



National Institute for Public Health
and the Environment
Ministry of Health, Welfare and Sport

Ammonia workshop

Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg

2012

Семинар по аммиаку 2012, Санкт Петербург

Saint Petersburg



National Institute for Public Health
and the Environment
Ministry of Health, Welfare and Sport

Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg

Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA
region

RIVM Report 680181001/2014

Colophon

ISBN: 978-90-6960-271-4

© RIVM 2014

Parts of this publication may be reproduced, provided acknowledgement is given to: National Institute for Public Health and the Environment, along with the title and year of publication.

Suggested citation: Van der Hoek, K.W. and N.P. Kozlova, Editors (2014). Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg. Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region. Семинар по аммиаку 2012, Санкт Петербург. Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА. RIVM Report 680181001/SZNIIMESH Report. Bilthoven, The Netherlands. ISBN: 978-90-6960-271-4.

K.W. Van der Hoek (editor), RIVM
N.P. Kozlova (editor), SZNIIMESH

Contact:
K.W. Van der Hoek
RIVM - Centre for Environmental Quality
Klaas.van.der.hoek@rivm.nl

N.P. Kozlova
SZNIIMESH
Natalia.Kozlova@sznii.ru

This investigation has been performed by order and for the account of the Directorate-General for the Environment, of the Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment, within the framework of project M680181, Integrated Nitrogen.

SZNIIMESH performed this work within R&D project "Strategy to reduce anthropogenic load on environment by machine technologies in agricultural production", task 09.02.02.



Rapport in het kort

Ammoniak-workshop 2012 Sint Petersburg

Maatregelen om de emissie van ammoniak te beperken in de UNECE- en de EECCA-regio's

Experts uit UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) en EECCA landen (Eastern Europe, the Caucasus, and Central Asia) hebben in het voorjaar van 2012 voor het eerst kennis en ervaring uitgewisseld over de uitstoot van ammoniak tijdens een workshop in Sint Petersburg (Russische Federatie). De workshop vond plaats tijdens de jaarlijkse bijeenkomst van de Task Force on Reactive Nitrogen, die opereert onder de vlag van de UNECE CLRTAP (Conventie inzake Grensoverschrijdende luchtverontreiniging over lange afstand). In samenwerking met het Russische Instituut voor Landbouwtechniek en Elektrificatie SZNIMESH in Sint Petersburg heeft het RIVM alle bijdragen van de workshop nu in het Engels en in het Russisch uitgebracht.

De bijdragen van in totaal 14 landen (van Canada tot de Russische Federatie en Kazachstan) bevatten informatie over de huidige emissie van ammoniak en het verloop daarvan sinds 1990. De presentaties gaan ook in op de wijzen waarop de landen hun doelstelling hebben gehaald die vanwege het Gothenborg Protocol voor 2010 is gesteld om de ammoniakemissie te verminderen; bijna alle landen zijn daarin geslaagd. Daarnaast gaan de bijdragen over ontwikkelingen in de nabije toekomst die van invloed zijn op de emissie van ammoniak. Zo zal het aantal melkkoeien toenemen als het productieplafond voor melk in 2015 wordt losgelaten.

Een van de aanbevelingen van de workshop is dat ammoniak bekeken moet worden in het geheel van de stikstofketen om ongewenste milieueffecten te voorkomen in andere milieucompartimenten (lucht, bodem en grondwater). Door bijvoorbeeld koeien meer te beweiden wordt er per saldo minder ammoniak uitgestoten, maar kan er meer nitraat naar het grondwater wegspoelen (in de bodem wordt ammoniak namelijk van nature omgezet in nitraat). Een andere aanbeveling is te zorgen voor betrouwbare inventarisaties van ammoniakemissies. Momenteel is het in veel landen moeilijk om betrouwbare gegevens te krijgen over de mate waarin emissiearme technieken worden ingezet.

De workshop is afgesloten met een Resolutie waarmee de samenwerking tussen experts in de UNECE- en EECCA-regio's wordt voortgezet.

Trefwoorden: ammoniak, stikstof, CLRTAP, EECCA, UNECE

Abstract

Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region

Experts from UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) and EECCA countries (Eastern Europe, the Caucasus, and Central Asia) exchanged their knowledge and experience on ammonia emissions for the first time in Spring 2012 during a workshop in Saint Petersburg, the Russian Federation. The workshop was a part of the annual meeting of the Task Force on Reactive Nitrogen, which operates under the umbrella of the UNECE CLRTAP (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution). In close cooperation with the North-West Research Institute of Agricultural Engineering and Electrification (SZNIIMESH), Saint Petersburg, RIVM put all contributions from the workshop together, both in the English and Russian languages.

The contributions of in total 14 countries (ranging from Canada in the West to the Russian Federation and Kazakhstan in the East) deal with the actual emissions of ammonia and the development over time since 1990. The contributions also deal with how countries managed to meet the Gothenburg Protocol targets for emission reduction in 2010; almost all countries were successful in that. The papers also deal with developments foreseen in the near future which may have an impact on the ammonia emissions. For example the number of dairy cows will increase when the EU milk quota system is abandoned in 2015.

One of the recommendations of the workshop is to consider ammonia emissions in the context of the whole nitrogen cycle in order to prevent unwanted environmental consequences in the other environmental compartments air, soil and groundwater. For example increasing the grazing time of cattle will reduce the total ammonia emissions but at the same time more nitrate may be leached because ammonia in the soil is readily converted into nitrate. Another recommendation of the workshop is to take care of reliable inventories of ammonia emissions. Nowadays in most countries it is difficult to obtain reliable data to what extent low emission techniques have been implemented.

The workshop was concluded with the approval of the Workshop Resolution, which stipulates further cooperation of experts in the UNECE and EECCA regions.

Keywords: ammonia, nitrogen, CLRTAP, EECCA, UNECE

Foreword

Under the umbrella of the Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) a Workshop on abatement of ammonia emissions was held in Saint Petersburg in 2012. The aim of this event was to invite experts from Eastern Europe, Caucasus and Central Asia (EECCA countries) to become more involved in the activities of TFRN and to extend professional contacts.

During this special one day workshop in total 23 presentations were given, 10 from Western countries and 13 from Eastern countries. A simultaneous translation was provided to overcome the existing language barrier. It was decided to publish the papers in a joint RIVM/SZNIIMESH report, in a bilingual English/Russian version.

The Proceedings are now completed and are available in electronic form on the websites of RIVM and SZNIIMESH. Now is the time to express our thanks to RIVM and SZNIIMESH for their support, and to Prof. Vladimir Popov and Dmitry Maximov for hospitality in their institute during the preparation of the workshop and the production of the Proceedings. It is also the time to express our thanks to all authors for preparing the papers, making the necessary editorial changes, and for their patience.

These Proceedings would not have appeared without the help from the following persons:

- Clare Howard, Oene Oenema, Mark Sutton, all from the Task Force on Reactive Nitrogen,
- Kirill V. Katin, BSC APEX Ltd., Saint Petersburg, local organizer of the event,
- Ludmila Kozlova, Larisa Levchenko, Pavel Shalavin, all from SZNIIMESH, Saint Petersburg,
- Gert Boer, Rob Maas, Julika Vermolen, all from RIVM, Bilthoven.

It was a pleasure for both of us to work with all of you.

Klaas Van der Hoek and Natalia Kozlova

Contents

Executive Summary and Recommendations – 11

1 Introduction to the ammonia workshop - 17

2 CLRTAP, Gothenburg Protocol and reactive nitrogen - 19

- 2.1 CLRTAP and its structure - 19
- 2.2 Gothenburg Protocol to LRTAP Convention, and its main ammonia documents - 22
- 2.3 Future work of TFRN - 24
- 2.4 Reactive nitrogen: some scientific aspects - 26
- 2.5 References - 26

3 Ammonia emissions in Canada - 29

- 3.1 General country information - 29
- 3.2 Estimating ammonia emissions - 33
- 3.3 Farming practices that affect ammonia emissions - 36
- 3.4 Discussion and conclusions - 42
- 3.5 References - 43

4 Ammonia emissions in the Czech Republic - 47

- 4.1 General country information - 47
- 4.2 Successful activities leading to the Annex IX principles fulfillment - 50
- 4.3 Problems faced and to be addressed - 51
- 4.4 References - 52

5 Ammonia emissions in Denmark - 53

- 5.1 General country information - 53
- 5.2 Current ammonia regulations - 58
- 5.3 The Gothenburg Protocol - 58
- 5.4 References - 59

6 Ammonia emissions in Germany - 61

- 6.1 General country information - 61
- 6.2 Successful activities - 64
- 6.3 Problems faced and to be addressed - 65
- 6.4 References - 66

7 Ammonia emissions in Ireland - 67

- 7.1 General country information - 67
- 7.2 Successful activities to reduce agricultural ammonia emissions - 70
- 7.3 Current challenges to ammonia mitigation - 70
- 7.4 Future challenges in complying with the Gothenburg Protocol - 72
- 7.5 References - 73

8 Ammonia emissions in Italy - 77

- 8.1 General country information - 77
- 8.2 Ammonia and nitrous oxide emissions and emission trends - 79
- 8.3 Successful activities - 80
- 8.4 Problems faced and to be addressed - 83
- 8.5 References - 84

9	Ammonia emissions in the Netherlands - 85
9.1	General country information - 85
9.2	Ammonia emissions inventory - 87
9.3	Ammonia emission abatement - 88
9.4	Future challenges - 89
9.5	References - 90
10	Ammonia emissions in Romania - 91
10.1	Institutional arrangements and regulatory framework - 91
10.2	General country information - 91
10.3	Nitrate pollution and Action Plan for protection of waters - 94
10.4	Successful activities until now - 95
10.5	Problems faced and to be addressed - 96
11	Ammonia emissions in Switzerland - 99
11.1	The Swiss emission inventory approach: modeling and survey - 99
11.2	Emission situation and development over time - 102
11.3	Emission abatement options and abatement potential - 103
11.4	What have we achieved? - 105
11.5	References - 106
12	Ammonia emissions in the UK - 109
12.1	General country information - 109
12.2	What activities have been successful until now? - 111
12.3	What problems are faced and what solutions have been chosen? - 111
12.4	What problems are to be addressed in the future - 112
12.5	References - 113
13	Scenarios for reduction of ammonia emissions in Belarus - 115
13.1	Sources and levels of ammonia emissions in Belarus - 115
13.2	Scenarios for reduction of ammonia emissions in animal husbandry - 119
13.3	Results of scenarios for emission reduction - 120
13.4	Conclusion - 121
13.5	References - 121
14	Reducing environmental pollution by animal manure from big farms - 123
14.1	Animal manure treatment in Belarus - 123
14.2	Effects on groundwater, soils, and crops - 125
14.3	Bioengineering facilities - 129
14.4	Recommendations - 129
14.5	References - 130
15	Reactive nitrogen emissions in the Republic of Kazakhstan - 133
15.1	General country information - 133
15.2	Nitrous oxide emissions - 134
15.3	Ammonia emissions - 137
15.4	Possible ways to reduce nitrogen emissions from agricultural sources - 138
15.5	References - 139
16	National registration of nitrogen emissions in the Russian Federation - 141
16.1	National registration system - 141

16.2	International cooperation and reporting - 143
16.3	Ammonia emissions - 145
16.4	Comparison with GAINS model - 147
16.5	References - 149
17	Monitoring of feeding systems for high-producing cows on dairy farms in Leningrad region - 151
17.1	Introduction - 151
17.2	Feeds and feed additives - 152
17.3	Blood and milk analysis - 153
17.4	Conclusion - 155
17.5	References - 156
18	An effective method to reduce ammonia content in pig house air - 157
18.1	Introduction - 157
18.2	Objects and methods - 157
18.3	Results with Bio-algeen G-40 - 158
18.4	Recent developments - 159
18.5	References - 160
19	Selecting manure management technologies to reduce ammonia emissions from big livestock farms in the Northwestern Federal District of Russia - 161
19.1	General country information - 161
19.2	Animal manure production - 163
19.3	Selection of technologies for manure management - 164
19.4	Technologies in use and planned - 166
19.5	References - 168
20	Methods to reduce ammonia nitrogen losses during production and application of organic fertilizers - 169
20.1	Animal numbers and manure production - 169
20.2	Soil and groundwater pollution during storage - 171
20.3	Ammonia emission during housing, storage and application - 172
20.4	Recommendations - 174
20.5	References - 175
21	Nitrogen management in crop production - 177
21.1	Application of nitrogen fertilizers in Russia - 177
21.2	Ammonia losses from soils, fertilizers and farms - 178
21.3	Role of microorganisms in nitrogen cycle regulation in soil - 181
21.4	Conclusions and research proposals - 182
21.5	References - 183
22	Field studies estimating direct N₂O and CO₂ emissions from arable and pasture soils in Northwestern and Central Regions of Russia - 185
22.1	Introduction - 185
22.2	Objects and methods - 186
22.3	Results - 187
22.4	Conclusion - 189
22.5	References - 189

23	Nutrient load on the Gulf of Finland: problems of modeling - 191
23.1	Institute of Limnology Loading Model - 191
23.2	Simulation and trend calculations - 192
23.3	Nutrient use by agricultural production - 194
23.4	Recommendations - 196
23.5	References - 197
24	Ammonia emissions from agricultural sources in Ukraine - 199
24.1	Environmental regulations - 199
24.2	Greenhouse gas emissions - 200
24.3	Ammonia emissions - 203
24.4	Poultry farming - 203
24.5	References - 205
25	Nitrogen balance in the Crimea region of Ukraine: status of the problem and first steps - 207
25.1	Methodologies of calculation - 207
25.2	Calculated critical loads for forest soils - 208
25.3	Emissions of nitrogen and sulfur oxides - 209
25.4	Studies on ecological risks for human health - 211
25.5	References - 212
	Appendix 1. List of participants TFRN-7 - 213
	Appendix 2. Workshop Resolution - 217

Executive Summary and Recommendations

Framework in which the workshop took place

The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) under the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) was established in 1979 to control damage to ecosystems and cultural heritage from acid rain, initially in Europe.

The Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone was signed in 1999, and has been key for developing cross-border air pollution control strategies. The Protocol sets emission ceilings per country and provides emission reduction measures for four pollutants: sulphur dioxides (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), volatile organic carbon compounds (VOCs) and ammonia (NH₃).

The UNECE region covers Western Europe, United States, Canada and Eastern Europe, Caucasus and Central Asia (EECCA). The EECCA countries include Armenia, Azerbaijan, Belarus, Georgia, Kazakhstan, Kyrgyzstan, Moldova, Russian Federation, Tajikistan, Turkmenistan, Ukraine and Uzbekistan.

The Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) operates under the Working Group on Strategies and Review of CLRTAP. The purpose of the TFRN is “to develop technical and scientific information, and options which can be used for strategy development across the UNECE, and to encourage coordination of air pollution policies on nitrogen in the context of the nitrogen cycle and which may be used by other bodies outside the Convention in consideration of other control measures”. A specific objective is to provide technical underpinning for measures to abate ammonia emissions from agricultural sources.

On 28 February to 3 March 2012, the TFRN held its 7th meeting in Saint Petersburg. A special one day workshop was held on 29 February 2012, entitled 'Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region in the context of the nitrogen cycle', to facilitate the exchange of information between EECCA and other countries within the UNECE. A list of participants is given in Appendix 1 to these Proceedings.

These Proceedings are the result of that workshop. All presentations were transformed into papers, and are presented here in these Proceedings in both English and Russian languages.

Targets for reduction of ammonia emission

The Gothenburg Protocol has set ammonia emission ceilings per country. Atmospheric deposition of ammonia and nitrogen oxides contributes to acidification and eutrophication. Figure 1 shows for both acidification (upper row) and for eutrophication (lower row) that reduction in the exceedance of critical loads was considerable in the period 1990 – 2010, but ammonia emissions have to decrease more for further lowering of the exceedance of critical loads.

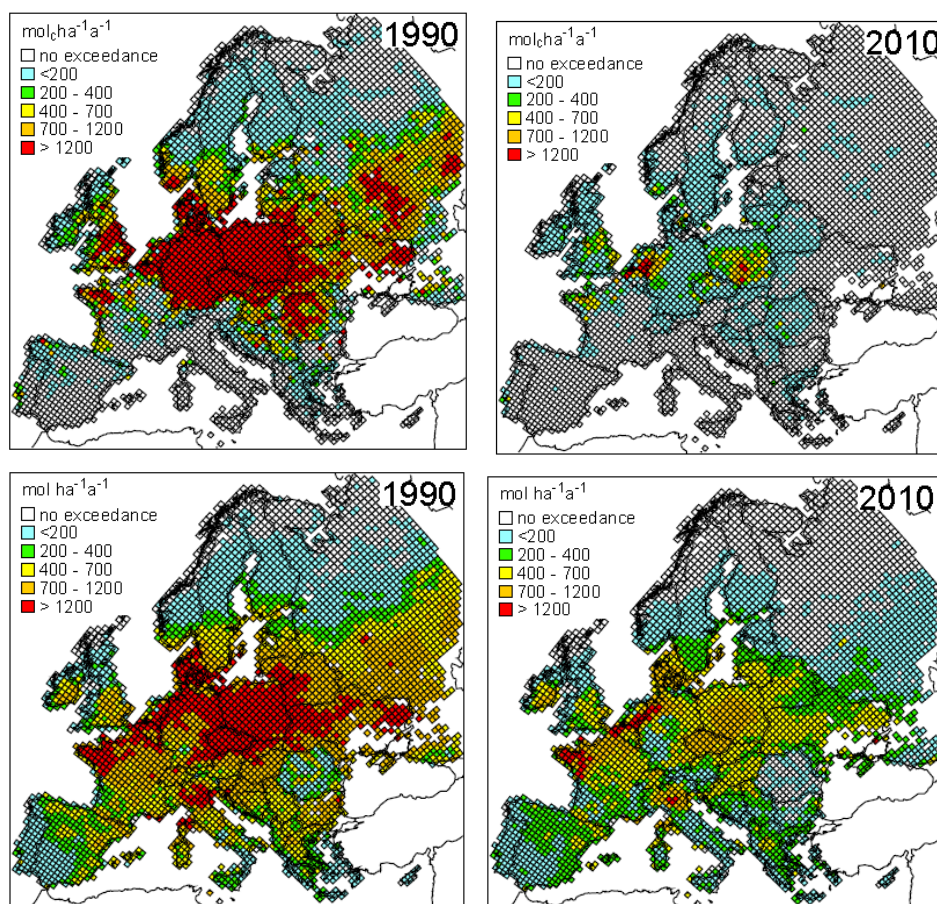


Figure 1. Exceedances of critical loads of acidity (moles of charge (H^+) per hectare per year) for 1990 and 2010 (upper row) and exceedances of critical loads of nutrient nitrogen (moles of N per hectare per year) for 1990 and 2010 (lower row). Grid colors reflect the level of exceedance (Reis et al., 2012, Supplementary Materials).

An agreement on new emission ceilings for the year 2020 was reached in May 2012. The new targets are expressed as a percentage reduction from the 2005 emission levels. National emission reduction commitments and emission levels for 2005 for the 27 member States of the European Union, as well as for Belarus, Croatia, Norway and Switzerland are shown in Table 1. Other LRTAP Parties that intend to become members of the revised Protocol – notably Canada, the United States, the Russian Federation and countries in Southern and Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia – will need to provide their respective 2005 data and commitments figures upon ratification of or accession to the amended Protocol (UNECE, 2012).

Table 1. Ammonia emission levels in 2005 (expressed in thousands of metric tonnes) and national ammonia emission reduction commitments in 2020 and beyond (expressed as percentage reduction from 2005 levels).

	Emission levels 2005	Reduction %		Emission levels 2005	Reduction %
Austria	63	1	Latvia	16	1
Belarus	136	7	Lithuania	39	10
Belgium	71	2	Luxembourg	5	1
Bulgaria	60	3	Malta	1.6	4
Croatia	40	1	Netherlands	141	13
Cyprus	5.8	10	Norway	23	8
Czech Republic	82	7	Poland	270	1
Denmark	83	24	Portugal	50	7
Estonia	9.8	1	Romania	199	13
Finland	39	20	Slovakia	29	15
France	661	4	Slovenia	18	1
Germany	573	5	Spain	365	3
Greece	68	7	Sweden	55	15
Hungary	80	10	Switzerland	64	8
Ireland	109	1	UK	307	8
Italy	416	5	EU*	3813	6

*the sum of the exact ammonia emission levels in 2005 by EU Member States, as reported.

Workshop format of presentations and papers

Beforehand the participants were asked to make their presentations along a fixed format in order to have comparable information and to facilitate the exchange of information. The themes were as follows:

- General country information (ammonia emission inventories and sources),
- Successful activities,
- Problems and solutions,
- Future problems in relation to the Gothenburg Protocol,
- Research and practical needs.

Ammonia emission inventories

The contributions during the workshop highlighted the following aspects.

- Animal manures and urea-containing fertilizers are the largest sources of ammonia emissions in all countries.
- Most EECCA and some European countries use the Tier 1 methodology for their emission inventories. Tier 1 means general emission factors to be used when no country specific information is available. Tier 2 uses country specific emission factors and in addition measurements and models are used in the Tier 3 methodology.
- Very few countries use the concept of TAN (Total Ammoniacal Nitrogen). TAN relates the ammonia emissions to the total ammoniacal nitrogen content in the animal manures. The remaining part of the nitrogen content is in organic form and does not contribute to ammonia emissions.
- Most countries face problems with the determination of activity data. For example the share of implementation of different techniques for manure application or different poultry housing systems. Another example is the composition of diets for cattle or the implementation of emission reduction techniques.

- A few countries obtain the necessary activity data by an enquiry on the level of farmers like in Switzerland (see Chapter 11).
- Nearly all countries provide time series for the whole period (1990 – 2010) for their ammonia emissions and almost all countries were successful in meeting the 2010 target of the Gothenburg Protocol.

Ammonia emission sources

These Proceedings contain a wealth of information on ammonia emission sources in all the contributing countries. Here is a small glance of the topics described in much detail in the papers.

- Animal feeding: phase feeding,
- Animal housing: liquid or solid manure, low emission housing, air scrubbers,
- Animal manure: storage outside building, use of covers,
- Animal manure: (pre)treatment, additives, composting,
- Animal manure application: incorporation in arable land, injection in grassland,
- Animal grazing (see also separate paragraph on grazing later on),
- Synthetic fertilizer application.

Successful activities

A lot of successful activities were mentioned like feed/slurry additives, feed measures, and a protocol for emission measurements in animal houses.

Problems and solutions

Problems and solutions often mentioned in the Proceedings are associated with the implementation of the EU Nitrate Directive. Also important is the EU Integrated Pollution Prevention and Control Directive (IPPC) for large pig and poultry operations (farms), in January 2011 merged into the Industrial Emissions Directive (IED).

Future problems in relation to the Gothenburg Protocol

As future problems were seen pollution swapping, animal welfare, big farms, new emission ceilings for 2020, abolishment of the milk quota in Europe.

Research and practical needs

As topics for research and practical needs were mentioned among others:

- Introduction of regional measures and how to monitor the implementation and the emission reduction,
- Fine tuning of manure treatment in relation to emissions and soil quality, low emission techniques for manure application.

Grazing: an example for an integral approach

In some contributions increase of grazing time is mentioned as a possible solution to reduce ammonia emissions. More grazing means a shorter stay of cattle in the animal house and also less manure storage inside the animal house or the outside storage facility. The increase in ammonia emission from grazing is far less than the avoided ammonia emissions from housing, storage and manure application. Looking at the whole nitrogen and greenhouse gas cycles very likely nitrate leaching and N₂O emissions will increase whereas the CH₄ emissions from manure storage will decrease. In other words preventing pollution swapping means that an integral approach is necessary.

Benefits of ammonia abatement for the farmer and society

By using low emission techniques, farmers may not only reduce the deposition of ammonia in nearby nature reservations. They also keep valuable nutrients in the animal manure on their farms instead of letting them escape to air in the form of ammonia. These techniques may thus save the use of expensive industrial nitrogen fertilizers. The production of industrial nitrogen fertilizer is associated with considerable emissions of greenhouse gases. Hence, both farmer's income and the environment will profit from the application of low emission techniques.

Follow up: Workshop Resolution and new Expert Panel on Nitrogen in EECCA region

The participants of the Workshop and the Task Force on Reactive Nitrogen approved the Workshop Resolution, added as Appendix 2 to these Proceedings. The Workshop Resolution recommends to continue the dialogue within the EECCA region and between EECCA and UNECE regions. To facilitate this recommendation a new Expert Panel on Nitrogen in EECCA countries was established.

Recommendations

1. Need for reliable emission inventories.

Reliable ammonia emission inventories are essential for underpinning of national and international negotiations, legislation and environmental policy. Most countries face problems with the determination of activity data. For example the share of implementation of different techniques for manure application or different poultry housing systems. Another example is the composition of diets for cattle or the implementation of low emission techniques for manure application.

Specific items: improving emission inventories and methods for monitoring of implementation measures.

2. Focus on context of whole N cycle.

Some measures for reduction of ammonia emissions can have unexpected consequences for emissions of other gases like methane or nitrous oxide or can lead to more leaching of nitrate. In the text above, an example is given of the consequences of increasing grazing time for cattle on other environmental issues.

Specific items: pollution swapping, grazing, improving nitrogen use efficiency (NUE).

3. Existing farms with measures already in place are helpful as demonstration. The triangle of research, education and extension service has proved to be successful in implementing new directions of farming. Existing farms that have already implemented measures are useful to show the advantages and practical applicability of measures to other farmers.

Specific item: set up of set of demonstration plans with such farms.

4. Starting point for continuing discussions on ammonia and nitrogen.

During the workshop a lot of country specific information on ammonia emissions was presented in a comparable format. The speakers represented a wide range of countries ranging from Canada, Europe to the EECCA countries and also a wide range of farming systems.

