koziel, J.A., 2005. Rate and frequency of urease inhibitor application for minimizing ammonia emissions from beef cattle feedyards. *American Society of Agricultural Engineers*, 48(2): 787–793. ISSN 0001–2351.

Pattey, E., Trzcinski, M.K., Desjardins, R.L., 2005. Quantifying the reduction of greenhouse gas emissions as a result of composting dairy and beef cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72, 173-187.

Perdok, H.B., Panneman, H., Wijk D. van, Haeringen, W.A. van, Fokkink, W.B., Fonken, B.C.J., Newbold, J.R., 2007. Protozoa inhibitors to reduce methane excretion from dairy cows. *Research Report*.

http://agriconnect.nl/system/files/documenten/boek/20_protozoa_inhibitors_to_reduce_methane_excretion_from_dairy_cows_tcm24-240780.pdf

Powell, J.M., Rotz, C.A., Weaver, D.M., Nitrogen use efficiency in dairy production. *Abstract*. In: Grignani, C., M Acutis, L. Zavattaro, L. Bechini, C. Bertora, P. Marino Gallina and D. Sacco (Eds.). Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop-Connecting different scales of nitrogen use in agriculture. June 28-July 1, 2009. Turin, Italy. pp 241-242.

Regione del Veneto, 2011. Rapporto Ambientale VAS al II Programma di Azione per le Zone Vulnerabili ai Nitrati di origine agricola della Regione del Veneto. Allegato B Dgr n.1150 del 26/07/2011.

Roberston, L.J., Waghorn. G.C., 2002. Dairy industry perspectives on methane emissions and production from cattle fed pasture or total mixed rations in New Zealand. *Abstract*. In Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production, 62:213-218.

<http://www.sciquest.org.nz/node/41353>

Melse, R.W., Ogink, N.W.M., Rulkens, W.H., 2009. Air Treatment Techniques for Abatement of Emissions from Intensive Livestock Production. *The Open Agriculture Journal*, 3: 6-12.

<http://www.benthamscience.com/open/toasj/articles/V003/6TOASJ.pdf>

Mikkelsen, R., 2009. Ammonia Emissions from Agricultural Operations: Fertilizer Better crops. 93 (4).[http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/F2665E4E07764FD485257980006F231E/\\$FILE/Better%20Crops%202009-4%20p9.pdf](http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/F2665E4E07764FD485257980006F231E/$FILE/Better%20Crops%202009-4%20p9.pdf)

Smith, K., Cumby, T., Lapworth, J., Misselbrook ,T.H., Williams, A., 2007. Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosystems Engineering* 97: 464-471.

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. *Livest. Prod. Sci.* 44(6): 147-156.

Sommer, S.G., Hutchings, N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction-invited paper. *Review*. *European Journal of Agronomy* 15: 1-15.

Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T, Jensen, L.S, 2013. Animal Manure Recycling. Treatment and Management. *Book*. Wiley. First Edition. United Kingdom. ISBN 978-1-118-48853-9

Swierstra, D., Smits, M.C.J., Kroodsma, W., 1995. Ammonia emission from cubicle houses for cattle with solid floors. *Journal of Agricultural Engineering Research* 62: 127-132.

Tamminga, S., 1996. A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *J. Anim. Sci.* 74: 3112-3124. <http://www.journalofanimalscience.org/content/74/12/3112>

Tamminga, S., Bannink, A., Dijkstra, J., Zom, R., 2007. Feeding strategies to reduce methane losses in cattle. Report n. 34. Animal Sciences Group van Wageningen UR, Lelystad. pp 46. <http://edepot.wur.nl/28209>

Teagasc, 2012. A Marginal Abatement Cost Curve for Irish Agriculture. Teagasc submission to the National Climate Policy Development Consultation. Prepared by Rogier Schulte, Paul Crosson, Trevor Donnellan, Niall Farrelly, John Finnan, Stan Lalor, Gary Lanigan, Donal O'Brien, Laurence Shalloo, Fiona Thorne. http://www.teagasc.ie/publications/2012/1186/1186_Marginal_Abatement_Cost_Curve_for_Irish_Agriculture.pdf

Todd, R.W., Cole, N.A., Clark, R.N., 2006. Reducing crude protein in beef cattle diet reduces ammonia emissions from artificial feedyard surfaces. *J. Environ. Quality* 35(2):404-411. *Abstract*. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16455840>