Specific target: these Proceedings may be used as material for continuing discussions.

References

Reis, S., Grennfelt, P., Klimont, Z., Amann, M., ApSimon, H., Hettelingh, J.-P., Holland, M., LeGall, A.-C., Maas, R., Posch, M., Spranger, T., Sutton, M.A., Williams, M. (2012). From Acid Rain to Climate Change. Science 338, 1153 – 1154. Supplementary Materials available at www.sciencemag.org/cgi/content/full/338/6111/1153/DC1

UNECE (2012). Parties to UNECE Air Pollution Convention approve new emission reduction commitments for main air pollutants by 2020 (UNECE, Geneva, 2012); <http://www.unece.org/index.php?id=29858>
<http://www.unece.org/?29858>

1 Introduction to the ammonia workshop

From February 28 to March 2, 2012, Saint Petersburg hosted the 7th Session of the Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) within the Working Group on Strategies and Review of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) of the UNECE (Figure 1.1).

The aim of the event was to invite experts from Eastern Europe, Caucasus and Central Asia (EECCA countries) to become more involved in the activities of TFRN and to extend professional contacts.

The program of the event included:

- Meeting of the Expert Panel on Mitigation of Agricultural Nitrogen (EPMAN);
- Workshop "Abating ammonia emissions in the UNECE region and the countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia in the context of the nitrogen cycle";
- Workshop organized by Network of Environmental Benefits and Economic Instruments (NEBEI) "Further quantification of the effects of air pollutants on ecosystems";
- Plenary Session of the Task Force on Reactive Nitrogen;
- Meeting of the Expert Panel on Nitrogen and Budgets (EPNB).

In addition, a professional visit was organized for the participants to GNU SZNIIMESH and Joint Stock Company "Detskoselsky".

The meetings were attended by 69 delegates from 17 countries: Azerbaijan, Austria, Belarus, Great Britain, Denmark, Germany, Ireland, Italy, Kazakhstan, Moldova, the Netherlands, Norway, the Russian Federation, Romania, Ukraine, Czech Republic and Switzerland. From EECCA countries 30 experts participated, including 23 representatives from Russia (see Appendix 1). For the first time in TFRN practice such an event was organized with broad participation of CIS countries (Commonwealth of Independent States) and with simultaneous translation provided that is very important under the existing language barrier.

The event was supported by the Ministry of Natural Resources and Ecology of the Russian Federation and the Russian Academy of Agricultural Sciences. The event was funded by TFRN through the sponsors from Germany, Switzerland, the United Kingdom, the Netherlands, and Russia. GNU SZNIIMESH was a host party.

The workshop "Abating ammonia emissions in the UNECE region and the countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia in the context of the nitrogen cycle" was held on the 29 February, 2012.

The programme included many country case studies, as well as presentations from several participants from Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia.

The presentations of the country case studies followed a similar format.

- a. General country information about ammonia emissions and reference situation of animal housing types and manure application techniques, share of small and large farms, share of solid and liquid manure, ammonia hot spot areas, manure problems and other related nitrogen problems.
- b. What activities have been successful until now?
- c. What problems are faced and what solutions have been chosen?

- d. What problems are to be addressed in the future in connection with the country's obligations to the Gothenburg Protocol?
- e. What should be done in research and in practical sphere?

A workshop resolution was presented and agreed by the Task Force on Reactive Nitrogen. The resolution included an agreement of the Task Force to establish an Expert Panel on Nitrogen in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia (see Appendix 2).

Outline of the Proceedings

This report consists of two identical parts.

Part 1 in English language.

Chapter 1	Introduction
Chapter 2	CLRTAP, Gothenburg Protocol and reactive nitrogen
Chapter 3 – 12	Original English papers
Chapter 13 – 25	Translated Russian papers
Appendix 1	List of participants
Appendix 2	Workshop Resolution.

Part 2 in Russian language

Chapter 1	Introduction
Chapter 2	CLRTAP, Gothenburg Protocol and reactive nitrogen
Chapter 3 – 12	Translated English papers
Chapter 13 – 25	Original Russian papers
Appendix 1	List of participants
Appendix 2	Workshop Resolution.



Figure 1.1. Park Inn Pulkovskaya Hotel: venue of the TFRN meeting in Saint Petersburg. Photo by Kirill V. Katin, BSC APEX Ltd., Saint Petersburg, local organizer of the event.

2 CLRTAP, Gothenburg Protocol and reactive nitrogen

In this Chapter different organisational and scientific aspects are discussed. For an appropriate description we used the following structure.

- 2.1 CLRTAP and its structure
 - 2.1.1 Task Force on Emissions Inventories and Projections: Agriculture and Nature Panel
 - 2.1.2 Task Force on Reactive Nitrogen and its Expert Panels
 - 2.1.3 Collaboration of TFRN and TFEIP
- 2.2 Gothenburg Protocol to LRTAP Convention, and its main ammonia documents
 - 2.2.1 Annex IX Measures for the Control of Emissions of Ammonia from Agricultural Sources
 - 2.2.2 Guidance Document on Control Techniques for Preventing and Abating Emissions of Ammonia
 - 2.2.3 UNECE Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia
 - 2.2.4 Guidance Document on national nitrogen budgets
- 2.3 Future work of TFRN
- 2.4 Reactive nitrogen: some scientific aspects
- 2.5 References.

2.1 CLRTAP and its structure

The 1979 Geneva Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP Convention) of the UN Economic Commission for Europe (UNECE) is one of the most important international treaties on the control of air pollution. Russia is the first of 51 countries that ratified the Convention and is actively involved in its development and implementation. In the framework of Convention and its eight Protocols comprehensive and serious commitments of the parties have been developed on priority air pollutants (sulfur, nitrogen oxides, heavy metals, persistent organic pollutants, volatile organic compounds), which can travel over a distance of up to several thousand kilometers and, after deposition, cause damage in the form of acidification, eutrophication and dispersion of hazardous particles.

To implement the Convention, a number of effective tools and programs have been developed for environmental monitoring and internationally agreed measures to limit and reduce emissions of pollutants into the atmosphere. Information on the activities of the LRTAP Convention may be found in the "Environmental Policy" Section of UNECE site: <http://unece.org>. The texts of basic documents of the governing bodies are published in English, French and Russian. The working language of the majority of the expert groups is English. The seat of CLRTAP (the Executive Body Implementation Committee) is in Geneva. The work is organized in three areas (impact assessment, monitoring, and solutions):

- Working Group on Effects.
- EMEP - Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollution in Europe.
- Working Group on Strategies and Review.

Leaders of each area organize and supervise the activity of numerous specialized target groups in each area. This structure is improving all the time (see Figure 2.1).

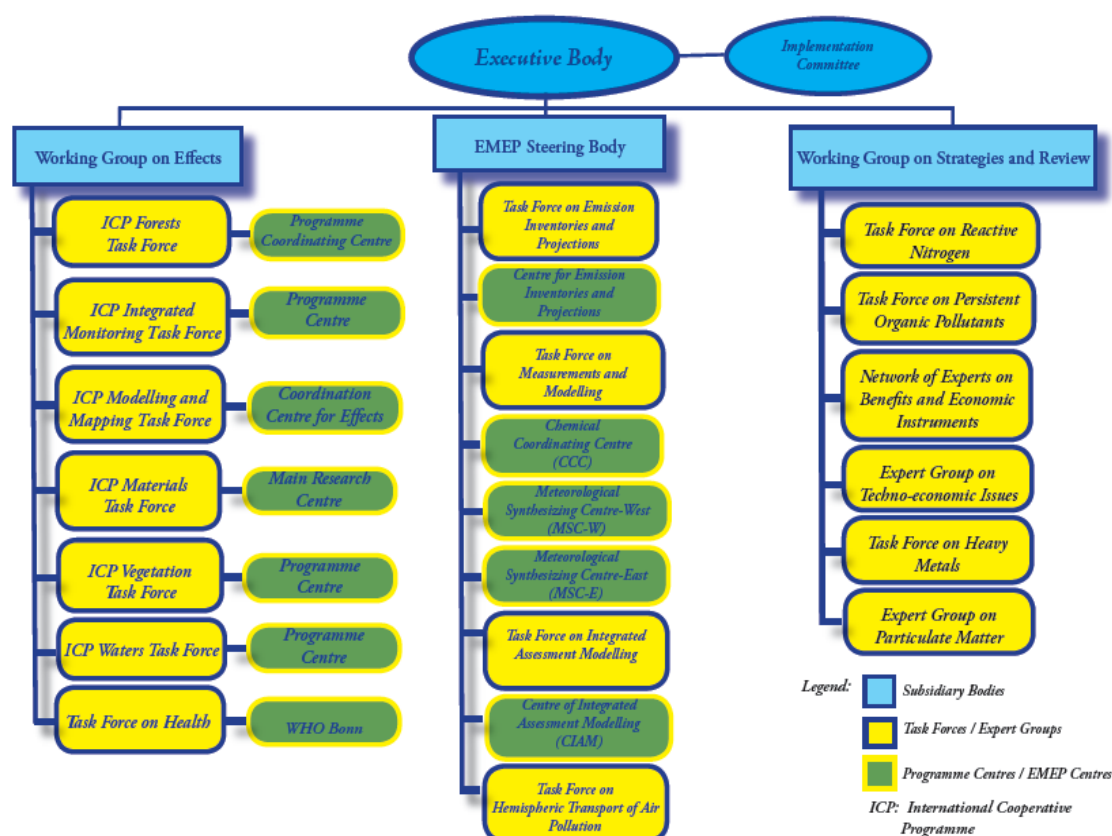


Figure 2.1. Intergovernmental bodies, Expert Groups and Scientific Centres.

Task Forces and Expert Panels are engaged in basic technical preparatory action necessary for a regular review of adequacy and effectiveness of current liabilities under the Protocols for negotiations to update and revise these obligations. The Convention's work is based on solid scientific data on emissions and their consequences, which are collected and analyzed by the EMEP centers and international collaborative programs. Two Task Forces are addressing the agricultural production problems.

2.1.1 Task Force on Emissions Inventories and Projections: Agriculture and Nature Panel

The Agriculture and Nature Panel of the Task Force on Emissions Inventories and Projections (TFEIP) within the EMEP develops the EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook (formerly the EMEP / CORINAIR), which provides guidance on estimating emissions from both anthropogenic and natural emission sources. Agriculture-related issues are considered in the following chapters: Chapter 4.B. Animal husbandry and manure management. Chapter 4.D. Crop production and agricultural soils. The latest published version of 2009 in the English language is available on the website: <http://tfeip-secretariat.org/unece.htm>. In March-2012 the website of the European Environment Agency (EEA) published the Russian-language version of the Guidebook: <http://www.eea.europa.eu/publications-ru/emep-eea>.

2.1.2 Task Force on Reactive Nitrogen and its expert panels

The Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) under the Working Group on Strategies and Review was established in 2007 on the basis of the Expert Group on Ammonia Abatement. Co-chairs of TFRN are Prof. M. Sutton (UK) and Prof. O. Oenema (Netherlands). Three Expert Panels have been set up by the TFRN and a fourth one is proposed during this workshop:

- Expert Panel on Mitigation of Agricultural Nitrogen (EPMAN);
- Expert Panel on Nitrogen and Budgets (EPNB);

- Expert Panel on Nitrogen and Food (EPNF);
- Expert Panel on Nitrogen in EECCA countries.

The Task Force holds plenary meetings once or two times a year in different member countries to the Convention. Seven meetings of the Task Force have been held up to now. TFRN documents, presentations at the meetings are made available on the website: www.clrtap-tfrn.org. Details of these meetings are also available on the website on the National Focal Point on the problems of reactive nitrogen in Russia <http://www.spb.sznii.ru>. The website was created and is being updated by SZNIIMESH.

TFRN has the long-term goal of developing technical and scientific information, and options which can be used for strategy development across the UNECE to encourage coordination of air pollution policies on nitrogen in the context of the nitrogen cycle.

Since the aims and objectives of TFRN have a coordinating character all TFRN meetings cover wide range of relevant issues and experts from various disciplines take part in discussions. Representatives of environmental agencies, ministries, research institutes and centers are invited.

The documents drawn up by the Task Force are mainly based and demonstrate the outcomes of various projects, in which TFRN members are involved. In general, TFRN meetings are the place to exchange information, a tool to create the public opinion, to attract the policy makers' attention to relevant problems and to put forward the subjects of future research projects and networking. The functions of TFRN are related, among others, to establish the scientific rationale for political decisions made by the higher authority - the Working Group on Strategies and Review.

TFRN documents on mitigation measures of agricultural nitrogen reflect the current state of relevant research in Europe and in the world and are of interest in terms of information on agriculture practices in Europe, on comprehensive estimation of technical solutions, and the choice of evaluation criteria of best available technologies.

The following topics are discussed at TFRN meetings and Expert Panels with varying degrees of detail:

- Revision of the Gothenburg Protocol;
- Inventory of emissions and mitigation measures;
- Ammonia abatement costs;
- Nitrogen budgets;
- Nitrogen and climate;
- Work related to reactive nitrogen performed in various international organizations;
- National experience in nitrogen strategies.

New proposed Expert Panel on Nitrogen in EECCA countries

The purpose of the proposed new Panel on Nitrogen in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia would be to:

- a) recognize the unique systems of nitrogen management in these countries,
- b) to promote cooperation among countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia and across the UNECE region, including cooperation with the other expert panels of the Task Force.

It was anticipated that the Expert Panel would provide an opportunity for greater working and sharing in this area, leading to greater involvement of the countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia and views in the

Task Force as a whole, building on the links and success of the meetings surrounding TFRN. The plenary TFRN-7 meeting agreed with the establishment of the proposed expert panel.

2.1.3 *Collaboration of TFRN and TFEIP*

Traditionally TFRN and TFEIP organize their meetings separately. However due to close relationships the Expert Panel on Mitigation of Agricultural Nitrogen from the Task Force on Reactive Nitrogen and the Agriculture and Nature Panel from the Task Force on Emissions Inventories and Projections met in Berlin in September 2012. Their main objective was to discuss the relationship between the EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook methodologies for reporting ammonia emissions in emission inventories and the guidance provided by the Task Force on Reactive Nitrogen concerning mitigation measures. Of particular interest was the potential for guidance on how to account for the use of mitigation measures in the inventory. The necessity of future collaboration was acknowledged. Consistency, harmony, clarity and communication between the groups were considered important. Collaboration should comprise the following topics: Revision/updating of emission factors, developments in inventory methodologies, quality control criteria for review of emission inventories.

2.2 **Gothenburg Protocol to LRTAP Convention, and its main ammonia documents**

The Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone (GP), was adopted on 30 November 1999 and entered into force in 2005. The Gothenburg Protocol is signed by 31 countries and ratified by 25 countries. The Protocol was amended in 2012 to include national emission reduction commitments to be achieved in 2020 and beyond. Several of the Protocol's technical annexes were revised with updated sets of emission limit values for both key stationary sources and mobile sources, as well as with emission ceilings for fine particulate matter. The revised Protocol also introduced flexibilities to facilitate accession of new Parties, mainly countries in Southern and Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia.

The objective of the present Protocol is to control and reduce emissions of sulphur, nitrogen oxides, ammonia, volatile organic compounds and particulate matter that are caused by anthropogenic activities and are likely to cause adverse effects on human health and the environment, natural ecosystems, materials, crops and the climate in the short and long term, due to acidification, eutrophication, particulate matter or ground-level ozone as a result of long-range transboundary atmospheric transport, and to ensure, as far as possible, that in the long term and in a stepwise approach, taking into account advances in scientific knowledge, atmospheric depositions or concentrations to not exceed.

Once the Protocol is fully implemented, Europe's sulphur emissions should be cut by at least 63%, its NO_x emissions by 41%, its VOC emissions by 40% and its ammonia emissions by 17% compared to 1990.

Estimating the cost of measures to reduce ammonia emissions from agricultural sources in order to support proposals for revision of Annex IX from Gothenburg Protocol is one of the priorities of TFRN. On this subject, members of the TFRN contributed to a book which will be published by Springer (Reis et al., 2013).

In the next sections we present the current documents of the Gothenburg Protocol related to ammonia.

2.2.1 *Annex IX Measures for the Control of Emissions of Ammonia from Agricultural Sources*

Basic obligations on ammonia are formulated in Article 3 paragraph 8 of the Gothenburg Protocol: Each Party shall, subject to paragraph 10: Apply, as a minimum, the ammonia control measures specified in annex IX.

The Annex IX of the Gothenburg Protocol 'Measures for the Control of Emissions of Ammonia from Agricultural Sources' includes:

a) Requirements for the member countries of the Convention to establish, publish, and disseminate an advisory code of good agricultural practice to control ammonia emissions ensuring:

- Nitrogen management, taking account of the whole nitrogen cycle;
- Livestock feeding strategies;
- Low-emission manure spreading techniques;
- Low-emission manure storage systems;
- Low-emission animal housing systems; and
- Possibilities for limiting ammonia emissions from the use of mineral fertilizers.

b) Mandatory measures and quantitative values for reducing emissions from:

- Urea and ammonium carbonate fertilizers;
- Manure application;
- Manure storage of large pig and poultry farms;
- Animal housing of large pig and poultry farms.

2.2.2 *Guidance Document on Control Techniques for Preventing and Abating Emissions of Ammonia*

Article 3, paragraph 8 (b) of the Gothenburg Protocol requires each Party to "apply, where it considers it appropriate, best available techniques for preventing and reducing ammonia emissions, as listed in guidance adopted by the Executive Body. Special attention should be given to reductions of ammonia emissions from significant sources of ammonia for that Party".

The purpose of the 2012 updated Guidance Document (EB.AIR/WG.5/2007/13¹) is to provide guidance to the Parties to the Convention in identifying ammonia (NH₃) control measures for reducing emissions from agriculture, as indicated in Annex IX of the UNECE Gothenburg protocol. The Guidance Document summarizes:

- the current knowledge of ammonia emission abatement techniques and strategies;
- the scientific and technical background of the techniques and strategies;
- the economic cost of the techniques, in terms of euro per kg of NH₃ abated;
- any limitation and constraint with respect to the applicability of techniques.

2.2.3 *UNECE Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia*

The UNECE Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia (EB.AIR/WG.5/2001/7²) was developed in 2001 to harmonize some basic requirements of national codes and to incorporate the best available control options and techniques. The Framework Code includes provisions on all major agricultural sources of ammonia and is intended to help Parties develop

¹ <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2007/eb/wg5/WGSR40/ece.eb.air.wg.5.2007.13.e.pdf>

² <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2001/eb/wg5/eb.air.wg.5.2001.7.e.pdf>

and/or elaborate their own national advisory codes of good agricultural practice to control emissions. The national code shall take into account the specific conditions within the territory of the Party, i.e. be tailor-made to local soil and geomorphological conditions, manure types and farm structure. The Expert Panel on Mitigation of Agricultural Nitrogen started updating the Framework Code in 2012.

2.2.4 *Guidance Document on national nitrogen budgets*

Reporting on nitrogen budgets, nitrogen use efficiency and nitrogen surpluses and their improvements is an element under Article 7, paragraph 3d on "Reporting" of the revised 1999 Gothenburg Protocol. The Expert Panel on Nitrogen and Budgets (EPNB) of the Task Force on Reactive Nitrogen has prepared a Guidance Document for establishing these nitrogen budgets at national scale. The document was presented and approved at the 31st meeting of the Executive Body of the Convention. The document is available in both English³ and Russian⁴ language.

The purpose of the Guidance Document on national nitrogen budgets is to provide clear guidance to the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP) and other subsidiary bodies in the calculation of nitrogen budgets, nitrogen use efficiency, and nitrogen surpluses and their improvements within the geographical area of EMEP.

A nitrogen budget consists of the quantification of all major nitrogen flows across all sectors and media within given boundaries, and flows across these boundaries, in a given time frame (typically one year), as well as the changes of nitrogen stocks within the respective sectors and media. Nitrogen budgets can be constructed for any geographic entity, for example at supra-national level (e.g., Europe), sub-national level (regions, districts), for watersheds or even individual households or for economic entities (such as farms). National nitrogen balances use the borders of a country including its coastal waters as system boundaries, such that the atmosphere above and the soil below this country are also included.

An example has been established by Leip et al. (2011) as a contribution to the European Nitrogen Assessment (ENA). It contains a set of national nitrogen budgets, as well as a European budget (Figure 2.2).

2.3 **Future work of TFRN**

Future work of the Task Force on Reactive Nitrogen consists of the following elements.

a. Continue the work on nitrogen emission abatement from agricultural sources, develop technical and scientific information on an integrated approach to mitigation of agricultural nitrogen emissions with particular reference to the revision of the Gothenburg Protocol and, in particular:

- Finalize the update of the Guidance Document;
- Continue to liaise with the Centre for Integrated Assessment Modelling (CIAM) to examine the costs and benefits of ammonia emissions abatement measures;
- Work on updating the UNECE Framework Code on Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia; inform the deliberations of the Working Group on Strategies and Review on revisions to Annex IX to the Gothenburg Protocol;

³ http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB_AIR_2012_L8_E.pdf

⁴ http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB_AIR_2012_L8_R_01.pdf

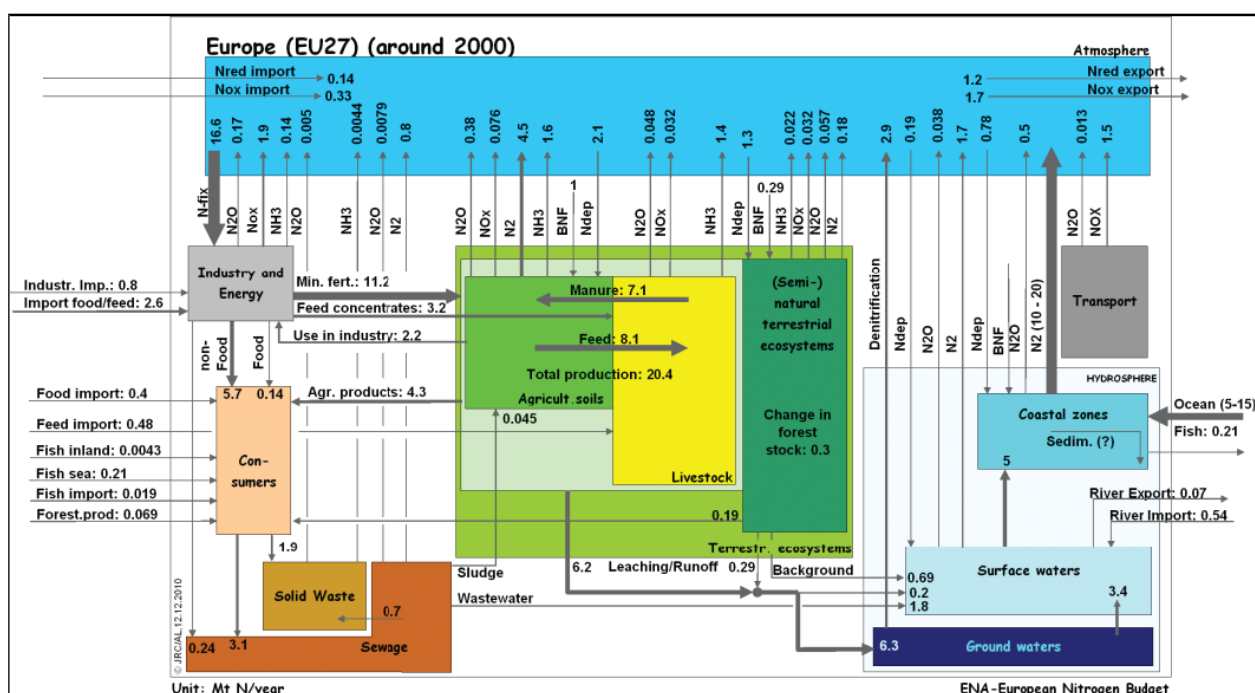


Figure 2.2. Nitrogen budget for Europe (European Nitrogen Budget) for EU-27 compiled with data for the period around the year 2000 (Leip et al., 2011).

and take account of the relevant Best Available Techniques Reference Documents (BREFs);

- Develop multi-pollutant approaches;
- b. Continue providing technical information on making and using nitrogen budgets and estimating nitrogen emissions:
 - At the national scale and for various system boundaries;
 - Looking specifically at the farm scale;
- c. Continue developing and providing technical and scientific information to support the revision of the Gothenburg Protocol in relation to the whole nitrogen cycle;
- d. Continue collecting and assessing information from the national focal points regarding their experiences, including any difficulties that they have in developing and implementing an integrated approach;
- e. Provide technical information on the effects of human diets on nitrogen use and emissions;
- f. Liaise with countries in Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia in the development of approaches for managing reactive nitrogen in industry and agriculture in order to:
 - Investigate the barriers to implementation of the Gothenburg Protocol;
 - Improve collaboration with the newly formed Coordinating Group for Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia;
- g. Continue improving coordination of activities across and outside the Convention, and collaborate with subsidiary bodies under the Convention to complement the work of the subsidiary bodies of the Convention, in particular:
 - Working with the International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, focusing on critical loads and dynamic modelling of nitrogen effects, including the development of indicators through the use of nitrogen budget approaches and links between nitrogen and climate, in cooperation with other bodies such as the OECD, EUROSTAT and UNEP;

- With the Task Force on Emission Inventories and Projections, continue to ensure consistency between development of emission estimates and the estimation of efficiencies of agricultural emissions abatement; organise a joint workshop as soon as feasible on agricultural emissions and projections;
 - With the Task Force on Integrated Assessment Modelling, participate in relevant meetings. In particular providing advice to avoid pollutant swapping, and on effects of human behaviour, including dietary choices; organize a joint workshop on nitrogen emissions and the green economy;
- h. Further disseminate the results from the European Nitrogen Assessment and consider the longer-term perspective in relation to the potential of linking air pollution, water pollution and other environmental threats;
- i. Consider the vision and future possibilities for integrating nitrogen management within the Convention and in relation to other UNECE and international conventions; prepare an informal document on this topic.

2.4 Reactive nitrogen: some scientific aspects

Reactive nitrogen (Nr) is defined as biologically, photochemically and radiatively active compounds of nitrogen (N) in biosphere and atmosphere. This is almost all the available nitrogen, except for gaseous N₂.

Adverse effects associated with reactive nitrogen inputs to biosphere as a result of fuel combustion and of agricultural production are:

- Acidification of lakes, rivers and soil due to precipitation of NH₃ and NO_x;
- Contamination of groundwater and drinking water due to NO₃⁻ leaching;
- Eutrophication of surface waters due to nitrogen surplus, toxic algal blooms, loss of biodiversity of flora and fauna;
- Deterioration of health due to particulate matter in the air (PM), aerosols due to NH₃ and NO_x, and smog;
- Plant damage because NH₃ and NO_x, causing the generation of ozone;
- Global warming due to emission of N₂O;
- Destruction of the stratospheric ozone caused by N₂O.

Activities of the Task Force on Reactive Nitrogen are based on the concept of nitrogen emissions as shown in Figure 2.3. Agriculture is the main consumer of Nr, and also a source of losses both in crop and livestock production. Figure 2.4 presents each system as a tube with multiple holes, through which Nr can leak. As there are many holes in the tube, closing one hole can cause the bigger flow through the others. The strategy of hazardous emissions control requires a holistic approach and understanding of the relationship with other sources of losses (transport, energy) and all components of the biosphere (forests, natural landscapes, sea, etc.).

The basic idea of a new approach to reducing emissions from agriculture is the need for an integrated, systematic approach. The requirements to efficient use of nitrogen on the farms and to incentives at the national level are to be formulated. Abatement measures should be aimed at reducing emissions of NH₃ together with NO₃ and N₂O loss control.

The major "Nitrogen challenge" is development and dissemination of evidence-based nitrogen management strategies to minimize the environmental load with the maximum economic and social benefit.

2.5 References

Leip, A. et al. (2011). Chapter 16. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds) (2011). The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press.

Oenema, O., Witzke, H.P., Klimont, Z., Lesschen, J.P., Velthof, G.L. (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 280–288.

Reis, S., Sutton, M.A., Howard, C.M. (Eds) (2013). *Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits*. Springer Publishers (in preparation).

Sutton, M.A. et al. (2011). Chapter 1. Assessing our nitrogen inheritance. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds) (2011). *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press.

The European Nitrogen Assessment has issued a Summary for Policymakers which is available on the internet in both English and Russian:

http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/ebbureau/ece_eb.air_2011_4_E.pdf

http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/ebbureau/ece_eb.air_2011_4_R.pdf.

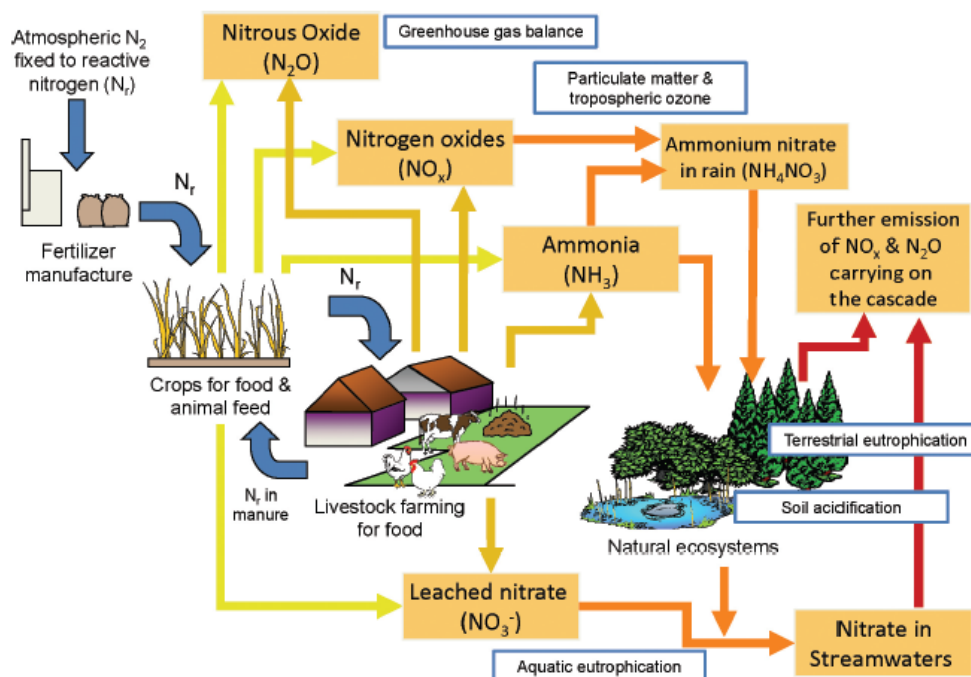


Figure 2.3. Simplified view of the N-cascade, highlighting the capture of atmospheric di-nitrogen (N_2) to form reactive nitrogen (N_r) (Sutton et al., 2011).

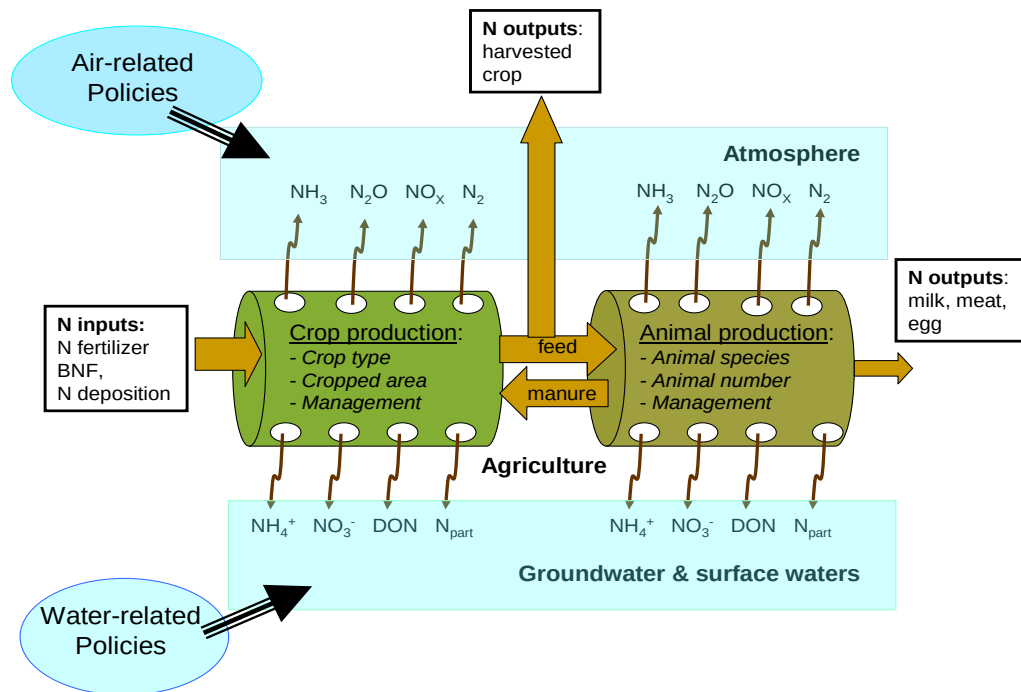


Figure 2.4. Emissions of nitrogen in agricultural production (Oenema et al., 2009).

3 Ammonia emissions in Canada

Shabtai Bittman¹ and Steve Sheppard²

¹Agriculture and Agri-Food Canada, PO Box 1000, Agassiz, British Columbia, Canada, V0M 1A0

²ECOMatters Inc., Pinawa, Manitoba, Canada, R0E 1L0

email: Shabtai.Bittman@AGR.GC.CA

3.1 General country information

Canada is divided politically into 10 Provinces and three northern territories, and in all Provinces, agriculture is an important economic activity. The Canadian constitution gives provincial governments jurisdiction over agriculture and the environment, and the Provinces vary in their environmental policy and regulations. There are few Canada-wide regulations on agricultural practices but there is general consensus on international environmental standards such as safe nitrate concentration in drinking water. The role of the national government in the environment is focused on marine waters and on transboundary issues with the USA, and this includes air and water. Of most concern to the national government are water quality issues between the US and Canada, which are mostly handled within the International Joint Commission, and these activities have led to improvements in water quality across the shared Great Lakes and St. Lawrence River. The federal government has signed the Gothenburg protocol on long range transport of air pollutants, although to date it has not been ratified. The government reports on ammonia emissions regularly to the UNECE and OECD. In Canada, gaseous ammonia has been included in Schedule 1 on the Canadian Environmental Protection Act and deemed a toxic substance (<http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=En&n=30CBA42F-1>). Currently, there are no national policies or regulations regarding mitigation of emissions of ammonia from agricultural sources, and such policies would need provincial agreement. Aerial transport of ammonia between provinces is known to occur (Vet et al., 2010) but this does not appear to be a political concern. There have been discussions between USA and Canada about cross-border ammonia but these discussions seem to have been less active in recent years.

Concerns about ammonia emissions in Canada: Particulate Matter

In Canada, as in Europe, emissions of air pollutants are generally declining while emission of ammonia is not trending downward and may be higher now than 20 years ago (Figure 3.1). Concerns about ammonia in Canada relate mainly to air quality and particulate matter (PM) formation (Environment Canada, 2010) and there is comparatively little concern about environmental impact of deposition, except perhaps as an acidifier (Brydges and Summers, 1989). In contrast in the USA there is concern about effect of ammonia concentrations and deposition in vulnerable ecosystems, especially those with an abundance of lichens and bryophytes such as alpine areas in the coastal mountains and in Colorado.

Atmospheric PM has been shown to cause a variety of health effects in both animal-model and epidemiological studies (Review by Brook et al., 2010). The effect may be associated with directly triggering inflammation of lung tissue in alveoli which in turns increases concentrations of blood clotting factors. Longer term harm may be due to toxic substances carried deeply into lungs attached to fine PM. Studies on health effects of PM are focussed on primary particles such as silica.

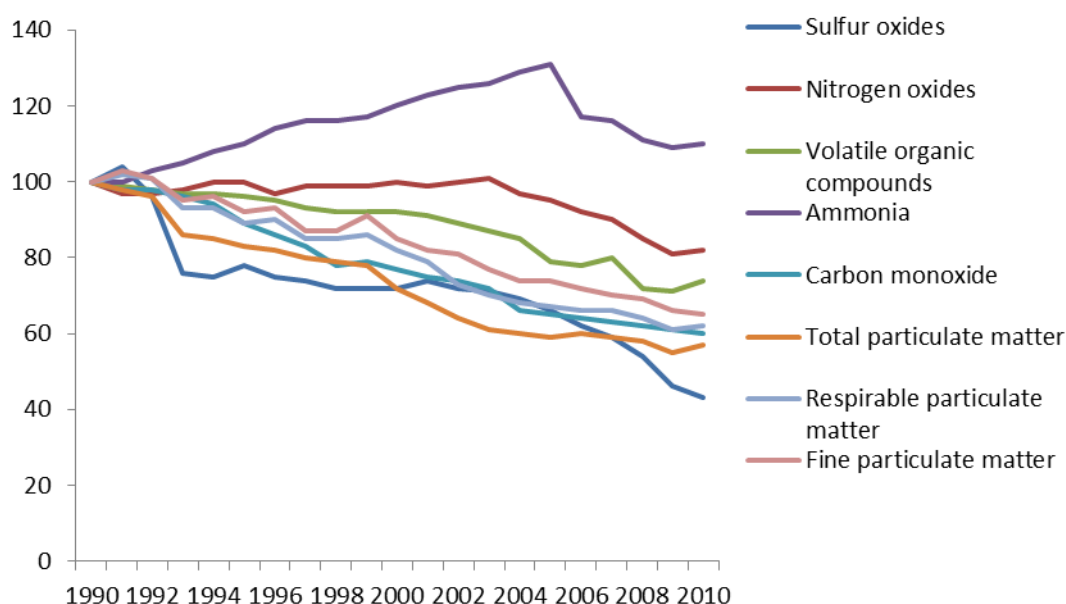


Figure 3.1. Trend in air emissions of critical air contaminants over 20 years in Canada. Source: Environment Canada <http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=en&n=E79F4C12-1> (Verified April 4, 2013).

There is less known about the health effects of secondary PM in general and ammonia-based PM in particular. Unlike silica particles, ammonia containing secondary PM is generally less than $2.5\mu\text{m}$ (aerodynamic diameter), hence respirable into the alveoli of lungs, and is also water soluble. Ammonia tends to neutralize acidic atmospheric gases. The role of ammonia in formation of secondary particulates was the subject of an intense study reported in The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia (Environment Canada, 2010).

Atmospheric PM scatters light and, in sufficient concentrations, noticeably reduces visibility. This has been the subject of considerable study for over 20 years in the lower Fraser Valley region in southwestern British Columbia where scenic tourism is an important economic activity and visibility is often impaired during the summer tourism season. That ammonia is a precursor to visibility damaging PM, especially in the mid-valley region, is well established (Barthelmie and Pryor, 1998). The haze in this area contains a significant amount of NH_4NO_3 and is characteristically white or grey in colour which contrasts with brownish, NO_x -based haze found over the city of Vancouver just west of the Valley. An economic assessment based on interviews with tourists determined a relationship between visibility reduction and loss of tourism revenue (McNeill and Roberge, 2000). It was reported that a single day with very poor visibility in Metro Vancouver cost \$7.45 million and in the Fraser Valley the cost was \$1.3 million, due to a smaller tourist economy. There have been discussions about invoking economic instruments to abate secondary PM in the region (Baar, 1996) but largely this was not focused on ammonia perhaps because less was known about the role of ammonia at that time. Even now air quality regulations focus on vehicles, ships and wood burning.

While there is less concern about acidification thanks to reductions in SO_x , there is evidence of ongoing damage by acidification to mixed hardwood (maple) forests in eastern Canada due to airborne pollutants (acid rain) and the effect may be due to the leaching of needed Ca^+ ions which are in low supply in the acidic forest soils. In Canada, NO_x emissions are quantitatively greater than ammonia and acidification in northwestern Canada is attributable to NO_x from the oil sector. Combining of NO_x , SO_x and other acid gases with NH_4 increases total acidification loading, and formation of $\text{PM}_{2.5}$ particles facilitates longer transport. Canada monitors deposition of ammonia and NO_x at a limited number of sites (Vet et al., 2010). There have been some recent efforts to also identify impact of N deposition on species diversity. There is an ongoing effort to develop a national budget of reactive N species along the lines and protocols of the UNECE Task Force on Reactive N (Expert Panel on N Budgets and Projections).

Finally, ammonia loss is widely seen as a significant economic loss to farmers, both by experts and producers although loss of nitrate is thought to be more economically important (D. Haak, Agriculture and Agri-Food Canada, personal communication). Most agricultural production in Canada is low input/low margin so farmers are highly motivated to minimize losses of N without incurring additional costs.

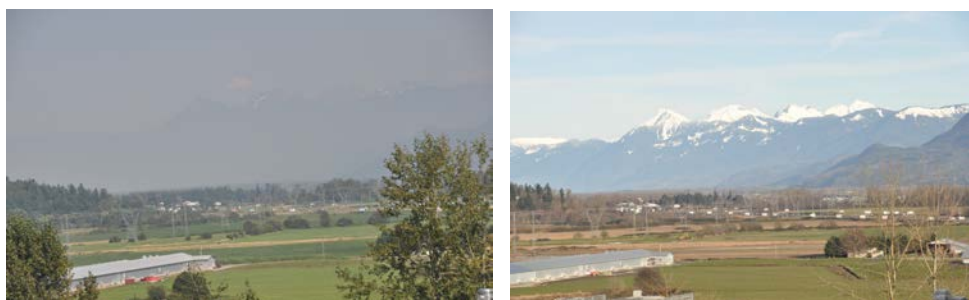


Figure 3.2. Mountainous vistas in the lower Fraser Valley in British Columbia shrouded by secondary PM- reputed to harm the important tourist industry August 12, 2012 (left) and February 2, 2013 (right). The PM composed mainly of ammonium nitrate results from reaction of ammonia from agricultural sources such as poultry housing (bottom left) and NO_x from vehicles. Photo's: S. Bittman.

Canadian Agriculture

Of nearly 10 million km^2 land area of Canada, agriculture occupies about 62 million ha in an almost continuous belt across the southern part of the country. It is mostly weather that limits agriculture to the southern portions of Canada but there are also edaphic constraints in some regions. Agriculture is an important sector of the Canadian economy generating CAN\$40 billion in farm sales and much more in value added processing and employing close to 1% of the population.

The principal products of Canadian agriculture are grain commodities and livestock products, mainly beef cattle and pigs and smaller amounts of dairy and poultry. Canada is a major producer and exporter of grain crops, especially cereals, canola and several pulse crops including dry peas, soybeans, lentils and chickpeas. The vast majority of crops are grown on the Northern Great Plains region under relatively low rainfall and short growing season, hence with low inputs and low economic margins.

Improved and natural grasslands occupy large land areas and these are exploited by the beef cattle industry (sheep, goats, bison, deer, muskoxen are comparatively rare). Horticultural crops are regionally important but are less important than broad-acre crops and livestock products to the national economy, due to a short growing season, high labour costs and ready access to inexpensive product from the USA and Mexico. While much of the crop is consumed by people, whether in Canada or abroad, a considerable proportion is also consumed by livestock. Feed crops include barley, oats, utility-grade wheat, maize, and soybeans and residues/by-products including straw, canola meal and spent distillers grain. Ruminants, which in Canada are mostly beef and dairy cattle with much smaller numbers of sheep goats etc., are fed perennial forages which often include a significant proportion of legumes, mainly alfalfa. Livestock production varies regionally, depending on dominant crop, climate, processing industry, market, land costs, etc.

The poultry and dairy sectors are small (compared to beef and pig sectors) because they operate under supply management and are effectively limited to marketing their products domestically. These industries are sized and located to supply the main population centres in Canada, namely southern Ontario, southern Quebec, central Alberta, and southwestern British Columbia. Their location reduces both transportation and heating costs, since Canadian population centres are in those parts of the country.

The beef industry is comprised of a sub-sector for producing calves (called cow-calf) and another for feeding steers and heifers until market weight (referred to as finishing). An intermediate activity called backgrounding creates another category that occurs to some extent on specialized farms but is often integrated with other beef farm types. The cow-calf sector has very low economic margin and depends on grazing inexpensive land and minimal inputs, although winter feeding of forage as hay or less often silage is necessary in most regions. Other inputs are limited to fencing, providing water, removal of weedy woody (brush) species, and occasional reseeding (5-30 years, or not at all). Nitrogen fertilizers are rarely used; instead there is some reliance on legumes, mainly alfalfa or less often clovers. The cow-calf sector is often scattered in more remote areas such as the boreal transition zones, montane regions or the semiarid southern prairies, and the calves ranging in age from 6-12 months are shipped to centralized feeding facilities (feedlots). The finishing sector requires large amounts of low-cost grain or high energy silage usually made from barley or maize and is concentrated mainly in southern Alberta and a few other regions. Here steers, heifers and retired beef cows are fed to rapidly gain weight, usually with a high energy and moderately high protein diet comprised of local feeds, but that may include low cost by-products such as spent distiller's grain and canola or soybean meal. Finishing occurs mostly on large feedlots with expert management. As beef is not sheltered from world prices, costs are very tightly controlled, especially during low price cycles, poor crop seasons, and market downturns such as the 2005 BSE (bovine spongiform encephalopathy) crisis.

The pig industry in Canada is also unshielded from world prices and depends on domestic consumption and exports of finished animals, and exports of weaners that will be grown out in the USA. While pig farms are found across the country, the industry tends to be concentrated where there is access to local grain (e.g. southern parts of Manitoba and Ontario) or where raising pigs is a traditional farming activity (e.g. Quebec).

Table 3.1. Size of animal farms in Canada expressed in median or geometric mean number of animals. The table also shows the percentage of farms in each sector that produce mainly slurry manure, the remainder produces solid manure (Sources: Sheppard et al., 2009a; 2010a; 2010b; 2011a; Sheppard and Bittman, 2012).

	Farm size	% of farms that produce mainly slurry
Broilers	42,000 ^a	0
Layers	19,900 ^a	43
Turkey	12,000 ^a	0
Pigs - fatteners	1,400 ^a	92
Dairy milking	74 ^b	51
Beef (east/west)	105/482 ^b	5

^amedian.

^bgeometric mean, range up to 18,000/200,000

Table 3.1 shows typical animal numbers on Canadian farms. The distribution is not normal in all cases, as there are more small than large farms, so median animal numbers are shown for poultry and pigs and geometric means are shown for cattle. There is a trend of increasing farm size in all sectors and farms are becoming more specialized.

3.2 Estimating ammonia emissions

The Canadian emission inventory was revised in 2005 as part of the National Agri-Environmental Standards Initiative (NAESI) and the National Agro-environmental Health Assessment and Reporting Program (NAHARP), and the models developed are still in use. There were several reasons for revising the methodology. The older methodology was based on the UK NARSIS model (Webb and Misselbrook, 2004) but this does not account well for some Canadian farming practices. Also, since the inventory would be used in atmospheric models of ammonia and PM that would be applied to PM standards, a more spatially and temporally refined inventory was needed. Finally, the new inventory was designed to provide a more robust baseline for emissions to follow future changes in the industry.

The methodology for the inventory is described in Sheppard et al. (2009a). Central to the approach were two new farm surveys dedicated to ammonia related activities: the Livestock Farm Practices Survey (LFPS) and the Nitrogen Application Practices Survey (NAPS). Canadian agricultural land area has been divided into 12 ecoregions based on a combination of climate and edaphic factors. Crops, livestock type, and farm practices/intensity vary across ecoregions so the LFP survey was stratified by ecoregions and sector or subsector (dairy, pigs beef, broilers, layers and turkeys) ensuring that the range of farm sizes were properly represented. Minor sectors or sectors poorly represented in an Ecoregion were not surveyed. The survey was not further stratified by Provinces although some farm practices differ among Provinces due to tradition or regulations. About 3,000 farmers responded to the survey which was done by phone interview, with a response rate of about 74%. The practices data were used in conjunction with livestock population statistics collected by Statistics Canada, which are reported by census district. The NAP survey on nitrogen fertilizer practices was stratified by Province because statistics for fertilizer sales are reported only by Province. Both surveys provided detailed monthly information particularly regarding spreading techniques of both fertilizers and manures.

The models were structured to track mass flow of total ammoniacal nitrogen (TAN) on farms (Webb and Misselbrook, 2004) so that losses or savings would not be double counted. Canadian emission factors were used where possible, but emission factor data are relatively limited in Canada. Emission factors from other published sources were always considered and western European sources were particularly consulted since it was considered that for some sectors, rearing methods, manure handling practices and conditions are relatively close to those in Canada. This is not the case for beef production which is performed quite differently in Canada than in Europe, and under weather conditions different than in most of the USA. All emission factors were adapted to Canadian conditions, by month, using temperature correction factors; for example, emission factors from storages are likely to be low in winter in cool regions of Canada. There were also corrections for the probability of rain soon after manure application, and for soil pH and texture related to fertilizer application. The Canadian emission models for fertilizers, poultry, pigs and dairy and beef are published (Sheppard et al., 2009b; 2010a; 2010b; 2011b; Shepherd and Bittman, 2011; 2012).

Agricultural Ammonia Emissions in Canada

In Canada, agriculture accounts for about 86% of ammonia emissions with the remaining amount mainly from industrial sources and transportation. Unlike other air pollutants, ammonia emissions have not been declining; agricultural emissions have risen from 430,000 to 440,000 t between 2001 and 2006 (Sheppard and Bittman, 2010). The change in annual emissions reflects changes in the size of mainly the beef cattle and pig sectors due to market conditions, and to use of N fertilizers which depends on crop choices and fertilizer prices. Although the Canadian emission inventory can be considered Tier 3, there have not been new data on farming practices since 2006 to take into account the effect of changes in practices. A recently completed survey of beef practices will enable a partial recalculation.

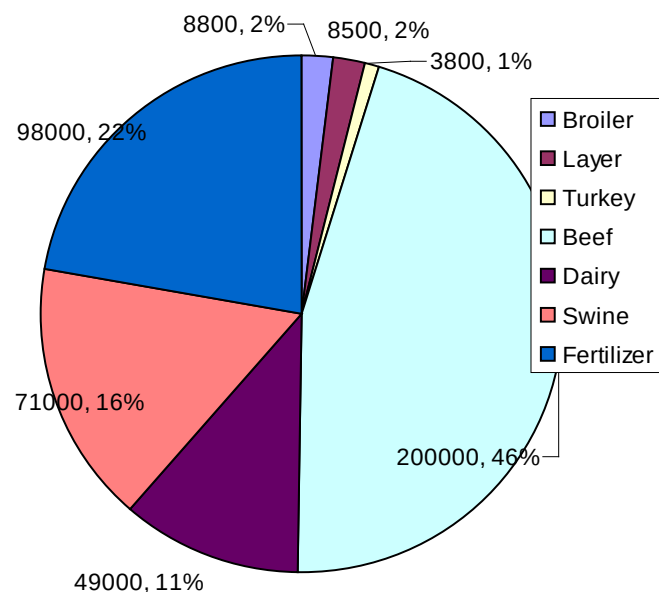


Figure 3.3. Agricultural ammonia emissions (t ammonia) from key agricultural sectors in Canada in 2006 (Sheppard and Bittman, 2010).