Todd, R.W., Cole, N.A., Parker, D.B., Rhoades, M., Casey, K., 2009. Effect of feeding distiller's grains on dietary crude protein and ammonia emissions from beef cattle feedyards. *In Proc. Texas Animal Manure Management Issues Conference*, 83-90. E. Jordan, ed. Round Rock, Texas. <http://www.cprl.ars.usda.gov/REMM%20Pubs/Effect%20of%20feeding%20distillers%20grains%20on%20dietary%20crude%20protein%20and%20ammonia%20emissions%20from%20beef%20cattle%20feedyards.pdf>

UNECE, 2014. Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Economic Commission for Europe. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. ECE/EBAIR/120. 7 February 2014. Pp 99. http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ADVANCE_VE_RSION.pdf

Valli, L., Fabbri, C., Mazzotta, V., Bonazzi, G., 2002. Tecniche di abbattimento per ammoniacca e gas serra da allevamenti suinicoli ed avicoli. In *Clima, Ambiente*. Centro Ricerche Produzioni Animali – CRPA. http://www.arpalombardia.it/7conferenza/atti/25_5meteoclima/25_5meteoclima_02_VAL_Lirel.pdf

Van Duinkerken, G., André, G., Smits, M.C.J., Monteny, G.J., Sebek, L.B.J., 2005. Effect of rumen-degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. *J. Dairy Sci.* 88: 1099-1112. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)72777-6](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72777-6)

- Van Duinkerken, G., Smits, M.C.J., André, G., Sebek, L.B.J., Dijkstra, J., 2011. Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, 94: 321-335. doi: [10.3168/jds.2009-2263](https://doi.org/10.3168/jds.2009-2263)
- Vasconcelos, J.T., Cole, N.A., McBride, K.W., Gueye, A., Galyean, M.L., Richardson, C.R., Greene, L.W., 2009. Effects of dietary crude protein and supplemental urea levels on nitrogen and phosphorus utilization by feedlot cattle. *J. Animal Sci.* 87(4): 1174-1183.
- Velthof, G.L., Nelemans, J.A., Oenema, O., Kuikman, P.J., 2005. Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. *J. Environ. Qual.* 34: 698-706.
- Velthof, G.L., Mosquera, J., Huis in 't Veld, J., Hummelink, E., 2010. Effect of manure application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. Alterra Wageningen UR. Report n. 1992. ISSN 1566-7197.
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands. Update of emission factors and leaching fraction. Alterra Report n. 2151. ISSN 1566 7197.
- Waghorn, G.C., Douglas, G.B., Niezen, J.H., Mc Nabb, W.C., Foote, A.G., 1998. Forages with condensed tannins - their nutritional value for ruminants. *Proc. New Zealand Grassland Assoc.* 60:89-98.
- Waghorn, G.C., Tavendale, M.H., Woodfield, D.R., 2002. Methanogenesis from forages fed to sheep. *Proc. New Zealand Grassland Assoc.* 64:167-171.
- Wagner, F., Winiwarter, W., Klimont, Z., Amann, M., Sutton, M., 2011. Ammonia reductions and costs implied by the three ambition levels proposed in the Draft Annex I X to the Gothenburg protocol. IIASA. CIAM report 5/2011 – Version 1.1. Pp 21. http://staging.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/ebbureau/Informal_document_N_5.pdf
- Webb, J., Pain, B., Bittman, Sh., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 39–46. doi:[10.1016/j.agee.2010.01.001](https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.001)
- WHO, 2006. Health impact of PM10 and Ozone in 13 Italian cities. Report. Special Programme on Health and Environment. WHO Regional Office for Europe.
- Wittenberg, K.M., 2005. Enteric methane emissions and mitigation opportunities for Canadian cattle production systems. Department of Animal Science, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba R3T 2N2.
- Zafarian, R., Manafi, M., 2013. Effect of Garlic Powder on Methane Production, Rumen Fermentation and Milk Production of Buffaloes. *Annual Review & Research in Biology* 3(4): 1013-1019. Sciencedomain international.

Zhang, G., Strom, J.S., Li, B., Rom, H.B., Morsing, S., Dahl, P., Wang, C., 2005. Emission of ammonia and other contaminant gases from naturally ventilated dairy cattle buildings. *Biosys. Engin.* 92:355-364.