Of the agricultural sources, 46% is emitted by the beef sector, 16% by pigs, 11% by dairy, 5% by poultry and 22% from nitrogen based fertilizers (Figure 3.3). Within sectors, there are some interesting patterns. For example, the cow-calf sub-sector comprising of mature cows, calves and bulls emit 98,000 t of ammonia while the cattle finishing sector (steers and heifers) which has a much lower total animal biomass but higher emission factors emits about 72,000 t of ammonia. The difference is that cow-calf farms make extensive use of pastures which are low emitting whereas steers and heifers are mainly raised in feedlots with very high emission factors (Sheppard and Bittman, 2012). In the pig sector, weaners emit just a third less than growers; in a closed production cycle there would be much greater emission from growers than from weaners, but many weaners are exported live to the USA.

The sectors vary in housing type and the way that manure is handled. Slurry manure is produced in 92% of pig farms, 51% of dairy farms and 43% of layer farms and 6% of beef farms (Table 3.1). The remaining farms produce mostly solid or in a few cases semisolid manure. The proportions are fairly constant over time for all sectors except dairy; for dairy, solid manure is characteristic of smaller farms and there is a trend towards more slurry manure as farms are getting larger. The median size of individual dairy farms varies from 52 to 100 cows among ecoregions. While the farm sizes are greater on the prairies, some of the largest dairy farms are in the very intensively farmed Pacific Maritime Region due to costly land and heavy capitalization.

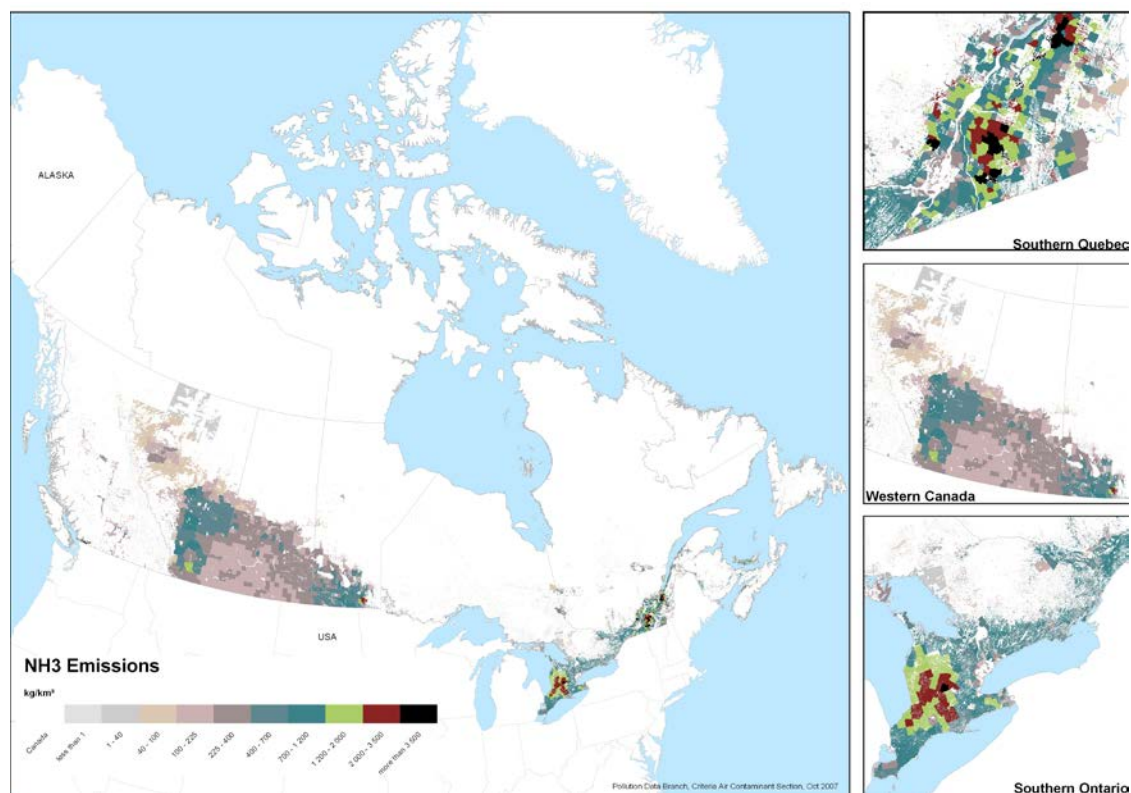


Figure 3.4. Ammonia emissions from all agricultural sources on a 64 km grid used for atmospheric modelling. Insets are enlargements of three emission regions in Canada; apparent finer spatial resolution in Southern Quebec and Southern Ontario is due to smaller census districts due to higher human population densities (Ayres et al., 2010).

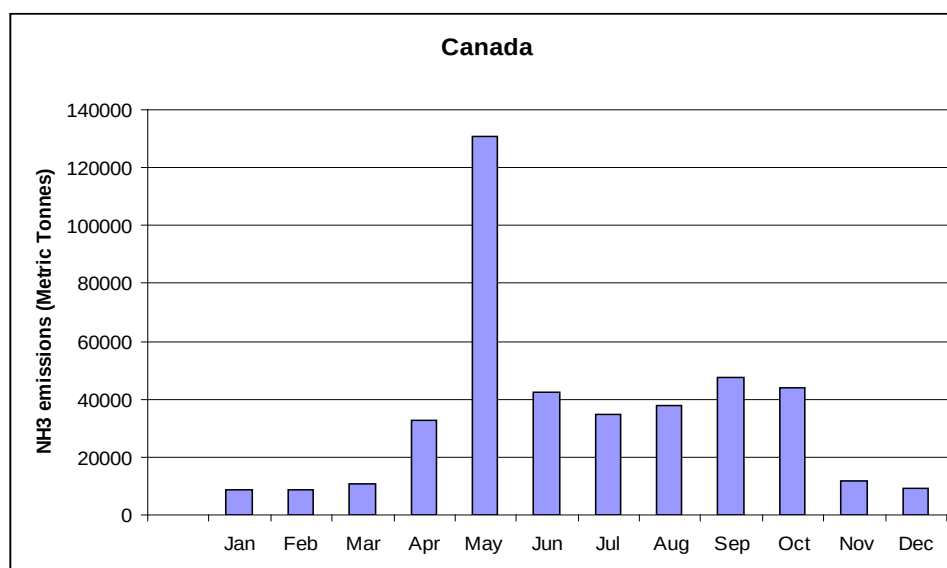


Figure 3.5. Monthly emissions of ammonia from Canadian farms in 2006.

In Canada, there are low levels of emissions over large tracts of crop land, due mainly to application of fertilizer at comparatively low rates (Figure 3.4). The current Canadian inventory does not include emissions directly from crop plants although this is contemplated for the future. Emissions from beef cattle (especially cow-calf farms) are also widely dispersed but emissions from the ammonia while the cattle finishing sector (steers and heifers) which has a much lower total animal biomass but higher emission factors emits about 72,000 t of other livestock sectors are concentrated in 5 regions, southern Quebec, southern Ontario, southeastern Manitoba, southern Alberta, and southwestern British Columbia. Emissions of course vary with season and given that a lot of emissions are attributed to spreading of manure and fertilizer, emission peaks occur in May and to a lesser extent September and October when most spreading of both manure and fertilizer takes place (Figure 3.5). Emissions in winter are very low because of limited spreading and low emission from outdoor sources like feedlots and storages, and even from heated housing because ventilation is minimized to limit heat loss.

Losses of excreted TAN in housing from all animal sectors (including open feedlots) are between those of cows (32%) and those of steers (70%) (Sheppard and Bittman, 2013). Losses from stored manure average less than 10% of the TAN remaining after housing losses, due in part to cold winter weather and frequent formation of natural crusts. Losses from land application are around 45-50% of TAN remaining in stored manure, with somewhat lower losses for pigs (20% in land spreading and 50% overall) due to wet manure and relatively greater use of low emissions applicators.

3.3 Farming practices that affect ammonia emissions

As mentioned there are no regulations or government incentives in Canada to encourage farmers to reduce emissions. Nevertheless, farmers in Canada employ many practices that lead to emission reductions. Usually the intent is to reduce costs associated with loss of N loss or to achieve another environmental objective such as odour reduction that also reduces ammonia emission. Also, there are unassociated changes in farming practices that may coincidentally increase or decrease emission rates.

3.3.1 *Cost saving practices in crop production*

The majority of the 40 million ha of arable land is used for production of broad-acre (low input) crops under semi-arid conditions. The broad-acre crops grown in Canada are subject to world prices and farmers are motivated to minimize input costs, of which N fertilizer is a significant portion. Hence, much of the crop production benefits from a very well developed soil testing and recommendation system, tuned to expected moisture supply, that helps farmers use N strategically. Moreover, under semiarid conditions, unused N fertilizer will often remain available for the next year, and this will be detected by pre-planting soil tests. Although there is relatively low usage (10-32% depending on Ecoregion) of annual soil testing (Farm Environmental Management Survey, FEMS, 2006), farmers and agricultural advisors have a good experiential knowledge of N rates and will generally attempt to maximize economic return rather than yield, with conservative application rates unless there are uncommonly high crop prices. Use of variable rate application systems, based on a variety of tools including soil mapping or in-crop testing, is gaining acceptance but not yet in general use (5%, FEMS, 2006) and the goal of this methodology is to improve efficiency of N use.

Most of the N fertilizer formulations used in Canada are ammonia based: 43% is urea, 17% is urea ammonium nitrate (UAN), 24% is gaseous ammonia referred to as anhydrous ammonia, and smaller amounts of ammonium sulphate and ammonium phosphate formulations (Table 3.2). These fertiliser products are prone to ammonia emissions, especially with the alternating wet/dry conditions often encountered. The low-emission form of N, ammonium nitrate, is more expensive due to transportation costs and safety concerns and therefore unattractive to broad-acre crop farmers. There is evidence that most Canadian farmers use low emission application methods (Table 3.2). In Western Canada, farmers typically inject N fertilizer into the soil; since N application rates are usually fairly low (< 80 kg N ha), fertilizer can be applied with seeders as bands placed with or near the seed, 5 cm below the soil surface; this practice enhances N use efficiency by reducing emissions and making the N (and any applied P) available to the juvenile plants which is beneficial both for yield and, critically, early maturity. While there have not been many detailed evaluations of ammonia emissions from injected urea fertilizer, there have been exhaustive comparisons with low emission ammonium nitrate with generally similar N use efficiency, suggesting indirectly that potential emissions are kept low.

Table 3.2. Fertilizer usage and method of application in eastern and western Canada.

	Urea	UAN*	Anhydrous Amm.
% of all N sources** (national)	43	17	24
Eastern Canada			
Broadcast	16	12	0
Fully incorporated	60	49	0
Fully injected	25	39	100
Western Canada			
Broadcast	6	7	0
Fully incorporated	13	26	0
Fully injected	82	68	100

*UAN = urea ammonium nitrate

**Remaining N-containing fertilizers include ammonium nitrate, ammonium sulphate, diammonium phosphate monoammonium phosphate, and potassium nitrate.



Figure 3.6. High traffic area near a water source on an extensive pasture area in Saskatchewan, Canada. Photo by D.H. McCartney.

Most forage in Canada is used for the beef cattle industry and pastureland used for cow-calf sector is rarely fertilized (average N rate in all Provinces is less than 16 kg ha^{-1} ; Sheppard et al., 2009). Even tame hay receives less than 25 kg N ha^{-1} across the prairie region. Legumes, particularly alfalfa and clovers, are widely seeded and cheaply substitute for N fertilizer, which are necessarily surface-broadcast with potentially high ammonia emission factors. There is currently a trend towards greater use of alfalfa to increase both the carrying capacity of pastures and performance of the cattle. This trend may be supported by new varieties that are markedly more persistent (McLeod et al., 2009) and reduce the risk of bloat (Coulman et al., 2000). It is unknown if more alfalfa consumption will increase N excretion and hence lead to more emissions on pastures, but the current view is that ammonia emissions on pastures are very low and there would be greater concern about N_2O emissions and NO_3 leaching than increased ammonia emissions (UNECE Guidance Document 2012). Nevertheless, emissions of ammonia from high traffic areas on extensive pastures (Figure 3.6) have not been well investigated and currently need to be estimated (Sheppard and Bittman, 2011). Tannin containing species like birdsfoot trefoil and sainfoin are of interest in Canada for reducing risk of bloat, and these species may also reduce N excretion compared to alfalfa.

3.3.2 Cost saving practices in animal production

Feed is the most expensive input for animal production so farmers are very motivated to limit costs, and this includes the supply managed sectors in Canada. Therefore multi-phase feeding is commonplace across all sectors except beef. While there is less formal phase feeding in the beef sector, the three quite distinct sub-sectors, cow-calf, backgrounding and finishing, employ different feeding strategies. Table 3.3 shows a large reduction in the crude protein (CP) concentrations as the animals mature leading to a saving in feeding costs and ultimately emissions, and the reduction in feeding costs offsets the additional infrastructure needed. It is interesting that in the poultry sector the largest number of phases and higher feed protein is in the Pacific Maritime ecoregion where feed is most costly because it must be transported long distances by rail. Note that recent increased use of spent distiller's grain from ethanol plants as a cheap feed for beef cattle is causing overfeeding of protein - low cost feed is not always the lowest in protein. On the other hand, rich diets (and improved genetics) in the dairy industry have greatly increased the milk yield per cow and fewer cows, albeit shorter lived, have substantially reduced overall dairy emissions in Canada.

Table 3.3. Median number of feeding phases for animal sectors in Canada, numbers in brackets show ecoregions differences. The crude protein (CP) concentrations (%) in first and final growth phase are shown relative to the 2012 UNECE Gothenburg Protocol Guidance Document.

	Phase feed	CP Canada		CP UNECE Guidance Document	
		Initial phase	Final phase	Initial phase	Final phase
Broilers	3 (3.0-4.2)	22	18	20-22	18-20
Layers	4 (2.7-4.6)	19	16	15.5-16.5	14.5-15.5
Turkey	6 (4.8-5.7)	28	17	24-27	14-17
Pigs - fatteners	4	19	15	15-17	14-15
Dairy - lactating	56 ^a		17	15-16	12-14
Beef (12-18mo)	1		13		13-15
Beef finishing			13		

^a56% of farms has at least two feeding groups for lactating cows.

Current statistics based on CP based on farm surveys indicate that except for broilers, Canadian farmers can slightly reduce their protein feeding (Table 3.3). However, protein concentrations being fed to livestock and poultry are not precisely known because feed companies that provide supplements do not reveal details about their formulations. A cautious company may somewhat over-formulate protein to ensure minimum levels are attained so that they are not liable for low meat, milk or egg production, particularly when low cost protein sources such as spent distillers grains are available.

Many poultry producers in the USA add bedding before each cycle, but clean out the barns and apply fresh bedding only after several cycles (Coufal et al., 2006). This practice leads to increases in emission from 0.49-0.62 g ammonia per bird per day compared to clean-out and fresh bedding each cycle (Burns et al. 2007). In Canada, most poultry farmers (95%) change bedding and clean out the barn after each flock and this is done to improve air quality, especially lower ammonia, to favour bird health and growth (Sheppard et al., 2009b). In-barn concentrations of ammonia can be more easily mitigated by increasing ventilation in the USA due to warm ambient temperatures and lower heating costs compared to Canada. Hence the cost saving measure of changing bedding causes Canada to have lower broiler emission factors than the USA.

Extensive use of grazing by the very large cow-calf industry has a very positive effect on reducing Canada's ammonia emissions. In summer about 95% of cows are on pasture and even in winter more than half the animals are kept in pasture fields (Table 3.4). An important recent management innovation, now quite widely practiced on the prairies, is winter feeding on fields whereby cows have access to swathed cereals, imported hay bales or, less often, a standing (often referred to as stockpiled) crop of grass or maize. These systems have been adopted quickly because they reduce costs of manure handling and in some cases also costs of harvesting and storage. While there have been no estimates of emissions from these winter feeding sites there is evidence of considerable recovery of excreted N in the subsequent crops, in contrast to poor recover of N from dry-lot manure applied to fields (Jungnitsch et al., 2011). These results suggest that winter field housing and grazing reduces ammonia loss but direct evidence is needed. There is at present little grazing of finishing cattle, but there is consumer interest in grass-fed, and especially grazing-raised animals, for better fat composition. Emission of enteric methane from grazing animals is currently a great concern and receiving much international attention.

Table 3.4 Proportion of grazing (remainder confinement) by dairy cows (as proportion of time grazed) and of beef cows as percentage of animals. There is little winter grazing by dairy cows.

	Summer	Winter
Dairy (Lactating) (% of time)	19	
Dairy (Dry) (% of time)	45	
Beef cows (% of animals)	90	41
Beef steers (% of animals)	20	3

Table 3.5. Cover types on slurry stores in Canada, in % of farms.

	Crust	straw	artificial	no cover
Pigs*	36	6.9	1.6	57
Dairy**	70	6.5	1.4	25

*Unpublished farm survey data

**Sheppard et al., 2011a

Table 3.6. Spreading techniques for the pig, dairy and layer hen slurries in Canada, in % of farms. Bracketed values show ranges across ecoregions.

	Layers	Pigs	Dairy
Broadcast	88	59	76
Surface banding	2	8.9 (1.5-23)	5.8
Shallow injection	6	12	7.5
Deep injection	4	17 (1.3-32)	5.3
Irrigation	0	0.02	0.03
Incorporation in 24 h		50*	

*50% of farms report incorporation in under 24 h but mean is 2 days.

Few slurry storages in Canada have any type of artificial cover that can lessen ammonia loss (Table 3.5). However, crusts are commonly reported on stored dairy slurry (70% of farms) (Sheppard et al., 2011a) and, less often, on pig slurries (36% of farms) (unpublished data). While most farmers view crusts as undesirable because of the additional mixing needed before spreading, very few take action to minimize crusts with additives or by intermittent agitation. A small number of farmers add straw to the surface of their slurries. Solid manure stores are rarely covered, except for example, in the coastal marine ecoregion where poultry litter is covered in winter due to concerns about leaching, not ammonia emissions.

3.3.3 Associated environmental factors

While most farmers spread manure by broadcasting, there has been significant uptake of low emission technology in the Lower St Lawrence (banding and shallow injection) and the black soil ecoregions (deep injection) and in both cases there is greater uptake by pig than dairy producers (Table 3.6). The primary motivation for both is likely odour reduction although in both regions manure is often blamed for contaminating surface waters, so runoff reduction is likely another motivation. It is encouraging that farmers have adopted low emission technologies in both supply-managed and non-supply-managed sectors with little or no government incentives in either case, indicating that the available technology is accessible and acceptable to farmers. More adoption is favoured by increasing farm sizes and greater use by farmers of contractor manure applicators.

It should be pointed out that there are confounding management considerations. Slurry injection is considered to be a high risk for leaching of nutrients and pathogens in drained soils in southern Ontario (Ball-Coelho et al., 2004). In fact the risk of leaching has led to a practice of splitting manure applications so that the second application is into a growing corn field. The second application is in warmer weather which would increase emissions, but is partly protected from wind and sun by the 30-50 cm tall corn plants.

The amount of manure incorporation is limited in Canada as about 40% of manure is applied to perennial forages or to minimum till land (Table 3.7). The opportunity for manure incorporation is declining in Canada as more cropland is managed with reduced tillage to reduce fuel consumption, increase soil organic matter (carbon), reduce erosion and conserve soil moisture. For the large amount of solid manure that comes from feedlots, there appears to be relatively little potential ammonia saving from incorporation since the levels of TAN in this manure are very low (J Scheanau, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan, personal communication) due to high rates of emissions in feedlots (McGinn et al., 2007).

Another complicating factor for ammonia conservation is that in parts of the country, slurry and especially dairy slurry is applied to alfalfa rather than grass, because alfalfa is the dominant (N-fertilizer saving) forage. Alfalfa is relatively unresponsive to applied N, so there is little economic advantage to reducing emissions and there is a greater risk of N leaching from low emission application of manure if the uptake by alfalfa is low (Russelle and Jokela, 2013).

3.3.4 *Coincidental effects*

In recent years Canada has become a major producer of pulse crops including dry peas, soybeans lentils and chickpeas, and these are very often grown in rotation with cereal crops to avoid disease and maximize yields. Alfalfa, also, is often grown in rotation with arable crops for production of concentrated feedstuffs (e.g. pellets) and farm feed. The effect on ammonia is that crops following pulse crops or alfalfa typically receive little or no N fertilizer. In the dairy industry farms are getting larger and there is a shift from tie-stall housing to loose housing (freestalls or cubicles). Loose housing increases ammonia loss due to a large soiled area per animal and because group feeding is more difficult to achieve so there are fewer feeding stages. Another negative trend in the dairy industry has been towards reduced grazing. As farms become larger the milking cows are rarely let out into pasture areas (Table 3.4). The benefit of part-day grazing for abating ammonia is less clear than whole day grazing especially if barn floors are not cleaned quickly to reduce emissions when cows are outside. Grazing is still practiced for dry cows and heifers for significant periods in summer.

Table 3.7. Proportion of land use type receiving applications of slurry from pigs, dairy and laying hen farms and solid manure from beef farms.

	Slurry Layer	Pig	Dairy	Solid beef (east/west)
Arable - Conventional till	70	60	46	60/64
Arable - Minimum till	16	19	7	9/17
Perennial crop	12	20	47	31/19

Another trend that threatens to increase emissions is composting of manure, which is typically done largely to decrease the volume of manure to be landspread. This is still a minor activity but locally is becoming more prominent. Another recent trend for on farm processing of manure is to produce bedding for cattle; this process likely to results in ammonia emissions when the separated solids are being dried, but we are not aware of measurements. Separating manure into a solid and liquid fraction, may reduce emissions during land application (Bittman et al., 2011) although it is necessary to account for all emission pathways including the solids when stored and applied. Expansion of anaerobic digesters is another possible influence, but current information is that land application of digestate is emission neutral (neither increases nor decreases emissions relative to raw slurry) (Chantigny et al., 2007).

3.4 Discussion and conclusions

Impact of abatement

At present there does not seem to be a clear approach to significantly reducing ammonia emission on a national level. There are no overwhelming ammonia sources so that a host of measures would be needed to exert a meaningful effect on emissions. For example, decreasing protein concentration in feed from 17 to 16% would reduce total ammonia emissions from dairy sector by only 4% (Sheppard et al., 2011a; 2011b). A similar reduction for finishing beef from 13 to 12% protein would lower emissions by 7% in feedlots but only 2-3% for the beef sector as a whole. Likewise, by switching the ratio of broadcasting : injection from 82:14 to 14:82, emissions would decrease by only 13%. The reasons for these rather modest abatement effects is the many loss pathways at each level including housing, storage, land application and grazing, and hence the many measures that must be enacted in concert. Also, effects of mitigations are dampened by the fact that ammonia saved at any stage of the manure handling chain is either net of upstream losses or subject to downstream losses.

It is the transcendent changes in farming practices that have and will affect emissions, whether or not by design and not always in a desired direction. Such changes in Canadian agriculture are the shift to minimum tillage (negative for ammonia abatement), increased production of pulse crops (positive for abatement), phased feeding and specific amino acids supplements (positive for abatement), use of ionophore antibiotics (positive for abatement) and side-banding fertilizer (positive for abatement), increased winter grazing by beef cows (positive for abatement) and switch to loose dairy housing (negative for abatement). Direct measures that cumulatively, if widely implemented, would have most effect on Canadian emissions are more reduced-emission manure applicators, more reduced protein diets, and lower farm N inputs which can be encouraged with universal adoption of farm N-balance sheets. The latter should foster more soil testing, more home-grown feed production and feed testing, and better use of manure in terms of rate, timing and method of application, in other words a multi-pronged farm-specific approach.

But whereas significant reductions in total annual emissions might be daunting, strategic reductions to avert emission outcomes such as poor air quality might be simpler to achieve. So, for example, it might be possible to implement policies that would discourage manure application during periods of greatest risk of visibility reductions such as in late summer in the Fraser Valley of British Columbia (see Figure 3.2). It may also be possible to defer spreading and other emission episodes to periods there is more air circulation.

However, the problem is complex because the effect of ammonia emissions on PM formation varies with season. Paradoxically, it is often the times when emissions are lowest, such as winter, when the impact of abatement would be greatest and the reason is that in those periods it is ammonia that is limiting to PM formation (Li et al., 2010). In times when emissions are high and ammonia is abundant in the atmosphere large reductions are needed to have an impact. In these cases, smaller reductions in SO_x and NO_x might have a greater effect on PM formation. However, in winter, emissions come mainly from buildings and in the case of actively ventilated buildings used for raising poultry and pigs, ammonia scrubbers or other tools may be employed.

Conclusions

As a large country and one with a large agricultural industry, Canada emits more ammonia than the UK but less than France or Germany. In Canada, a significant portion of emissions comes from fertilizer and manure application on land. At present, there is limited potential for reducing emissions from application of solid manure because most of it is from beef cattle and already low in TAN, and incorporation is often not possible if the manure is spread on perennial forages or minimum tillage is practiced. There is a lot of potential for improved utilization of slurry in Canada with improved application methods. While regulations or incentives seem unlikely in most jurisdictions, the increased use of contractors for manure application and growing inclination of the various sectors to burnish their public image, this might lead to more adoption, and all this would be pushed along if farmers were encouraged to take account of all of their inputs and outputs with nutrient management plans.

From the stand point of research, it is the beef sector, both housing and grazing that needs most attention. Great losses of N from feedlot manure need to be explored and addressed with new technology developed to help mitigate these losses. Recent enthusiastic adoption of winter feeding bred cows in fields appears to be a great step towards reduced emission but this needs to be verified. No doubt, that improved feeding for reduced excretion would be helpful across all sectors. Livestock rations are being designed by industry nutritionists to balance the profits of the feed suppliers and the farmer clients. Perhaps better results could be achieved if the feed were balanced to also consider minimizing excretion, especially if the costs were neutral. The increased focus on ammonia by US-EPA, and the recent conclusion of the NAEMS project, may lead to some new guidelines on ammonia and this might spill over into Canada.

3.5

References

- Ayres, J., Bittman, S., Girdhar, S., Sheppard, S., Niemi, D., Ratté, D. and Smith, P. (2010). Sources of ammonia emissions. In: The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia. pp. 77-91. Environment Canada, Gatineau, QC.
- Baar, E. (1996). Economic instruments and control of secondary pollutants in the Lower Fraser Valley. Pp. 95-131. In: A. Scott, J. Bridger Robinson, and D.S. Cohen (Eds.) Managing Natural Resources in British Columbia: Markets, Regulations, and Sustainable Development. UBC Press, Vancouver.
- Ball-Coelho, B.R., Roy, R.C. and Bruin, A.J. (2004). Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of southwestern Ontario. Can. J. Soil Sci. 84, 187–197.

Barthelmie, R.J. and Pryor, S.C. (1998). Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment - a case study of the Lower Fraser Valley, British Columbia. *Atmospheric Environment* 32, 345-352.

Bittman, S., Hunt, D.E., Kowalenko, C.G., Chantigny, M.H., Buckley, K. and Bounaix, F. (2011). Removing solids improves response of grass to surface-banded dairy manure slurry: a multi-year study. *J. Env. Quality* 40, 393-401.

Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A. III, Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R.V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C. Jr, Whitsel, L., Kaufman, J.D. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121, 2331-2378.

Brydges, T.G. and Summers, P.W. (1989). The acidifying potential of atmospheric deposition in Canada. *Water Air and Soil Pollution* 43, 249-263.

Burns, R.T., Xin, H., Gates, R.S., Li, H., Overhults, D.G., Moody, L. and Earnest, J.W. (2007). Ammonia emissions from poultry broiler systems in the southeastern United States. *Proceedings of the International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture*, 15-19 September. St. Joseph, MI: ASABE.

Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D. and Côté, D. (2007). Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *J. Environ. Qual.* 36, 1864-1872.

Coufal, C.D., Chavez, C., Niemeyer, P.R. and Carey, J.B. (2006). Effects of top-dressing recycled broiler litter on litter production, litter characteristics, and nitrogen mass balance. *Poultry Sci.* 85, 392-397.

Coulman, B., Goplen, B., Majak, W., McAllister, T., Cheng, K.-J., Berg, B., Hall, J., McCartney, D. and Acharya, S. (2000). A review of the development of a bloat-reduced alfalfa cultivar. *Can. J. Plant Sci.* 80, 487-491.

Environment Canada (2010). *The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia*. 295pp. Environment Canada, Gatineau, QC.

Jungnitsch, P.F., Schoenau, J.J., Lardner, H.A., Jefferson, P.G. (2011). Winter feeding beef cattle on the western Canadian prairies: Impacts on soil nitrogen and phosphorus cycling and forage growth. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 143-152.

Li, S-M., Vet, R., Liggio, J., Makar, P., Hayden, K., Staebler, R., Chan, E., Shaw, M. (2010). Sensitivity of particulate matter to AMMONIA in major agricultural regions in Canada. In: *The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia*. pp. 149 -183 Environment Canada, Gatineau, QC.

McGinn, S.M., Flesch, T.K., Crenna, B.P., Beauchemin, K.A., Coates, T. (2007). Quantifying Ammonia Emissions from a Cattle Feedlot using a Dispersion Model. *J. Env. Quality* 36, 1585-1590.

McLeod, J.G., Muri, R., Jefferson, P.G., Bittman, S. and McCartney, D. (2009). Yellowhead alfalfa. *Can. J. Plant Sci.* 89, 653-655.

McNeill, R. and Roberge, A. (2000). The Impact of Visual Air Quality on Tourism Revenues in Greater Vancouver and the Lower Fraser Valley. GBEI report number EC/GB-00-028 www.clearairbc.ca/visibility/Documents/VisibiltyTourism-McNeill.pdf (Validated April 4, 2013).

Russelle, M. and Jokela, W. (2013). Manure on alfalfa. In: S. Bittman and D.E. Hunt (eds.) *Cool Forages: Advanced management of temperate forages*. Pacific Field Corn Association.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2010). Ammonia. Pp 118-125. In: Eilers W. et al. (eds) *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture Agrienviromental Indicator Report Series -Report #3, Agriculture and AgriFood Canada*. Ottawa, Ont.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2011). Farm survey used to guide estimates of nitrogen intake and ammonia emissions for beef cattle, including early season grazing and piosphere effects. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 688-698.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2012). Farm practices as they affect NH₃ emissions from beef cattle. *Can. J. Animal Sci.* 92, 525–543.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2013). Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171, 90-102.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Beaulieu, M. and Sheppard, M.I. (2009a). Ecoregion and farm size differences in feed and manure nitrogen management: 1) Survey methods and results for poultry. *Can. J. Animal Sci.* 89, 1-19.

Sheppard, S.C., Bittman, S. and Tait, J. (2009b). Monthly NH₃ emissions from poultry in 12 Ecoregions of Canada. *Can. J. Animal Sci.* 89, 21-35.

Sheppard, S.C., Bittman, S., and Bruulsema, T.W. (2010a). Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian Ecoregions. *Can. J. Soil Sci.* 90, 113-127.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.-L. and Tait J. (2010b). Farm practices survey and modeling to estimate monthly NH₃ emissions from swine production in 12 Ecoregions of Canada. *Can. J. Animal Sci.* 90, 145-158.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L., Beaulieu, M. and Sheppard M.I. (2011a). Ecoregion and farm size differences in dairy feed and manure nitrogen management: a survey. *Can. J. Animal Sci.* 91, 459-473.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L. and Tait, J. (2011b.) Modelling monthly NH₃ emissions from dairy in 12 Ecoregions of Canada. *Can. J. Animal Sci.* 91, 649-661.

Vet, R., Li, S-M., Beaney, G., Friesen, K. Vingarzan, R., Jones, K., Belzer, W., Chan, E., Dann, T., Hayden, K., Ho, A., Iqbal, S., Leithead, A., Liggio, J., Makar, P., Narayan, J., Qiu, W., Ro, C-U. Shaw, M. and Sukloff B. (2010). Characterization of ambient ammonia, PM and regional deposition across Canada. In: The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia. pp. 93-147. Environment Canada, Gatineau, QC.

Webb, J., Misselbrook, T.H. (2004). A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. Atmospheric Environment 38, 2163–2176.

4 Ammonia emissions in the Czech Republic

Martin Dedina¹, Michaela Budnakova², Pavel Cermak³

¹Research Institute of Agricultural Engineering, Drnovska 507, Prague 6

²Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Tesnov 17, Prague 1

³Crop Research Institute, Drnovska 507, Prague 6

email: martin.dedina@vuzt.cz

Abstract

Within the years 2000 – 2002 some legal regulations on air protection and on integrated pollution prevention and control were established and developed in the Czech Republic. Four hundred and twenty two farms for intensive pigs and poultry breeding come under the IPPC directive. These farms have to obtain an integrated permission for their operation by utilization of best available techniques (BAT). In this study an evaluation of used BAT systems for pig and poultry housing and manure storage is presented. During the years 1990 - 2010 the total amount of livestock has declined in the Czech Republic. This situation was accompanied by a proportional reduction of ammonia emissions. During the past 20 years ammonia emissions were reduced by more than 60% in the Czech Republic.

4.1 General country information

The Czech Republic ratified the Gothenburg protocol in 1999 (CLRTAP, 1999). Since that year a serious and major attention has been paid to the implementation of ammonia abatement techniques in the Czech agriculture, to meet the requirements of the Annex IX of Gothenburg protocol. Within the years 2000 – 2002 a new legislation on air protection was established and developed. This effort was completed by laying down of the Decree 86/2002 on the air protection. Implementary regulation no 353/2002 of the Law on the air protection includes some principles of the Annex IX, which is focused on agricultural sources. In the same year 2002 by adopting the Law No. 76 of 2002 concerning Integral Prevention Pollution and Control EC Directive 96/61 was implemented in the Czech legal system. Both regulations were prepared parallelly, but in harmony with principles of Gothenburg protocol.

The Czech agriculture is characterized by a high amount of extra large enterprises with intensive poultry, pigs or cattle breeding. Four hundred and twenty two enterprises come under the IPPC directive (Table 4.1) (Dedina and Jelinek, 2012). Integrated prevention pollution and control Directive 96/61/EC like the Annex IX of the Protocol deals with an extra large installation for more than 2,000 places for rearing pigs over 30 kilo or 750 sows or 40,000 places for poultry. According to currently available information from the Czech Ministry of Agriculture approximately 89% of laying hens, 86% of chicken broilers, 32% of rearing pigs and 32% of sows are hold in installations covered by IPPC Directive. According to Eurostat about 35% of total numbers of pigs and about 85% of total numbers of poultry are housed in these installations under IPPC. It means above mentioned sources of data are consistent.

Table 4.1 Amounts of pigs and poultry farms coming under the IPPC Directive.

Category according to Annex 1 of the IPPC Directive	Total amount of installations	Category of animals	Total projected capacity of all installations under IPPC Directive (places)
Installation for more than 40,000 places for poultry	153	Chicken broilers	19,922,883
	59	Adult laying hens/	6,138,392
		Young laying hens	4,111,980
		Hens for parent eggs production	1,261,614
	2	Turkey	33,600
	1	Ducks	30,000
Total	233		
Installation for more than 2,000 places for rearing pigs over 30 kilo or 750 sows	189	Rearing pigs	844,786
		Sows	147,402
Total	189		

Figure 4.1 shows the livestock amount development during 1990 - 2010 in the Czech Republic. Except poultry and sheep total amount of livestock has declined since 1990. Reasons for this declination are different. One of many causes is a liberalization of the trade joined with increased import of beef or pork meat. The other cause is a change in composition of meat consumption joined with consumer preference of poultry meat against pork meat.

Figure 4.2 presents the livestock distribution and ammonia hot spots areas in the Czech agriculture.

Development of ammonia emissions in the Czech Republic

According to a rough estimate 80 – 95% of total ammonia emissions in Europe comes from the agricultural practice. Emissions from the animal excrements represent more than 80% share in total ammonia emission while the fertilizers application contributes by less than 20% of share (Aarnink, 1997). For national estimation of ammonia emissions from animal husbandry in the Czech Republic the simpler approach is used according to the EMEP/CORINAIR Emission

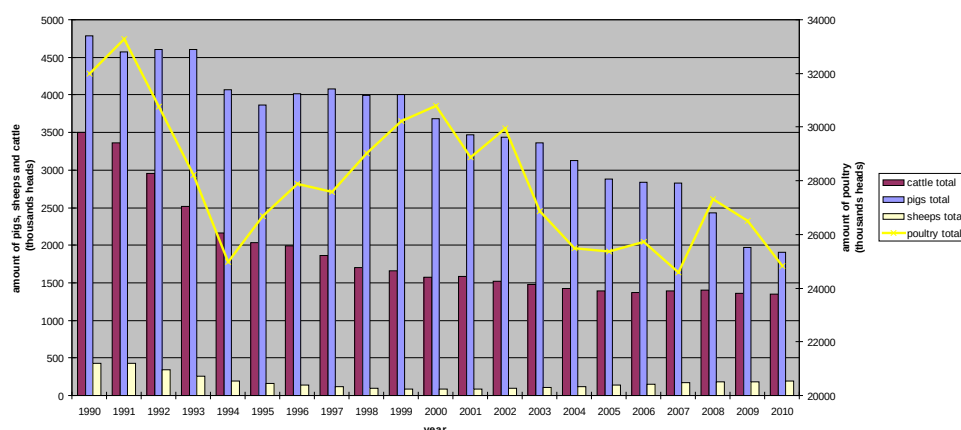


Figure 4.1. Livestock amount development during 1990-2010 in the Czech Republic.

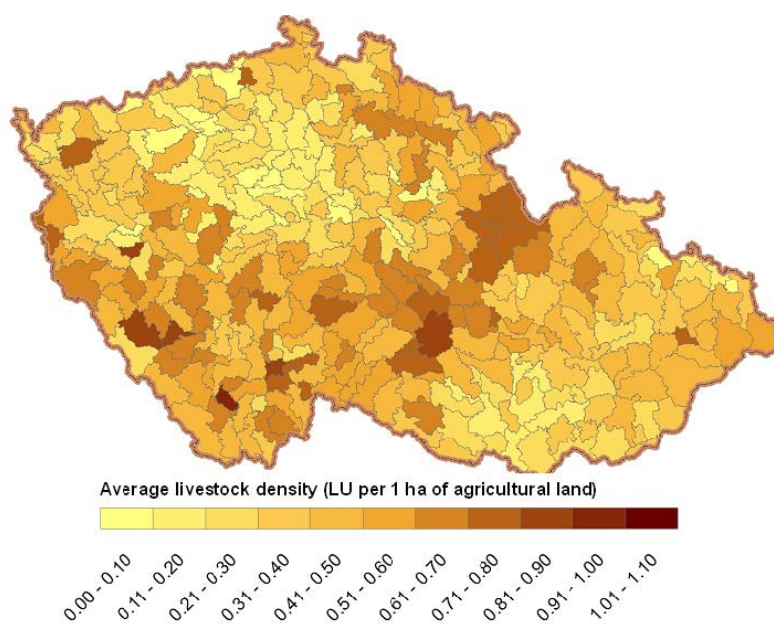


Figure 4.2. Livestock distribution in the Czech agriculture.

Inventory Guidebook. Each category of animals is multiplied by the country specific emissions factors. Number of animals is taken from annual agricultural census. The used country specific emission factors for the Czech Republic are introduced in Table 4.2 (Regulation no 353/2002 of the Law on the air protection). These emission factors have been used since 2002 and should be probably revised in the future.

Table 4.2 The Czech ammonia emissions factors.

Animal category	Emission factor (kg NH ₃ per AAP)			Total emission factor
	Housing	Storage	Application	
Cattle				
Solid manure				
dairy cattle	10	2.5	12	24.5
heifers, bulls, calves	6	1.7	6	13.7
Liquid manure				
dairy cattle	10	2.5	12	24.5
heifers, bulls, calves	5.5	2.5	5	13
Sheep and goats	0.3	0.03	0.1	0.43
Pigs				
piglets	2	2	2.5	6.5
sows	4.3	2.8	4.8	11.9
farrowing sows	7.6	4.1	8	19.7
rearing pigs	3.2	2	3.1	8.3
Rabbits				
rearing rabbits	0.45	0.02	0.5	0.97
female rabbits	0.8	0.01	0.9	1.71
Poultry				
laying hens	0.12	0.02	0.13	0.27
broilers	0.1	0.01	0.1	0.21
ducks and geese	0.35	0.03	0.35	0.73
turkeys	0.35	0.03	0.35	0.73
Horses	2.9	0.9	2.2	6.0

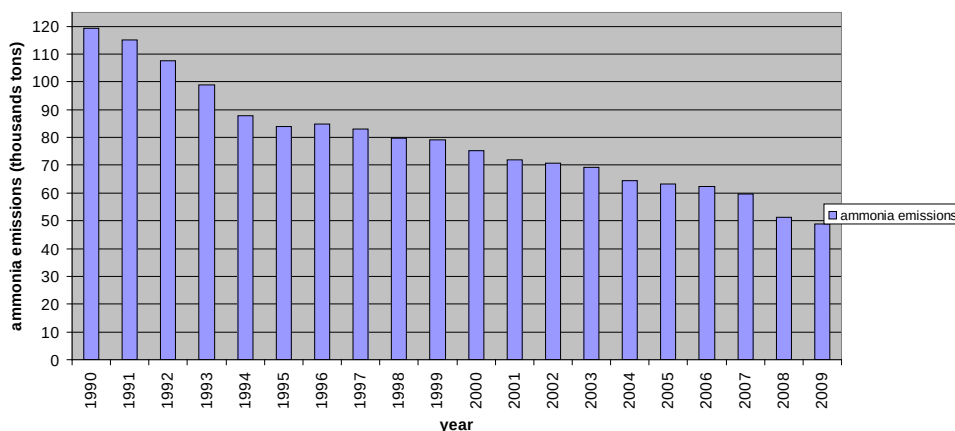


Figure 4.3. Development of ammonia emissions during 1990–2009 in the Czech agriculture.

In relation to declination of livestock numbers, also ammonia emissions have decreased in the Czech Republic. The development of ammonia emissions during the years 1990 – 2009 is shown in Figure 4.3. Emissions determined before the year 2002 have been recounted according to national emission factors officially set down in 2002 in the Czech legislation (Jelinek et al., 2003).

4.2

Successful activities leading to the Annex IX principles fulfillment

As mentioned above, all farms for pigs and poultry breeding under IPPC / Annex IX of the Protocol are forced by EU legislation to fulfill of all ammonia emissions abatement measures. On these farms only Best Available Techniques (BAT) can be operated and every operator of these farms (installations) has to obtain an integrated permission of operation. The integrated permission granted by the local authority contains some environmental conditions, which have to be fulfilled. This measure presents at minimum 20% of ammonia emissions abatement leaking from stables into the air.

On cattle farms also ammonia abatement measures are introduced by the Czech legislation focused on air protection. These principles follow all measures presented in the Guidance Document (ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13) and are pointed especially on slurry storage and manure application abatement techniques. Moreover, according to the Czech legislation focused on management with fertilizers all slurry independently on farm size has to be incorporated within 24 hours after application. This measure represents at least 30% ammonia emission reduction.

In 2011 an evaluation study of all integrated permissions was carried out. The study has been focused on comparison of operated technologies for animal housing, excrements storage and their application on the field with the current Best Available Techniques Reference Document (BREF) for intensive pigs and poultry breeding. An evaluation of all 422 farms falling under IPPC has been carried out. The following results have been found.

In the Czech Republic all chicken broilers are housed in well-insulated fan ventilated houses with a fully littered floor and equipped with non-leaking drinking systems. Approximately 90% of laying hens is kept in the systems of enriched cages. Rest of the hens is kept in non-cage systems.

The large scale BAT systems presented in the BREF and used for pigs breeding in Czech Republic are presented in Table 4.3.

Table 4.3. Proportion of BAT systems for pig housing in the Czech Republic.

Housing system	NH ₃ abatement (%)	Proportion of used BAT (%)	Total projected capacity used BAT (places)
A partly slatted floor with a reduced manure pit	20 – 33	45	370,438
A partly slatted floor with a vacuum system for frequent removal of slurry	27	32	271,857
A partly slatted floor with a manure scraper underneath	40	22	188,031

All categories of pigs, sows and poultry use phase-feedstuff containing amino acids as lysin, methionin, threonin, and tryptophan. For ammonia emissions abatement in 91% of poultry farms utilization of feed additives has been found. On pigs and sows farms a lower level of utilization of approximately 75% was found.

In Table 4.4 utilization of BAT systems for liquid and solid manure storage is presented. In Czech Republic a prevailing part of manure is transferred to contractors for application on land.

Table 4.4. Utilization of BAT systems for liquid and solid manure storage.

Animal category	Proportion of used system (%)	Method of handling
Chicken broilers	90	Transfer to contractor
	10	Anaerobic fermentation on a heap
Laying hens	89	Transfer to contractor
	9	Anaerobic fermentation on a heap
	2	Storage under the cages
Pigs and sows	61	Reference system: Storage of slurry in uncovered concrete or steel tank
	20	Storage of slurry in concrete or steel tank covered by natural crust
	7	Storage of slurry in concrete or steel tank covered by a rigid lid or roof
	5	Slurry treatment by slurry additives
	3	Anaerobic fermentation on a heap
	4	Biogas production

4.3 Problems faced and to be addressed

What problems have appeared in the past and their solution

In the past two most significant problems have appeared. Firstly, costs of abatement measures, secondly lack of relatively cheap measures for ammonia abatement. There have not been any experiences with implementation of whichever abatement measures. On the first look the costs needed for implementation of all measures were too high. As a solution of the problem the following approach has been chosen. A preliminary case study of used techniques has been carried out. As a result of the study we found that many of the abatement measures have been already used on farms. It meant, the first assessment of costs needed for implementation could be decreased. Moreover, since the entrance of Czech Republic into EU some European funds have been utilized as a support of reconstruction and modernization of the Czech agriculture.

Solution of the second problem was implementation of feed and slurry additives into agricultural practice. Feed additives showed up as a measure with an immediate effect on ammonia emissions abatement (Jelinek et al., 2007). Moreover, they could be implemented on farms without investment costs. These additives have brought on many farms also some positive effects on efficiency of production.

Problems to be solved in the future

The EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook or other guidebooks do not contain a simple methodology for incorporation of abatement measures into calculations. For that reason the Czech Republic will probably need to develop an own approach for incorporation NH₃ emission abatement effects into calculation or will need to adopt an other more sophisticated approach or methodology. The Czech Republic will also need improve some statistical data collection and databases interconnection.

In the Czech Republic some activities are focused on implementation of new modern abatement techniques as utilization of bioscrubbers has been started. At the moment we found possibilities for their financial support.

Research and development in the future

Research activities joined with ammonia emissions will be focused on development or wide spreading of techniques using information technologies as GPS for precise agriculture to decrease the amount of nitrogen applied.

Acknowledgments

The study was supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic in the scope of the Research project MZE 0002703102 solution.

4.4

References

Aarnink, A. (1997). Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behaviour. PhD Thesis, Agricultural University Wageningen, Wageningen, The Netherlands, 175 pp, ISBN 90-5485-662-9.

CLRTAP (1999). Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution: Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground level Ozone: Annex II: Emission Ceilings. United Nation's Economic Commission for Europe (UN/ECE), Gothenburg, Sweden, p 2, [online]. 1999, [cit. 2004-01-20].

Dědina, M., Jelínek, A. (2012). Evaluation study of agricultural installation under IPPC Directive. VUZT Praha 2012, 65 p. (in Czech).

Jelínek, A., Dědina, M., Plíva, P. (2003). Development of ammonia emissions from intensive livestock farming in 2010. Annual Report 2002. VUZT Praha 2003. pp 45–50, ISBN 80-903271-2-5 (in Czech).

Jelinek, A., Dedin, M., Dolejs, J. (2007). Research of feed and manure additives utilisation for ammonia and greenhouse gases emissions abatement in livestock breeding. In: Gert Jan Monteny and Eberhard Hartung (Eds), Ammonia Emissions in Agriculture. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands, pp 108-109, ISBN 978-90-8686-029-6.

Regulation no 353/2002 of the Law on the air protection (2002). Sbírka zákonů ČR, částka 127. Ministerstvo vnitra ČR, Praha. 7408-7455 pp. (in Czech).

5 Ammonia emissions in Denmark

Rikke Albrektsen and Steen Gyldenkærne
 Department of Environmental Science, Aarhus University, Frederiksborgvej 399,
 4000 Roskilde, Denmark
 email: rial@dmu.dk

Abstract

Denmark has reduced its ammonia emission with 39% since 1985 despite a 40% increase in the pig production and an unaltered milk production. The reduction is due to many different measures. Important features are: highly educated farmers, an independent advisory service owned by the farmers, effective and fast knowledge transfer of research results into practical farming, a fast structural development where small farms with low financial capacity are closed down in favour of modern farm buildings where technical solutions combined with low emission houses are implemented. This is also combined with high environmental targets, tuff regulations and combined with financial penalties if the rules are not followed.

5.1 General country information

The majority of the Danish ammonia emission (NH_3), corresponding to 96%, originates from the agricultural sector. The remaining 4% originates from traffic and industrial processes. Figure 5.1 shows the trend and distribution of sources of NH_3 emission from the agricultural sector. The main part of the agricultural emission is related to manure management, corresponding to 84% and 3% from grazing animals in 2010. Emissions from use of synthetic fertilisers and crops contribute with 5% and 8%, respectively in 2010. Emissions from NH_3 -treated straw, field burning of agricultural wastes and sewage sludge used as fertiliser amount to less than 1%. The highest NH_3 emissions are reported in the southern and northern Jutland where the most husbandry intensive production takes place. The maximum application rate of manure is 170 kg N per ha of cattle and other manure and 140 kg N per ha of pig manure. The farmers shall have agreements with other farmers if they do not have sufficient land themselves.

The NH_3 emission from the agricultural sector 1985 to 2010 has decreased from 116.78 Gg NH_3 to 71.76 Gg NH_3 , corresponding to a 39% reduction, despite there has been 40% increase in the pig production and an unaltered nitrogen excretion from cattle. The significant decrease in NH_3 emissions is a consequence of an active national environmental policy in general and for especially pigs a very large increase in the nitrogen utilisation in the pig feed due to large genetic improvements, feeding strategies and intensive use of synthetic amino acids which has lowered the amount of N excreted per produced pig with approximately 40% since 1985.

A string of measures have been introduced by action plans to prevent the loss of nitrogen from agriculture to the aquatic environment, for example the NPO (Nitrogen, phosphor, organic matter) Action Plan (1986), Action Plans for the Aquatic Environment (1987, 1998, 2004), the Action Plan for Sustainable Agriculture (1991) and the Ammonia Action Plan (2001). The latest action plan from 2009, the Agreement on Green Growth, which purpose is to ensure that a high level of environmental, nature and climate protection goes hand in hand

with modern and competitive agriculture and food industries further force the farmers to reduce the environmental impact (see below “current ammonia regulations”).

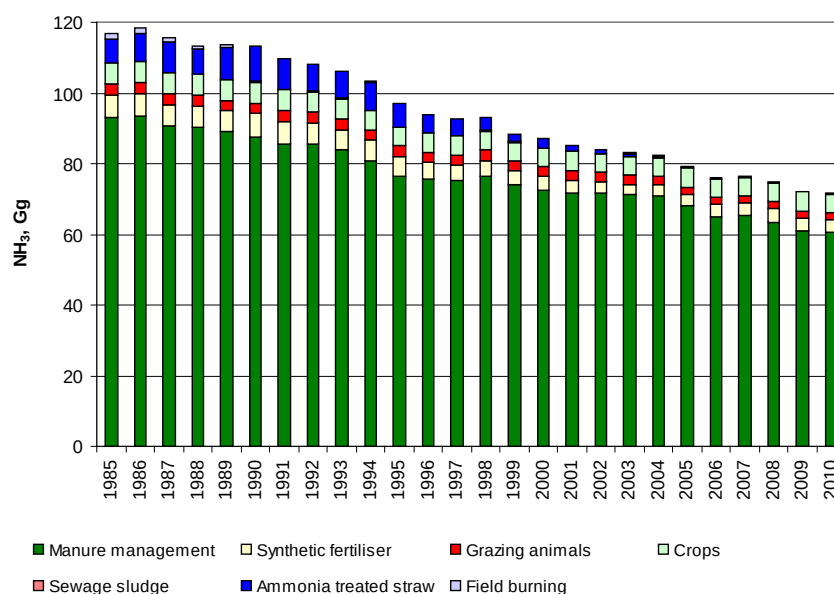


Figure 5.1. NH₃ emission from the agricultural sector, 1985-2010.

Housing and manure

The distribution of animals in different housing types has changed significant in the years 1985-2010 for a big part of the animals in Denmark. In Table 5.1 housing distribution for dairy cattle and fattening pigs are shown. It is seen that for dairy cattle tied-up housings have been exchanged with loose-holdings with beds and for fattening pigs housings with solid floor have been exchanged with fully or partly slatted floor. Similar trends are seen for the other groups of cattle and pigs, respectively.

The changes in housings affect the distribution of liquid and solid manure. As seen in Figure 5.2 the share of liquid manure has increased from 68% in 1985 to 85% in 2010. Furthermore the industrialisation of Danish agriculture has led to a decreased grazing rate where dairy cows which earlier were tied-up now are housed in loose-holdings with limited grazing time. All liquid manure stores shall be covered by minimum a crusting layer. Solid storages which do not have daily amendments shall be covered with plastic sheets.

Table 5.1. Housing distribution for dairy cattle and fattening pigs, 1985-2010, pct.

		1985	1990	1995	2000	2005	2010
Dairy Cattle	Tied-up housings	85	79	73	46	20	12
	Loose-holdings with beds	14	18	21	43	70	82
	Deep litter	1	3	6	11	10	6
Fattening pigs	Fully slatted floor	29	51	60	58	53	54
	Partly slatted floor	30	23	24	31	38	42
	Solid floor	40	22	11	5	3	1
	Deep litter	1	4	5	6	6	3

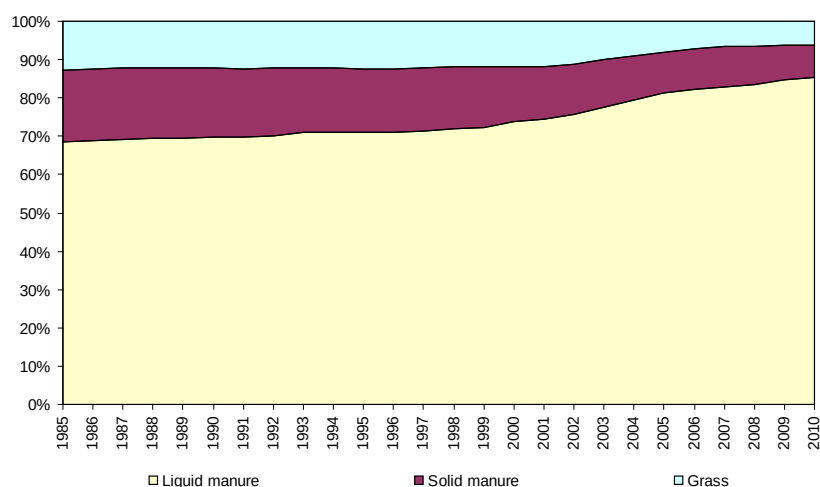


Figure 5.2. Share of liquid and solid manure and manure deposit on grass, 1985-2010.

Manure application

The environmental regulations for manure application have tightened over time and have forced the farmers to change the manure application techniques. Autumn application is not allowed except for a small amount to a few crops as well as not on frozen soils. A consequence of this is that it is mandatory to have 9-10 months of storage capacity. Broad spread has been banned, solid manure application to black soils shall be incorporated within 4 hours, liquid manure applied to black soils shall be injected as well as liquid manure close to natural habitats shall be injected in all crops, although the injection in grass and cereals may damage the crops substantial.

Acidification of the slurry is known to decrease the NH_3 emission from applied manure with 60-70%. For application of acidified liquid manure close to natural habitats there is an exemption from the rule of injection that it can be applied with trailing hose in growing crops. The acidification can either take place in the housings or the slurry tanks, but also directly just before the application where acid is mixed into the slurry in the trailing hose (BAT 1; BAT 2; Kai et al., 2008; and BioCover).

Due to the manure application rules the application methods differ between cattle and pig farms (Table 5.2 and 5.3). For liquid manure the methods for application have developed so the main part of cattle manure in 2010 is injected into the soil, while the main part of pig manure in 2010 is applied with trailing hose. In Denmark cattle farmers have a crop rotation with grass in rotation and fodder crops which give more black soils than pig farmers. The mandatory demand for injection therefore forces the cattle farmers to inject the manure. Pig farmers have traditional much more cereals in their crop rotation. Combined with demands for having green crops during winter, to reduce the leaching of nitrogen, the application with trailing hoses in spring is more common. Solid manure is broad spread and the main part is in 2010 applied in the season early spring/spring.

Table 5.2. Application method for cattle manure 1985-2010. Grey cells differ from Table 5.3.

				1985	1990	1995	2000	2005	2010
	Method	Season	Crop status						
Liquid manure	Injection	Spring	Without crops	0	0	1	5	41	42
			With crops	0	0	0	0	3	7
		Summer	Without crops	0	0	0	0	6	7
			With crops	0	0	1	2	5	7
	Trailing hose	Spring		0	0	24	46	33	26
		Summer		0	0	7	6	8	7
		Autumn		0	0	5	4	4	4
	Broad spread	Early spring/spring		46	51	46	32	0	0
Spring/summer		8	8	3	2	0	0		
Late summer		46	41	13	4	0	0		
Total liquid				100	100	100	100	100	100
Solid manure	Broad spread	Early spring/spring		50	51	54	60	81	81
		Spring/summer		0	0	0	0	0	0
		Late summer		50	49	46	40	19	19
	Total solid				100	100	100	100	100

Table 5.3. Application method for pig manure 1985-2010. Grey cells differ from Table 5.2.

	Method	Season	Crop status	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Liquid manure	Injection	Spring	Without crops	0	0	1	5	14	19
			With crops	0	0	0	0	0	5
		Summer	Without crops	0	0	1	2	2	2
			With crops	0	0	0	0	1	2
	Trailing hose	Spring		0	0	25	48	74	64
		Summer		0	0	6	6	6	5
		Autumn		0	0	5	2	3	3
	Broad spread	Early spring/spring		46	51	46	32	0	0
		Spring/summer		8	8	3	2	0	0
		Late summer		46	41	13	4	0	0
Total liquid				100	100	100	100	100	100
Solid manure	Broad spread	Early spring/spring		50	51	54	60	81	81
		Spring/summer		0	0	0	0	0	0
		Late summer		50	49	46	40	19	19
	Total solid				100	100	100	100	100

Farm size

The number of farms in Denmark has decreased in the years 1985-2010. In the same period the sizes of the farms have increased. In Table 5.4 the number of farms with dairy cattle and pigs are shown and their distribution in sizes. The same trend is seen for other animal categories. For dairy cattle the number of farms has decreased 87% from 1985 to 2010 and 59% of the farms are in 2010 with 100 or more animals (2502 farms) whereas in 1985 this size of farms only accounted for 1% (355 farms) of the farms. For pigs the same trend is seen where farms with 1000-5000 animals accounted for 3% (1384 farms) in 1985 but account for 49% (2471 farms) in 2010.

In table 5.5 the number of farms in Denmark since 1985 is shown and their distribution in size. In this period the total number has decreased with more than 50% towards fewer and larger farms. Although the number of farms with < 20 hectares has decreased too, their share is the same. When looking on the farm size 20-50 hectares both their numbers and their share has decreased. Farms with 50-100 hectares increased their share of the Danish agricultural area from 1985 to 2000 but decreased up to 2010 as a consequence of the economic development. In the last century a 50-100 hectare farm was viable. Today growing traditional crops on this farm size is not enough competitive to give a fair income for the farmer. The consequence is that this farm size is bought by the larger farmers which share of the numbers is increasing.

Table 5.4. Farms with dairy cattle and pigs in Denmark, 1985-2010 (Statistics Denmark).

Farms with:	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Dairy cattle, 1-49 animals, %	86	79	64	43	33	19
Dairy cattle, 50-99 animals, %	13	19	32	42	29	22
Dairy cattle, 100 + animals, %	1	2	4	15	38	59
Dairy cattle farms in total, number	31,773	21,935	15,958	10,328	6,627	4,245
Pigs, 1-499 animals, %	88	80	68	51	39	24
Pigs, 500-999 animals, %	8	12	16	18	15	11
Pigs, 1000-4999 animals, %	3	7	15	30	41	49
Pigs, 5000 + animals, %	0	0	0	1	5	16
Pig farms in total, number	44,222	29,903	21,418	13,231	9,015	5,068

Table 5.5. Farms in Denmark, 1985-2010 (Statistics Denmark).

Farm size	1985	1990	1995	2000	2005	2010
0 - 19.9 ha, %	46	42	41	39	42	45
20 - 49.9 ha, %	39	38	34	29	26	22
50 - 99.9 ha, %	12	15	18	20	17	14
100 - 199.9 ha, %	2	4	6	10	11	12
200 - 299.9 ha, %	0	0	1	2	2	4
300 ha and more, %	0	0	0	1	1	3
Farms in total, number	92,354	79,338	68,771	54,541	51,676	42,099
Average farm size, ha	29	34	39	48	51	61

5.2 Current ammonia regulations

In Denmark there is a strict environmental regulation with animal manure to avoid eutrophication of the nature and unwanted effects. Denmark has therefore a normative nitrogen system (Poulsen et al., 2001; Poulsen, 2011) with annually updated nitrogen excretion rates for all animal types based on the latest knowledge on feeding plans and animal productivity. Furthermore the NH_3 emission is estimated for each housing and storage type.

If a farm wants to enlarge or change its animal production it shall go through an approval. An approval will be granted for 8 years. If a farm is rebuild or wants to enlarge a part of the farm the farm has to meet with demands to reduce the NH_3 from the rebuild or the enlarged part of the farm. The reduction demand will be 30% less NH_3 emission than from the updated average productivity (the normative nitrogen system) combined with BAT housing type (Best Available Technique) (BAT, 2012). To get the approval the farmer can chose among different methods after own choice where improved feeding technique with lower nitrogen excretion rates or implementation of NH_3 reducing technologies such as air cleaning, acidification, covering of storages, biogas plants etc. are important methods. All initiatives shall be well documented and will be checked by the authorities.

In Table 5.5 it was shown that Danish agriculture is very dynamic with high turn-over rates of the farms. Our experiences are that currently app. 90% of the pigs moved to other buildings within a 10-year period and for dairy cattle the turn-over time is approximately 20 years. It can therefore be foreseen that the Danish projected NH_3 reduction will be reduced with 15-25% in 2020 without any new regulations and with the current production level. However, the high environmental demands may also be too costly compared to other European countries and they have the consequence of flagging out part of the Danish production to countries with less environmental demands.

The development in Denmark is forced by regulations and only to a very little extend with subsidiaries. The rules are enforced under the European Unions Cross Compliance in the agricultural sector. It means that if the farmers violate the rules they will not get their subsidiary payment scheme. As a consequence there are very few cases where the farmers are not obeying the rules.

5.3 The Gothenburg Protocol

Denmark has reached its 2010 target on NH_3 emission under the Gothenburg Protocol despite there has been an increase in the pig production and an unaltered N excretion from cattle. The target has been reached due highly skilled farmers, a highly motivated and independent advisory service bringing new science and research results very fast into practice combined with tuff environmental regulations on animal housing of animals, storage and application of animal manure in combination with high demands of utilisation of nitrogen in the animal manure in the field.

5.4 References

BAT 1, Acidification in pig housings. Available at (In Danish):

<http://mst.dk/media/mst/66973/SI-St-01%20forsuring%20slagtesvin%20BAT%20blad%20-%20endelig.pdf>

BAT 2, Acidification in cattle housings. Available at (In Danish):

<http://mst.dk/media/mst/Attachments/MaSt01forsuringkvgBATbladudenkor.pdf>

BAT (2012). Available at: <http://eng.mst.dk/topics/agriculture/>

BioCover: <http://www.biocover.dk/>

Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J.E., Hansen, M.N., & Sommer, S.G. (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, 28, 148-154. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1161030107000846>.

Poulsen, H.D. (2011). Normative figures 2000-2011. DCA - Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University. Available at: <http://anis.au.dk/forskning/sektioner/husdyrernaering-og-miljoe/normtal/>

Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B., & Sommer, S.G. (2001). Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport nr. 36 – husdyrbrug. The Danish Institute of Agricultural Sciences. (In Danish).

Statistics Denmark: www.dst.dk

6 Ammonia emissions in Germany

Sebastian Wulf¹, Helmut Döhler¹, Claus Rösemann²

¹Association for Technology and Structures in Agriculture (KTBL), Bartningstr. 49, Darmstadt, Germany

²Thünen-Institute of Climate-Smart Agriculture (TI-AK), Braunschweig, Germany
email: s.wulf@ktbl.de

Abstract

Agriculture, especially the rearing of cattle and pigs, is the main source of ammonia emissions in Germany. Emissions were reduced in the last 20 years by 20% with emission decrease being associated with a decrease in cattle numbers. Numbers of pig and poultry only decreased in the early 1990s due to the closure of big farms in eastern Germany after reunification, but increased since then.

Emissions were reduced predominantly in storage and application of manure. Emissions from housing stayed at the same level due to a shift in housing systems to those preferred for animal welfare reasons, especially for cattle, but having higher NH₃-emission factors. Higher productivity reduced yield based emissions, but N-excretion and therefore potential emissions per animal increased.

For the reduction of emissions from spreading slurry on bare soil or on stubbles, incorporation within 4 hours is compulsory in Germany. Nevertheless application of manures still bears a high emission reduction potential which needs to be utilized in order to comply with emission reduction commitments in the future. This especially applies to the spreading of slurries to grassland, where about 25% of all slurries are applied without low emission techniques. But also the immediate incorporation of poultry manure might contribute to a further reduction in emissions. Barriers for the implementation of some low emission techniques need to be reduced by agricultural extension, research and incentives.

6.1 General country information

In Germany 95% of ammonia emissions originate from agricultural activities. The main sources of ammonia are animal husbandry (pig and cattle) and to a smaller share mineral fertilizer application. Within the frame of the Gothenburg Protocol and the EU National Emission Ceiling (NEC) directive, Germany has to reduce national emissions from 692 kt NH₃/a in 1990 to less than 550 kt/a in 2010. This emission ceiling has just been met in 2010 (Figure 6.1).

From 1990 to 2010 emissions from pig and cattle decreased by 27 and 28% respectively, while emissions from poultry increased by 10%. This trend in emissions follows the trend in number of animals of the respective categories (Figure 6.2). The number of both decreased by approximately 20% in the early 1990s due to the closure of big farms in the former German Democratic Republic after reunification. While the number of cattle decreased further until 2010, the number of pigs and especially of poultry increased significantly.

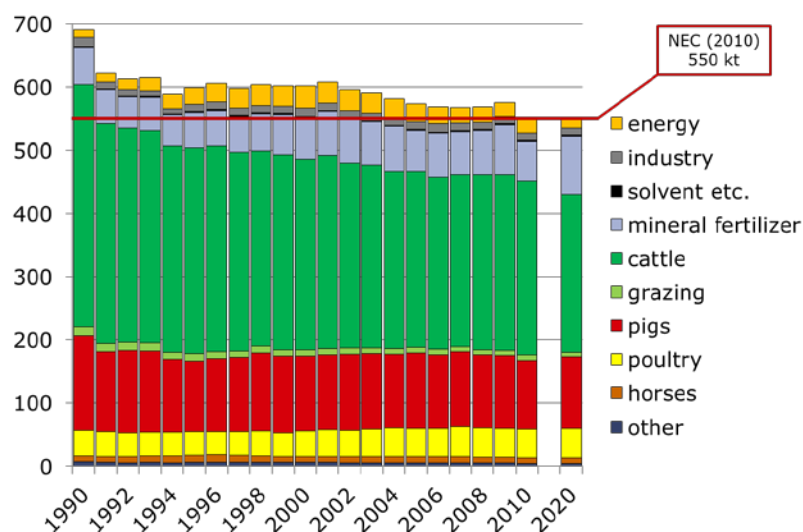


Figure 6.1. Trend of ammonia emissions in Germany from 1990 to 2010 and projection for 2020. Data sources: energy, industry and solvents: Umweltbundesamt (2012), agricultural emissions: Haenel et al. (2012).

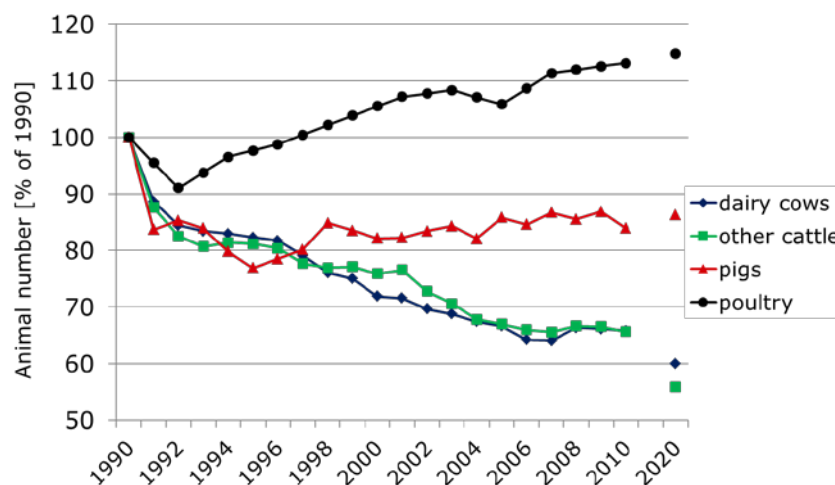


Figure 6.2. Trend of animal numbers in Germany from 1990 to 2010 and projection for 2020. Data source: Haenel et al. (2012).

The emission reduction compared to 1990 in the cattle and pig categories does however not exactly correspond to the reduction in animal numbers. For cattle the animal numbers were reduced by 35% whereas the emission reduction is only 28%. On the other hand the number of pigs was reduced by only 16%, but emissions decreased by 27%. Therefore the categories dairy cattle and pigs will be discussed in more detail.

Dairy cows

Ammonia emissions from dairy cattle were reduced by 28% from 396 kt/a in 1990 to 283 kt/a in 2010 (Figure 6.1). Although animal numbers decreased significantly by 35% (Figure 6.2), emission reduction from animal housing was negligible (Table 6.1A). One reason is a shift in housing systems from tied systems to slurry based loose housing systems (Table 6.1B). The latter were increasingly preferable for animal welfare and management reasons, although the emission factors are almost three times higher compared to tied systems.

Another reason for less decrease in emissions compared to animal numbers is the increase in milk yield per cow. Higher production intensity is involved with higher energy demand and higher N-excretion per animal.

The main emission reduction in dairy cattle husbandry could be achieved in application and storage of manure with 38% and 22% respectively.

Table 6.1. Ammonia emissions from dairy cattle from the different compartments of management (A) and share of housing systems (B). Data for 1990, 1999 and 2010. Data source: Haenel et al., 2012.

A kt NH ₃	1990	1999	2010	B %	1990	1999	2010
total	396	319	283	total	100	100	100
housing	85	79	80	tied, solid	31	13	9
storage	59	45	46	tied, slurry	37	33	18
application	240	186	150	loose, solid	2	3	9
grazing	12	9	7	loose, slurry	29	51	64

Pigs

Emissions from pigs were reduced by 27% from 149 kt/a in 1990 to 108 kt/a in 2010 (Figure 6.1) with animal numbers decreasing by 16% (Figure 6.2).

Compared to cattle, a much higher share of emissions is derived from the housing of pigs, but emission reduction compared to 1990 was disproportionately higher from application and storage of manure with reductions of more than 40% (Table 6.2). Main reason is the high share of slurry based systems (93%). Pig slurry has a high loss potential especially during storage due to higher NH₃ and especially lower dry matter content compared to cattle slurry, resulting in much less natural crusting. Therefore mitigation measures like covering stores with artificial crusts, plastic films or solid covers are much more effective.

Table 6.2. Fattening pigs: Ammonia emissions from the different compartments of management (A) and share of housing systems (B). Data for 1990, 1999 and 2010. Data source: Haenel et al., 2012.

A kt NH ₃	1990	1999	2010	B %	1990	1999	2010
total	148	120	108	total	100	100	100
housing	91	79	75	slurry, fully slatted	49	60	71
storage	24	17	14	slurry, partly slatted	40	32	22
application	33	24	19	solid manure	8	5	5
				deep litter	3	2	2

Slurry management

In Germany a total of 191 million tons of liquid manure was produced in 2010 with the major share originating from cattle (60%), and pig (20%) production (Destatis, 2011). 17% of liquid manures are residues from biogas production, other sources amount to 3%.

Approximately a third of the liquid manure is spread to grassland, bare arable land and arable land with vegetation respectively (Table 6.3). On arable land about 50% of the liquid manure is spread on bare soil either broadcast or with trailing hoses with subsequent incorporation into the soil. 25% of liquid manure on arable land is either spread into vegetation by trailing hose, trailing shoe or injected into the soil. The remaining 25% is spread broadcast on vegetation. On grassland the amount being spread broadcast without any emission reduction measure is much higher (89%). Only 11% of the liquid manures spread on grassland are either applied by trailing hose, trailing shoe or injectors (Table 6.3).

Table 6.3. Amounts of slurry spread in Germany in 2010 (Data: Destatis, 2011).

1000 tons	Total	Grassland	Arable land with vegetation	bare
total	190689	64305	57961	68266
broadcast	132294	57089	33072	42020
trailhose	41696	4702	21517	15441
trailshoe	4135	1279	1490	1360
injection	12564	1235	1882	9443

According to surveys approximately 40% of cattle and pig slurry are stored in open tanks without artificial covering. For cattle slurry a high proportion of natural crusting reduces emissions efficiently. For pig slurry natural crusts increase in occurrence according to surveys, but as dry matter of pig slurry is usually low compared to cattle slurry, it remains unclear, how thick these crusts are and how effective they reduce ammonia emissions. Artificial crusts like straw or leca ball covers are still not frequently used for slurry stores in Germany. 25% of the slurry is stored with solid covers and about 30% below confinements.

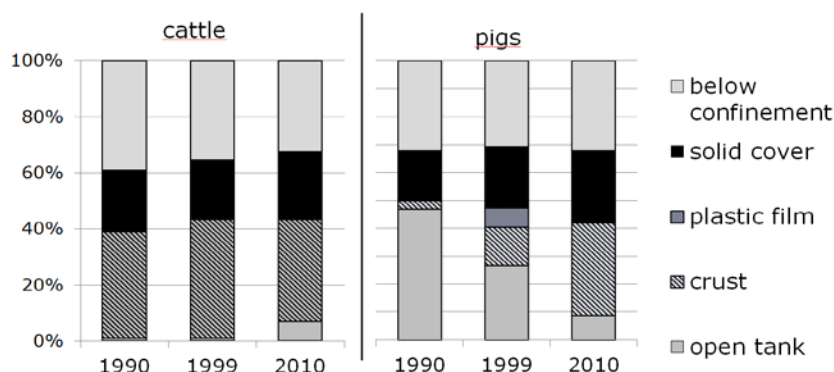


Figure 6.3. Share of storage systems applied for cattle and pig slurry. Data source: Haenel et al., 2012.

6.2 Successful activities

Milk yield based N-excretion in Germany was reduced over the past decade. The average milk yield per cow and year increased from 6100 kg in 2000 to approximately 7100 kg in 2010. Due to the increase in productivity, cattle numbers decreased contributing to a large part to the reduction in ammonia emissions between 1990 and 2010.

Also in pig production N-efficiency increased with an increasing share of multi-phase protein-adapted feeding strategies, especially on large farms subjected to the IPPC directive. For these farms also emission reduction measures with covers on slurry stores are compulsory and contributed to the reduction in ammonia emissions.

In some regions of high production intensity, especially in the north-western part of Germany, exhaust air treatment is required for new build pig housings. The aim of air treatment is often also the reduction of odor and particles with ammonia emission reduction being not the main reason for installation. Therefore not only acid scrubbers, but also trickling filters and biofilters are being used.

The regulations for nitrate vulnerable zones according to the EU - Nitrate Directive are applied to all agricultural land in Germany. Therefore since 2009 all farms principally need to have storage capacities available for at least 6 months. This is a basic requirement to enable spreading of slurries at times of low emission and matched to nutrient uptake of crops. For emission reduction during spreading of slurries, application to bare soil or on stubbles is only allowed if these are incorporated without delay.

6.3 Problems faced and to be addressed

For a number of measures already applied in German agriculture, reliable statistical data is lacking on the extent of their implementation, making it difficult to account for them in inventories. This especially applies to low protein feeding strategies, natural crusts on slurry stores and application techniques used in slurry management.

According to German national legislation, slurry spread on bare soil or stubbles needs to be incorporated without delay. The term “without delay” was translated in the guidelines of the federal states very differently ranging from “directly” to “latest the following morning”. Therefore from summer 2011 onwards the national regulation was clarified, stating that slurry needs to be applied and incorporated in one single operation or latest within 4 hours if slurry is applied and incorporated in separate operations.

Concerning the reliable compliance with the existing or future obligations to the Gothenburg Protocol, Germany faces a number of challenges:

- Pig and poultry production is expected to increase further in the next years, increasing the potential for ammonia emissions even with more emission reduction measures being implied.
- The use of urea fertilizers in Germany strongly depends on the market price of different types of mineral N-fertilizers. This causes strong year to year variation in the use of urea and the resulting ammonia emissions from mineral fertilizers, as urea has a much higher ammonia emission factor than CAN. With overall ammonia emissions being near the target value, the market trend of urea hinders a reliable prediction of compliance with this target.
- Ammonia emissions from the fermentation residues of biogas production are not included in the national commitments for emission reduction, because in 1990 biogas production from energy crops was negligible. In the last two decades the relevance of energy crops increased strongly. Without taking emissions from storage into account and assuming incorporation within 4 hours after application, additional ammonia emissions from biogas residues are approximately 3 kt per year.
- 30% of the slurry produced in Germany is applied to grassland without emission reduction techniques. Trailing shoe application and injection into grassland are of little relevance only. In some cases the degree of slope of the land hinders low emission techniques, but also reservations concerning sward damages through injection techniques are widely spread. From a scientific point of view it is still unclear to what extent nitrous oxide emissions are increased after injection of slurry, thus increasing greenhouse gas emissions and being an undesirable side effect of ammonia emission reduction.

In order to comply with emission reduction commitments in the future, additional efforts in Germany will need to include the promotion of:

- Covering of stores for pig slurry: although a considerable amount of natural crusts on pig slurry are reported from recent surveys, these crusts are expected to be not thick and stable enough to reliably reduce ammonia emissions. Artificial crusts or solid covers are necessary to reduce the high loss potential of ammonia from pig slurry stores.
- Immediate incorporation of poultry manure on arable land: due to its high reactive N content, poultry manure has a high loss potential for ammonia. Immediate incorporation will reduce emissions substantially.
- Low emission application of slurry and digestates (biogas residues) to growing crops and grassland: barriers for the implementation of low emission techniques need to be reduced by agricultural extension, research and incentives. Knowledge gaps concerning site specific applicability of these techniques need to be closed and wherever possible technical solutions for inclined or stony soils need to be found.
- Protein-adapted feeding strategies: in pig and poultry rearing, protein-adapted feeding strategies are already frequent, although the extent of their application is unclear. For dairy cows the urea content of milk can be monitored and used as a parameter to optimize feeding strategies. As a balanced protein-intake is a prerequisite for decreasing N excretion, this is the most relevant parameter to reduce overall N-emissions from both housing and manure management. Main obstacle to account for protein-adapted feeding in emission inventories is the limited possibility to control and monitor its implementation.

6.4 References

Destatis (2011). Wirtschaftsdünger organischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

Haenel H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Poddey, E., Freibauer, A., Döhler, H., Eurich-Menden, B., Wulf, S., Dieterle, M., Osterburg, B. (2012). Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2012 – Report on methods and data, Submission 2012. Landbauforschung Sonderheft 356.

Umweltbundesamt (2012). Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990 – klassische Luftschadstoffe.

<http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm#AktuelleBerichterstattungen> (download 1.11.2012).

7 Ammonia emissions in Ireland

Jerome Mounsey¹, Bernard Hyde², Stan Lalor³ & Gary Lanigan³

¹Department of Agriculture, Food and the Marine, Grattan Business Centre, Portlaoise, Co. Laois, Ireland

²Environment Protection Agency, The Glen, Glen Road, Monaghan Town, Co. Monaghan, Ireland

³Crops Environment and Land Use Programme, Teagasc, Johnstown Castle, Wexford, Ireland

email: Jerome.Mounsey@agriculture.gov.ie

at present: jerome.mounsey@ec.europa.eu

Abstract

The agricultural sector accounted for 98.5% of NH₃ emissions in Ireland in 2010. Agriculture plays a vital role in the Irish economy, accounting for 7% of Gross Value Added (GVA), 7.7% of employment and 10.5% of exports in 2011. Grassland farming and in particular cattle rearing and dairying accounts for approx 70% of farming activity. This paper describes the farming systems in Ireland, the sources of national ammonia emissions, trends in emissions, current mitigation measures, possible future mitigation measures and the challenges to be addressed in connection with Irelands future obligations under the Gothenburg Protocol. Ireland has already reduced ammonia emissions in the last 20 years, through more efficient use of nitrogen fertiliser and animal manure while broadly maintaining output levels. The current Gothenburg baseline to 2020 assumes most of the available mitigation options are in place. Although there remains some mitigation potential, it is relatively small and there is a need to develop measures for cattle housing which accounts for a large part of the emissions in Irelands grassland based livestock production systems. In addition Food Harvest 2020, the Irish agriculture development plan, anticipates an increase in dairy cows numbers in the coming decade, in response to relaxation of EU milk quotas, which will make reducing Ireland ammonia emissions even more challenging.

7.1 General country information

Introduction

Ireland is a Party of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP), under which certain transboundary air pollutants (including ammonia) are controlled (UNECE, 1999). As a member of the European Union (EU), Ireland is also subject to the National Emissions Ceilings (NEC) Directive (Anon, 2001), which implements the Gothenburg Protocol targets for EU member states. In Ireland the Department of the Environment is the lead agency responsible for transboundary air pollutants. The Environment Protection Agency (EPA), Teagasc, Department of Agriculture, Food and the Marine (DAFM) and other state bodies provide data and technical knowledge on policy options related to ammonia emissions.

Ireland's national emission ceiling for NH₃ under the NEC Directive is 116 kilotonnes (kt) to be achieved by 2010 (EPA, 2012a). The agriculture sector accounts for 98.5% of ammonia NH₃ emissions in Ireland with road transport and residential coal use responsible for the remainder (EPA, 2012a). The NH₃ emissions trend is largely determined by the cattle population and shows a steady increase up to almost 120.7 kt in 1998 (see Figure 7.1) when total cattle

numbers reached 7,592,000 and N fertiliser usage was 432,000 ton. There was some decline in the populations of cattle and sheep after 1998, as well as a decrease in fertiliser use, which contributes to a downturn in NH_3 emissions in the period 2000 to 2010, where cattle numbers and N fertiliser usage had fallen to 6,508,000 and 362,394 ton respectively. The current ammonia emissions in 2010 are 106.2 kt.

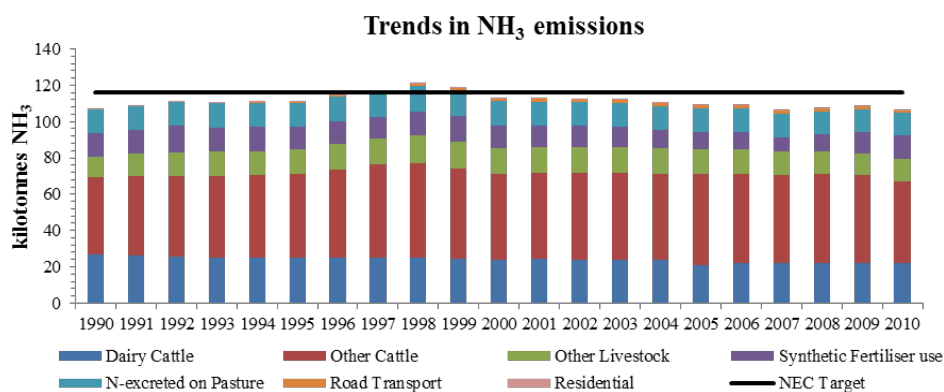


Figure 7.1. Irelands ammonia emission trends 1990-2010 (EPA, 2012a).

Description of Ireland's agricultural systems

Grassland-based agricultural production is the most important component of livestock production systems in Ireland because of the competitive economic advantage of grazed grass within such a system (Dillon et al., 1995). Thus pasture-based dairy and beef livestock systems dominate agricultural activity, with approx 80% of the utilisable agricultural land composed of permanent grassland and meadow (DAFM, 2012).

In Ireland, extensive grass-based milk production systems generally rely on inputs of nitrogen (N) in the form of chemical fertilizer to produce sufficient herbage to sustain milk output per hectare at economically viable levels. Cattle including dairy cows are generally outdoors for the two thirds of the year (day & night) with the remaining time spent indoors over the winter period. Cattle are normally housed for a winter period, typically between 3 and 5 months in duration as shown in Table 7.1, during which grass conserved as silage usually dominates the diet. Therefore the majority of manure produced by livestock is deposited directly to soil by grazing livestock.

Table 7.1. Animal housing and grazing days (Hyde, 2012).

	days housed	days grazing
Dairy cows	117	248
Suckler (beef) cows	141	224
Cattle 1-2 yrs	158	207

Agricultural ammonia emissions by sector and activity

Irish agricultural NH_3 emissions are provided at sub-sectoral level in Table 7.2. Cattle (Dairy and beef) systems directly contribute almost 75%, with pig and poultry contributing approximately 9.6% of agricultural ammonia emissions.

In total over 87.7% of ammonia emissions in agriculture is from animal manures, with the remaining emission due to chemical N fertilisers. Cattle farms

Table 7.2. Breakdown of agricultural ammonia emissions by farming sector and activity stage in 2010 (Hyde, 2012).

Sector	% of Agric. emissions	Activity	% of Agric. emissions
Cattle	74.0%	Animal Housing	32.0%
Pigs	7.5%	Manure storage	14.7%
Sheep & goats	2.3%	Manure	23.4%
		Landspreading	
Poultry	2.1%	Yard emission	5.9%
Horses & mules	1.78%	Manure deposited at pasture	11.7%
Fertilizer application	12.3%	Fertiliser Nitrogen	12.3%
Total	100%	Total	100%

as the biggest user of nitrogen fertilizer are therefore also responsible for the majority of fertiliser N emissions. Urea accounted for approximately 17% of all synthetic Nitrogen (N) fertilisers sales in 2010 (DAFM, Internal data) and is responsible for the majority of fertiliser N losses as ammonia. The breakdown of agricultural ammonia emissions by activity is outlined in Table 7.2.

Manure management

In Ireland, approximately 80% of the manure produced by cattle during the winter period is managed as slurry with the remaining 20% as farmyard manure (Hyde and Carton, 2005).

Where slurry is stored outside the farm buildings it is routine practice to allow a crust to form on manure stores. The formation of a natural crust on slurry stores reduces NH_3 emissions from manure storage, by approximately 50% compared with uncrusted stores (Misselbrook et al., 2005).

The volatilization of (NH_3) following land application of cattle slurry accounts for 23.4% of the (NH_3) emissions from Irish agriculture (Table 7.2). As technologies and approaches to reduce emissions from spreading have advanced more than technologies for cattle housing and storage, the management of slurry application is one of the most effective ways of reducing (NH_3) emissions from Irish agriculture (Lalor and Lanigan, 2010).

Cattle slurry is stored during designated periods and about 52% is spread in the spring to maximise nitrogen efficiency (Teagasc, 2011). This has increased from 35% in 2003 (Hyde et al., 2006). Most slurry is applied using the low trajectory splashplate (broadcast) method. A small percentage is applied using trailing shoe or band spreading application methods as a result of a support scheme introduced for these technologies in 2007 (Teagasc, 2011). Farmyard manure is stored either in designated areas or as deep litter under the animals, and then applied on the land. Land application of farmyard manure normally takes place in the autumn to reduce grass contamination (Teagasc, 2011).

Ammonia emissions associated with grazing are considerably lower than emissions associated with cattle housing, manure storage and application (Webb et al., 2005; Hyde et al., 2003). Hence, the current Irish practice of maximising the time livestock spend grazing outdoors, contributes to lowering ammonia emissions from agriculture compared to all year round housing of livestock as practiced in some other European countries.

7.2 Successful activities to reduce agricultural ammonia emissions

In 1994, the Irish Rural Environment Protection Scheme (REPS) was introduced. Farms involved in the scheme are subject to stringent nutrient management requirements and participation in the scheme by farmers increased steadily to approximately 45% of all farms in 2006. This scheme has been partly responsible for the decrease in national fertilizer N usage as fertilizer N usage. Hynes et al (2008) found that N fertilizer use was lower on REPS than on non-REPS farms by an estimated 19% in 2005. In addition to the REPS, European Union (EU) policy such as the Nitrates Directive (91/676/EEC) which includes the Good Agricultural Practices (SI 610 2010), as well as increases in the cost of N fertilizer, have increased the focus on N use efficiency.

In addition through the knowledge transfer section of Teagasc improved slurry management, N fertilizer application strategies and incorporation of clover in grass swards to reduce N fertilizer inputs and/or to improve farm N efficiency are measures that are being actively promoted at farm level. The impact of this improved N efficiency has been an overall reduction in fertilizer N usage on Irish farms, with average N usage on grassland declining by 30% between 2003 and 2008 (Lalor et al., 2010), thus reducing ammonia emissions associated with N fertilizer.

7.3 Current challenges to ammonia mitigation

Animal Housing

There has been a large investment in livestock housing and manure storage in the last decade in conjunction with the introduction of the Nitrates Directive (91/676/EEC), supported by €1.2 Billion of national funding. This suggests that it is unlikely that there will be large investments in new animal housing over the coming years. Given the dominance of emissions from cattle housing in Ireland it seems that systems to reduce emissions from this source could have a significant impact.

There are no mitigation measures in place for emissions from existing cattle housing. The draft ammonia Guidance document (UNECE, 2011) shows the "grooved floor" system as the only category one measure relevant for cattle housing in Ireland. This measure needs to be tested in Irish conditions. Even assuming that this measure meets economic feasibility and satisfies animal welfare requirements criteria, its implementation and contribution to reducing emissions is dependent on the rate of investment in new constructions.

Fertiliser Nitrogen

Urea fertiliser accounts for approximately 75% of fertiliser ammonia emissions. The current emission factor (EF) for urea fertilizer is approximately 13% based on UK research (Misselbrook et al., 2010). Urea is used in the spring in Ireland when both soil and meteorological conditions are not conducive to large emissions of NH_3 . A detailed research programme is required to confirm whether an emission factor of 13% is appropriate under Irish conditions.

Dietary management

As the diet of cattle and sheep in Ireland is based on grazed grass and grass silage, it is difficult to manipulate protein levels in the diet. Pig and poultry production however, is mainly confined to large specialist pig and poultry farms with a high degree of attention to detail and ration formulation, including optimising protein levels at different stages of production. While there is no detailed characterization of concentrate feed used for pig and poultry feed

in Ireland available, a survey by DAFM (Table 7.3) broadly confirms that ration formulation is in line with recommendations. It is therefore considered that there is little scope to further reduce the overall protein content of diets.

Table 7.3. Protein levels in Irish cattle, poultry & pig feed (DAFM survey 2009).

	Average Crude Protein content (as is %)
Calf starter	15.3
Calf grower	16.8
Beef weanling	15.0
Beef grower	14.5
Beef finisher/fattening	14.5
Dairy (lactating)	15.9
Bull grower	16.2
Bull finisher/fattening	15.3
Poultry (broiler starter)	21.2
Poultry (broiler grower)	19.3
Poultry (broiler finisher)	17.7
Pig (dry sow)	15.1
Pig (lactating sow)	16.9
Pig (piglet grower)	19.3
Pig (Pig finisher)	17.3

Manure management

There are few additional emission abatement technologies available for emissions from grazing, storage or yard emissions. Thus, in reality, emission abatement methods are available only for the proportion of emissions from land spreading. Indeed, even if abatement during storage were effective, without adequate options for also reducing ammonia at landspreading, any gains achieved during storage would be lost.

It is estimated that the quantity of slurry applied in spring can be increased to a maximum of 67% (Dowling et al., 2008; Teagasc, 2012), however this is weather dependent. Application in spring beyond this level is restricted by soil conditions (Teagasc modelling exercise), although soil conditions may be improved by improving drainage in some cases.

Increasing the proportion of slurry spread using low emission technologies also provides scope for reduction in emissions. Studies have indicated that switching from splashplate to trailing shoe application leads to a 30% reduction in ammonia emissions (Dowling et al., 2008; Bourdin et al., 2010). While there are financial benefits to the farmer from spring application, the costs of low emission technologies outweigh the financial benefits at farm level (see Table 7.4) so these technologies have not been widely adopted in Ireland to date.

Table 7.4. Additional units cost (Cu) and cost per kg NH₃ abated (CNH₃) with trailing hose, trailing shoe, and shallow injection compared with the reference application method of splashplate (Lalor, 2012).

Application Method	Cu (€ m ⁻³)	CNH ₃ (€ kg ⁻¹ NH ₃ abated)
trailing hose	€ 0.59	€ 2.00
trailing shoe	€ 1.23	€ 3.55
shallow injection	€ 1.91	€ 2.76

*Note that these are net costs, after including the benefits of N fertilizer savings.

To encourage the use of these technologies, the Irish government provided grant aid through the Farm Waste Management scheme (DAF, 2006) for the purchase of trailing shoe and band spreading slurry systems. Despite this grant aid take up was low: only a small number of these systems were purchased under the scheme. One of the restrictions to the use of such systems is the increased capital and operating cost of the trailing shoe/band spreaders (Lalor, 2012) and also the fact that contractors (who apply an estimated 50% of slurry) were not eligible for grant aid under this scheme.

7.4 Future challenges in complying with the Gothenburg Protocol

Ireland's revised Gothenburg Protocol target is 108.6 kt of ammonia to be achieved by 2020 (EPA, 2012b). The structure of the Irish cattle herd is projected to change post milk quota abolition with an increase in dairy cow numbers of 25% (DAFF, 2010). This will lead to increased agricultural emissions and will present a challenge to meeting Ireland's ammonia target under the revised Gothenburg Protocol (EPA, 2012b).

In Ireland, much of the mitigation capacity is already in place, through spring time spreading of manure, grazing of pastures and the formation of crusts in slurry stores. This is reflected in national emission projections which assume that current good practices will continue.

Research and practical measures to mitigate ammonia emissions

Research is currently underway to contribute to the development of MRV (measuring, reporting and verification) of absolute and mitigation potential of ammonia emissions from agriculture. This research includes data generation for the refinement of Irish specific emissions factors and development of strategies to reduce ammonia losses that can be proven to be effective under Irish conditions. Research is also being conducted on the combined agronomic and ammonia and GHG abatement potential of technologies, such as application timing and inhibitors that can be used in conjunction with both urea and CAN fertilizers.

There is research to show that use of urea will reduce nitrous oxide emissions (Burton et al., 2008; Venterea et al., 2010). Therefore urea fertiliser has been suggested as a possible greenhouse gas mitigation measure. Such a measure while possibly beneficial for reducing GHG emissions could have a negative impact on Irish ammonia emissions. Research to investigate the combined effects of fertilizer N formulation on the agronomy, ammonia and GHG emissions is currently underway at Teagasc to address this issue.

In addition, work is taking place on emission projections and policy options to reduce ammonia emissions. Several current Framework 7 (AnimalChange) and Interreg IV (BATFarm) projects are investigating the refinement of these models for use across a variety of farm systems in different European countries including Ireland.

Practical measures to reduce ammonia emissions from Irish agriculture include slurry application timing, application method and manure management in both housing and storage. Increased use of trailing shoe or band spreading also offers potential to reduce emissions, and has been shown to be beneficial to farmers in terms of offsetting N fertilizer costs (Lalor et al., 2011). However, the benefit is currently insufficient to allow full recovery of costs incurred with this technology (Lalor, 2012). Therefore an appreciable uptake in low emission application methods will need to be incentivised to encourage further uptake.

Manure management also offer some potential for abatement, although given the high level of investment in the period 2007-2009, further development of new housing facilities to which technologies could be applied would restrict the extent to which such a measure would benefit overall national emissions.

7.5

References

Anon. (2001). Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Brussels, Belgium, European Commission.

Bourdin, F., Sakrabani, R., Kibblewhite, M., and Lanigan, G.J. (2010). Field assessment of the balance between greenhouse gases and ammonia emissions after cattle slurry application. In: Cordovil, C.S.C. and Ferreira, L. (eds.). 14th International RAMIRAN Conference. Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management. 13-15 Sep 2010, 168-171. Lisboa, Portugal, ISA Press.

Burton, D.L., Li, X. and Grant, C.A. (2008). Influence of fertilizer nitrogen source and management practice on N₂O emissions from two black Chernozemic soils. Canadian Journal of Soil Science 88, 219-227.

Department of Agriculture and Food (2006). Scheme of Investment for Farm Waste Management. Department of Agriculture and Food. 23rd March 2006. <https://www.agriculture.gov.ie/press/pressreleases/2006/march/title.13147.en.html>

Department of Agriculture, Food and the Marine (2009). Analysis of a sample of cattle feeds in Ireland in 2009. Internal Document.

Department of Agriculture, Food and Forestry (2010). Food Harvest 2020: A Vision for Agri-Food and Fisheries. Department of Agriculture, Food and Forestry. <https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/agri-foodindustry/foodharvest2020/2020FoodHarvestEng240810.pdf>

Department of Agriculture, Food and the Marine (2012). Fact sheet on Irish Agriculture, April 2012. <http://www.agriculture.gov.ie/media/migration/publications/2012/FactsheetonIrishAgricultureApr12.pdf>

Dillon, P., Crosse, S., Stakelum, G. and Flynn, F. (1995). The effect of calving date and stocking rate on the performance of spring calving dairy cows. Grass Forage Sci. 50, 286–299.

Dowling, C., Curran, T. and Lanigan, G.J. (2008). The effect of application technique and climate conditions on ammonia emissions from cattle slurry. In: 13th Int. RAMIRAN Conf, Albena, 01 Sep 2008, pp 363-366.

Environment Protection Agency (2012a). Ireland's Transboundary Gas Emissions in 2010. <http://www.epa.ie/downloads/pubs/air/airemissions/name.31872.en.html>

Environment Protection Agency (2012b). Consultation on Environmental Analysis of Food Harvest 2020: Response of the Environmental Protection Agency. 6th July 2012.

European Council (1991). Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Off. J. L 375(31/12/1991):1–8.

Hyde, B., Carton, O.T., O'Toole, P. & Misselbrook, T.H. (2003). A new inventory of ammonia emissions from Irish agriculture. *Atmospheric Environment* 37, 55–62.

Hyde, B. and Carton, O.T. (2005). Manure management facilities on farms and their relevance to efficient nutrient use. In: Anon. (ed.) *Proceedings of Fertiliser Association of Ireland, Winter Scientific Meeting*. UCD, Dublin, pp 27–43. Dublin, Ireland: Fertilizer Association of Ireland.

Hyde, B., Carton, O.T. and Murphy, W.E. (2006). *Farm facilities survey: Ireland 2003*. Teagasc, Johnstown Castle, Wexford, Ireland.

Hyde, B. (2012). Environment Protection Agency, Ireland. Personnel communication.

Hynes, S., Donoghue, C., Murphy, E. and Kinsella, A. (2008). Are far off hills really greener? The Impact of REPS on Farmer Behaviour. Working paper, Rural Economy and development Program Environment, Teagasc.
<http://www.agresearch.teagasc.ie/lerc/downloads/workingpapers/08wpre12.pdf>

Lalor, S.T.J., Coulter, B.S., Quinlan, G. and Connolly, L. (2010). A survey of fertilizer use in Ireland from 2004-2008 for grassland and arable crops. Johnstown Castle, Wexford.

Lalor, S.T.J. and Lanigan, G.J. (2010). The potential of application timing management to reduce ammonia emissions following cattle slurry application. In: Cordovil, C.S.C. and Ferreira, L. (eds.) *14th International RAMIRAN Conference. Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management*. 13-15 Sep 2010, pp 168-171. Lisboa, Portugal: ISA Press.

Lalor, S.T.J., Schröder, J.J., Lantinga, E.A., Oenema, O., Kirwan, L. and Schulte, R.P.O. (2011). Nitrogen fertilizer replacement value of cattle slurry in grassland as affected by method and timing of application. *Journal of Environment Quality*, 40, 362-373.

Lalor, S. (2012). Costs of adoption of low ammonia emission slurry application methods on grassland in Ireland. In: Reis, S., Sutton, M.A. and Howard, C. (Eds.) *Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits*. Springer Publishers (in preparation).

Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A. et al. (2005). Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality*, 34, 411-419.

Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Gilhespy, S.L., Chambers, B.J., Smith, K.A., Williams, J. and Dragosits, U. (2010). Inventory of ammonia emissions from UK agriculture 2009. North Wyke Research, 34 pp. (Unpublished).

Teagasc (2011). National Farm Survey of Manure Application and Storage Practices on Irish Farms 2010. June 2011.

<http://www.teagasc.ie/agcatchments/publications/2011/NFS.pdf>

Teagasc (2012). A Marginal Abatement Cost Curve for Irish Agriculture. Teagasc submission to the National Climate Policy Development Consultation. 30 April 2012.

http://www.teagasc.ie/publications/2012/1186/1186_Marginal_Abatement_Cost_Curve_for_Irish_Agriculture.pdf

UNECE (1999). Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Geneva, Switzerland: United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).

UNECE (2011). Draft Guidance Document For Preventing and Abating Ammonia Emissions From Agricultural Sources. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Strategies and Review. 49th session, Informal document No. 21.

http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/N_6_21_Amonia_Guidance_Document_Version_20_August_2011.pdf

Venterea, R.T., Dolan, M.S. and Oshner, T.E. (2010). Urea decreases nitrous oxide emissions compared with anhydrous ammonia in a Minnesota corn cropping system. Soil Science Society of America Journal 74, 407–418.

Webb, J., Anthony, S.G., Brown, L., Lyons-Visser, H., Ross, C., Cottrill, B., Johnson, P., Scholefield, D. (2005). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. Agriculture, Ecosystems & Environment 105, 307-321.

8 Ammonia emissions in Italy

Laura Valli¹, Rocío Dánica Córdor², Giuseppe Bonazzi¹

¹C.R.P.A., Reggio Emilia, Italy, ²ISPRA, Rome, Italy

email: l.valli@crpa.it

Abstract

Italian agriculture is characterized by an intensive pig and poultry production and less intensive cattle production, concentrated in North of the country (Po river basin). The ammonia (NH₃) emissions are mainly due to the cattle production (53% of total agriculture) and nitrogen fertilizer application (16%). The trend of NH₃ emissions from 1990 to 2009 shows a decrease (-19%), mostly due to reduction in the number of cattle, use of N-synthetic fertilisers and in the cultivated agricultural surface, but also to the introduction of emission reducing techniques, thanks to the implementation of the EU IPPC Directive and of the EU Nitrate Directive.

Further reductions are expected from a larger spread of low-N feeding techniques, low emission techniques in manure application and in a reduction of mineral fertilizers use, due to a balanced nitrogen fertilization and an increase in the N-efficiency of the livestock manure.

8.1 General country information

According to the 6th General Census of Agriculture performed in 2010 (provisional data available on July 2011 and final data on April 2012), in Italy, there are 1.6 millions of agricultural holdings (of which 210,000 with livestock) with a Utilized Agricultural Area (UAA) of 12.9 million hectares, 2.3% less than 2000 (5th Agricultural Census). Between 2000 and 2010, agricultural holdings have decreased by 32%. At national level, their average size varied from 5.5 hectares in 2000 to 7.9 hectares in 2010. Holdings with less than 1 hectare of UAA decrease of 50% in 2010 and represent 31% of total Italian farms. The distribution of agricultural holdings by type confirms a typical family conduction system, which characterize the Italian agriculture, with about 80% of manpower provided by the farmer's family. The average age of the farmers is decreasing while the level of education is increasing.

In the livestock sector a trend towards concentration of farms in fewer but larger holdings is prominent. In Figure 8.1 the relative changes between 2000 and 2010 in the number of heads and the number of farms for the main livestock categories are shown. The strong decrease in the number of farms does not match the change in the animal number, especially in the case of pigs and poultry, where there is an increase in the animal population.

The farms are equitably distributed among geographical areas although there are regional specializations, but the number of animals is concentrated in the North of the country (Table 8.1).

Holdings with cattle are 124,000 and, although lower than in 2000 (-27.7%), represent 59% of total farms. The number of cattle amount to 5.7 million (-6.1% compared to 2000). More than half of farms and nearly three-quarters of the cattle population are located in the regions of northern Italy. In particular, the four regions of the Po River basin (Piedmont, Lombardy, Veneto and Emilia-

Romagna) hold about 65% of cattle, 85% of pigs, 67% of poultry and 65% of rabbits. At regional level, the presence of large cattle, poultry and swine farms in the Po basin assume a particular relevance for air quality issues, especially, for the specific meteorological conditions of this area.

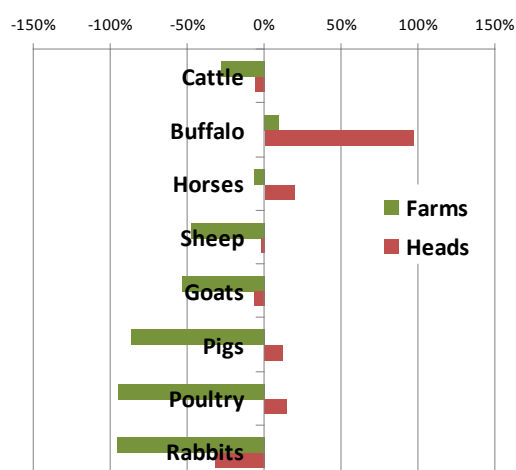


Figure 8.1. Relative changes between 2000 and 2010 in the number of heads and the number of farms.

The trend towards the intensification of the holdings can be seen especially in the pig and poultry sectors, considering that the average farm size at national level is in the class size with more than 1,000 heads (90% of Italian pigs) and with more than 50,000 heads (78% of Italian poultry). The IPPC Italian farms grow about 42% for pigs, 78% for broilers and 80% for laying hens. In the case of cattle, the most represented class size is 100-500 heads (43% of cattle), but also the class 20-50 and 50-100 heads are important (18 and 22% of heads).

Cattle and pig production of Northern Italian Regions, compared to European Countries with similar level of intensity, is characterised by absence of grazing (cattle sector) and by predominance of fattening cycle up to a slaughtering weight of 150-160 kg (pig sector).

Table 8.1. Regional distribution of the number of farms and animals (2010 Agricultural Census).

	Cattle		Sheep & goats		Pigs		Poultry		Rabbits	
	Farms	Heads	Farms	Heads	Farms	Heads	Farms	Heads	Farms	Heads
North-West	30,198	2,346,246	8,729	324,777	3,997	5,964,875	4,620	38,163,967	2,189	1,270,988
	24%	41%	12%	4%	15%	62%	19%	20%	24%	17%
North-East	32,259	1,652,307	5,984	215,065	4,113	2,476,243	5,164	101,226,790	1,643	4,305,976
	26%	29%	8%	3%	16%	26%	22%	52%	18%	58%
Centre	18,007	429,394	10,358	1,310,154	4,649	616,529	5,149	26,673,265	2,413	592,853
	14%	8%	14%	18%	18%	6%	21%	14%	26%	8%
South	26,892	662,616	25,557	1,537,648	7,761	372,181	7,687	22,978,091	2,737	934,160
	22%	12%	35%	21%	30%	4%	32%	12%	30%	13%
Islands	16,985	587,390	22,945	4,095,467	5,594	218,555	1,375	6,378,154	272	258,417
	14%	10%	31%	55%	21%	2%	6%	3%	3%	4%
Italy	124,341	5,677,953	73,573	7,483,111	26,114	9,648,383	23,995	195,420,267	9,254	7,362,394

Housing systems of cattle are different in the different production area. For instance, in the River Po basin, housing systems with bedding are well represented in dairy cattle sector with 47% of heads in Grana Padano cheese production area and 75% of heads in Parmigiano-Reggiano cheese production area. They include (Table 8.2) either tied systems, which represent still 53% of heads in the small traditional farms of the Parmigiano-Reggiano (Parmesan) cheese production, and loose systems, either as: i) deep litter only in resting area, and ii) bedding on the total area on slope and slow flow of the litter to a collection channel (Ministry of Environment, Ministry of Agriculture, 2010).

Table 8.2. Housing characteristics in the area of Grana Padano and of Parmesan cheese production (Ministry of Environment, Ministry of Agriculture, 2010).

Housing type of dairy cows	Grana Padano cheese (% of total heads)	Parmesan cheese (% of total heads)
Tied stalls with bedding	5%	58
Cubicle housing	53%	25
Loose housing on a layer of bedding	42%	17

At national level the production of solid manure and slurry and the nitrogen excretion rates were estimated with results from the Nitrogen Balance Inter-regional Project (Regione Emilia Romagna, 2004) and other national studies and assuming a distribution of housing systems in Italy (Bonazzi et al., 2005). In 2009, the assessment of the inventory gives in the case of dairy cattle 60% of total N as solid manure and 40% as slurry, and in the case of 'other cattle' 43% as solid manure and 57% as slurry. Pig farms produce only slurry and poultry farms only solid manure.

8.2 Ammonia and nitrous oxide emissions and emission trends

According to the latest National Emission Inventory (Ispra, 2011a, 2011b) in 2009, the agriculture sector has been the dominant national source for NH_3 and N_2O emissions, with respectively 370 kt NH_3/a and 62 kt $\text{N}_2\text{O}/\text{a}$, sharing 95% and 69%, of total national emissions.

For the agriculture sector, the trend from 1990 to 2009 shows a decrease (-19% for NH_3 and -18% for N_2O) mainly due to reduction in activity data, such as the number of animals, use of N-synthetic fertiliser and cultivated surface/crop production, but also to the introduction of emission reducing techniques, mostly due to the implementation of the EU IPPC Directive (Table 8.3) (Condor, 2011). This reduction has been in particular for the following categories: cattle (-30%), nitrogen fertilizers use (-24%), grazing animals (-17%) and poultry (-7%).

Table 8.3. NH_3 and N_2O emissions and trend from 1990 to 2009 for the agriculture sector (kton/a).

Emissions	1990	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
NH_3	457.5	432.5	416.7	418.6	407.6	404.6	397.8	386.6	383.9	395.0	385.8	369.6
N_2O	75.5	74.9	74.9	74.3	73.2	72.5	72.3	70.4	69.5	70.0	66.6	62.0

The main source of NH_3 emissions in agriculture is due to cattle (53%), followed by nitrogen fertilizer application (16%). Pigs and poultry have similar weight, with 13 and 11% share, respectively (Figure 8.2).

The regional distribution of the emissions reflects the intensification of the livestock production in the area of the Po river basin (Figure 8.3).

In particular, in 2005, four regions from Italy contributed with 63% of agricultural NH_3 emissions: Lombardy (25%), Veneto (15%), Emilia Romagna (13%) and Piedmont (10%).

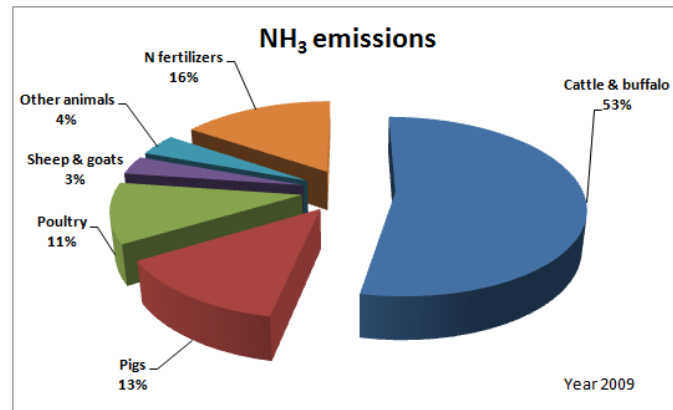


Figure 8.2 Ammonia emissions share in agriculture.

8.3 Successful activities

The control of pollution from diffuse agricultural sources in Italy takes place through legislative initiatives, such as the implementation of the IPPC and Nitrate Directives, but also advisory services and promotion of voluntary measures aimed for good farming practices supported by governmental funds, e.g. RDPs funds.

The reduction of NH_3 emissions from 1990 to 2009 (-19%) is mainly related to the reduction in the number of animals. Dairy cattle and non-dairy cattle have decreased by 29% and 17%, respectively. The main driving force has been the milk quota system of the Common Agricultural Policy. However, a gradual spread of BATs also contributed to this outcome.

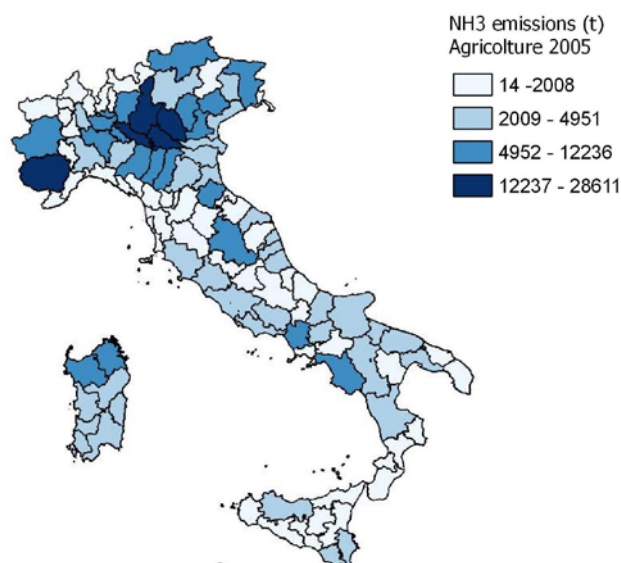


Figure 8.3. NH₃ emissions from agriculture in 2005.

There is lack of official statistical data on the diffusion of the ammonia emissions mitigation techniques. Research studies funded by ISPRA, the Ministry of Environment and ENEA have allowed to collect information on the inclusion of abatement technologies in Italy, especially those related to the swine and poultry houses, storage of manure and land spreading (Córdor et al., 2008), looking at the implementation of BATs in IPPC farms. However the national assessment is still more based on an expert judgement than on statistics. Through the 6th 2010 General Agricultural Census information such as animal grazing period, animal housing, storage systems characteristics and techniques for land application of manure/slurry have been collected.

In Table 8.4 and Table 8.5 the diffusion of the reducing techniques for pig and poultry houses, as assessed in national inventory for the year 2006, is shown. The most represented housing type in the growers/finisher sector, where 75 to 80% of live weight is kept, is with low efficiency abatement techniques, so, taking account of the live weight of the different pig categories, more than 70% of national pig live weight have introduced BATs in pig houses (54% in low and 18% in high efficiency techniques together).

For the poultry sector the available data still refers to a situation in which the hens are mostly in cages and not in alternative systems. In the IPPC farms, that host about 80% of total heads, the reducing techniques (with fast drying of the droppings) are widespread.

Storage of pig and cattle slurry is mostly made in uncovered tanks and lagoons (Table 8.6). Nevertheless, farmers are currently adapting storage capacity to the requirements of the action programmes of the Nitrate Directive, by constructing slurry tanks, covered in several cases.

In the case of laying hens the need to keep a high dry matter content of the droppings extracted from the poultry house, led to a wide use of closed sheds to store the manure before land spreading (Table 8.7).

Table 8.4. Spread of ammonia emission reducing techniques in pig houses.

Pig category	Fully slatted floor (ref.) % of heads	Low efficiency techniques	High efficiency techniques	Total	Fully slatted floor (ref.) % total live weight	Low efficiency techniques	High efficiency techniques	Total
Piglets	64%	25%	11%	100%	2.5%	1.0%	0.4%	4%
Farrowing sows	52%	39%	9%	100%	2.4%	1.8%	0.4%	5%
Gestating sows	26%	59%	15%	100%	3.2%	7.4%	1.9%	13%
Fattening pigs	26%	55%	19%	100%	20.0%	43.1%	15.1%	78%
Boars	60%	40%	0%	100%	0.4%	0.3%	0.0%	1%
Total pigs live weight					29%	54%	18%	100%

Table 8.5 Spread of ammonia emission reducing techniques in laying hen houses

Laying hens	Prolonged storage under cages (ref.)	Ventilated belts (high eff.)	Ventilated deep pit (low eff.)	Drying tunnel (high eff.)	Total
IPPC	5%	81%	11%	3%	100%
not IPPC	70%	30%	0%	0%	100%
Total	11%	76%	10%	3%	100%

Looking at the field application of slurry (Table 8.8) it turns out that the broadcast application without rapid incorporation is still prevalent (from 60% to 80% of slurry). The direct injection of the slurry is strongly limited by the characteristics of the soil (very heavy soils in the Po river basin, stony or steep slope in mountains).

In 2009, as a part of a study made by CRPA for ISPRA, an interview has been made among farmers and advisors in order to get their assessment and forecasts on the current and future spread of manure application techniques and the result was that a certain increase in the diffusion (+ 10-20%) of shallow injection, fertirrigation and bandspreading is expected. For solid manure the fast incorporation (within 12-24 hours) is already required in most of the regional Action Plans for the implementation of the Nitrate Directive (Córdor and Valli, 2011).

The main driving forces for the spreading of mitigation techniques for reducing reactive nitrogen emissions in the farms have been:

- legislation, in particular, the IPPC Directive, the Nitrate Directive and the directives on animal welfare (that, however, in some cases, lead to an increase of the emissions),
- motivation of the farmer to improve the environmental conditions of the farm (e.g. with frequent slurry removal techniques, improved ventilation, etc.), to facilitate manure management operations (e.g. with fast drying of the poultry droppings) and to maintain good neighbourly relations and reduce litigation (e.g. with fast incorporation of slurry and manure after spreading).

Table 8.6. Spread of ammonia emission reducing techniques in storage of pig slurry.

Storage of pig slurry	lagoon		covered tank		uncovered tank	
	mean	range	mean	range	mean	range
IPPC	45%	13-90%	3%	1-18%	52%	6-69%
not IPPC	35%	18-69%	5%	0-16%	60%	13-80%
Total	42%	15-80%	4%	1-10%	54%	9-74%

Table 8.7. Spread of ammonia emission reducing techniques in storage of poultry manure.

Storage of poultry manure	in-field heap	shed	concrete platform	to fertilizer plants	Total
Laying hens	0%	65%	14%	20%	100%
Broilers	58%	0%	5%	37%	100%

Table 8.8. Current spread of emission reduction techniques in field application of manure (year 2007, source ISPRA).

Landspreading techniques	emission reduction (%)	% diffusion						
		Dairy cows slurry	Dairy cows FYM	Other cattle slurry	Other cattle FYM	Pigs	Laying hens	Broiler
broadcasting (ref.)		70%	60%	70%	80%	78%	9%	71%
low efficiency techniques	20-40%	10%	30%	10%	15%	11%	37%	17%
high efficiency techniques	60-80%	20%	10%	20%	5%	11%	54%	13%

8.4 Problems faced and to be addressed

Problems and solutions

In Italy, the implementation of the IPPC and Nitrates Directive is the competence of the Regional Authorities. However, in order to establish a common ground for implementation, national guidelines for the identification of the BATs on intensive pig and poultry farms have been set by the Ministry of Environment (Ministerial Decree 29/01/07), based on the European BREF. Similarly, the Ministerial Decree of 7 April 2006 sets out provisions at national level for the Nitrate Directive, regulating management of fertilisers in nitrates vulnerable zones and manure management on the whole Italian territory, establishing minimum requirements such as on manure storage, application on slopes, closed periods for land spreading and banned strips along the water courses.

Regional action programmes concerning manure management have been established according to the Decree, with only few specific measures at regional level in order to tailor the requirements of the national framework to the very diverse climatic, land use and agronomic conditions of the Italian territory.

Future problems in connection with the country's obligations to the Gothenburg Protocol

A number of scenarios of the measures discussed in the review of the Gothenburg Protocol have been evaluated in relation to the three possible ambition levels and using an assessment tool developed in a study, funded by the Ministry of Environment, mainly based on Mitterra-Europe model, but tailored on Italian specificity and detailed on a provincial basis. The potential reduction in emissions of NH_3 are about 10%, if the less ambitious scenario is considered, 20% in the intermediate, 40% in the most ambitious. However, even the less ambitious scenario involves measures still challenging (for the livestock sector, given the current economic situation, and involving to a large extent also cattle).

The assessment allows to highlight what measures involve an increased risk of pollution swapping, i.e. the transfer of pollution from one body to another. Measures to reduce ammonia emissions, intervening only in the early stages of the emissive chain of the livestock production, would result in higher nitrogen content in livestock manure and, consequently, more nitrogen applied to the field, increasing the risk of release of nitrates.

Only measures that involve an actual reduction in total nitrogen entering the cycle, such as low-N feeding strategies or reducing the use of mineral fertilizers with an optimization in the use of livestock effluent, increasing the N-efficiency and balancing their use to the requirements of the crops, are able to produce a win-win effect of reduction of nitrogen emissions in the air and water.

Research and practical needs

The full implementation of the constraints of the Nitrate Directive, with a strict and widespread application of agricultural fertilizer plans in all the country, avoiding excess of nitrogen mineral fertilizers and increasing the manure nitrogen efficiency, by the optimization of the time of application, should lead to an effective reduction of the risk of nitrate leaching and run-off, but also of the ammonia and nitrous oxide emissions.

Dissemination and education initiatives with farmers and extension service on the benefit, both at local and at a global scale, of a balanced nitrogen fertilization and of an increase in the N efficiency at farm scale, that avoid excess of reactive nitrogen emissions, can greatly increase the awareness of the operators of the sector and their willingness to adopt mitigation measures.

8.5 References

Bonazzi, G., Crovetto, M., Della Casa, G., Schiavon, S., Sirri, F. (2005). Evaluation of nitrogen and phosphorus in livestock manure: Southern Europe (Italy). In Workshop: Nutrients in livestock manure, Bruxelles.

Cóndor, R.D., Di Cristofaro, E., De Lauretis, R. (2008). Agricoltura: inventario nazionale delle emissioni e disaggregazione provinciale. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. ISPRA Rapporto tecnico 85/2008. Roma, Italia. URL: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/agricoltura-inventario-nazionale-delle-emissioni-e>

Cóndor, R.D. (2011). Agricoltura: emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. ISPRA Rapporto tecnico 140/2011. Roma, Italia. URL: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/agricoltura-emissioni-nazionali-in-atmosfera-dal>

Cóndor, R.D., Valli, V. (2011). National ammonia emissions and emission scenarios from the agronomic land spreading and the use of nitrogen fertilizer in Italy. Edited by CRPA S.p.A. URL: http://www.crpa.it/media/documents/crpa_www/Pubblicazi/E-book/Ammoniaca2011/EmissioniAmmoniaca.pdf

ISPRA (2011a). Italian Emission Inventory 1990-2009. Informative Inventory Report 2011, ISPRA Rapporto tecnico 138/2011. Roma, Italia.

ISPRA (2011b). Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2009. National Inventory Report 2011, ISPRA Rapporto tecnico 139/2011. Roma, Italia. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/italian-greenhouse-gas-inventory-1990-2009-3>

Ministry for Environment, Land and Sea, Ministry for Agriculture, Food and Forestry Policies (2010). Request from Italy for a derogation under paragraph 2(b) of Annex III to Directive 91/676/EEC from the limit of 170 kilograms of Nitrogen per hectare per year from livestock manure, 2010.

9 Ammonia emissions in the Netherlands

K.W. Van der Hoek¹, C.M. Groenestein² and B.J. de Haan³

¹RIVM, Bilthoven, the Netherlands

²Wageningen UR Livestock Research, Wageningen, the Netherlands

³Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), Bilthoven, the Netherlands

email: klaas.van.der.hoek@rivm.nl

9.1 General country information

The Netherlands is a country lying in the fertile delta of the Rhine and Meuse rivers. Its population density is one of the highest in Europe, ranging up to 450 inhabitants per square kilometre. A well-developed agricultural sector supports the Dutch economy. Although small in absolute numbers expressed per hectare of agricultural land the animal density is high as well (Table 9.1). Due to these densities, nitrogen emission, by either nitrogen oxide or ammonia, is large and nitrogen deposition hampers the restoration of natural ecosystems.

Total ammonia emissions from animal production was estimated at 95 kt ammonia in 2010. Of this estimate 50% arises from dairy cattle and 24% from pigs. In 2010 respectively 53% and 42% of the emissions were attributed to animal housings and manure application. Ammonia emissions from industrial nitrogen fertilizer application added 10 kt ammonia, so in total agricultural production is responsible for 105 kt ammonia (Table 9.2).

Animal housing

Animal housing systems used by the main animal categories in the Netherlands during the period 1990 – 2010 are presented in Table 9.3. During the last twenty years the share of tie stalls for dairy cows has been halved, while the share of low emission cubicle houses remained marginal. During winter months dairy cows are held in large, well ventilated sheds. The floors being polluted with manure and urine, the ammonia emission is relatively large.

Low emission houses for fattening pigs and sows started after 1995 and reach now an implementation share of about 50%. Air scrubbers are placed on about 20% of all animal places for fattening pigs and sows, whereas the remaining 30% low emission animal places have adapted floors or adapted manure storages beneath the floors.

For laying hens over 18 weeks the share of cages more than halved during the last twenty years and the share of floor and aviary systems increased accordingly. The implementation share of low emission houses for laying hens is lower in comparison with pigs and broilers. Air scrubbers are sparsely used on poultry farms, only on 1 to 2% of all animal places for poultry.

Manure storage

In the Netherlands the majority of the manure produced in animal houses is in liquid form. Dairy cows and pigs produce almost 100% liquid manure and nowadays poultry produces almost 100% solid manure (Table 9.4).

Liquid manure normally is stored inside the animal house beneath the slatted floors. The in-house storage capacity is often too small to overcome the period during which manure spreading in the field is not allowed. Therefore most farms have outside manure storages. Around 1990 manure legislation has forced all outside manure storages to be covered.

Table 9.1. Nitrogen supply to agricultural land and related ammonia emissions, in kg N/ha respectively kg NH₃/ha. Source: <http://statline.cbs.nl/statweb/>

	1990	1995	2000	2005	2010
N excretion by livestock	346	340	275	239	245
- of which deposited in pasture	94	86	62	47	37
N fertilizer application	206	203	170	140	110
NH ₃ emission from agricultural sector (livestock + fertilizer application)	167	94	72	60	53

Agricultural land in the Netherlands covers 2,000,000 hectare.

Table 9.2. Dutch agricultural ammonia emissions 2010 by major livestock production sector and activity (Van Bruggen et al., 2012).

Livestock production sector	kt NH ₃	Activity	kt NH ₃
Dairy	48	Animal housing	51
Beef	7	Manure storages	3
Sheep, goats, horses and ponies	3	Manure application	40
Pigs	23	Grazing	2
Poultry	14	N Fertilizer application	10
Total	95	Total	105

Table 9.3. Share of housing systems for major animal categories in % (Van Bruggen et al., 2011; 2012).

Animal category	Housing system	1990	1995	2000	2005	2010
Dairy cows	Cubicle house	91	91	90	92	95
	Low emission	0	0	1	2	1
	Tie stall	9	9	9	6	4
Fattening pigs	Common	100	100	87	68	49
	Low emission	0	0	13	32	51
Sows incl piglets	Common	100	100	84	60	48
	Low emission	0	0	16	40	52
Layers > 18 weeks	Battery cages	92	89	77	57	41
	Floor housing: common	8	11	23	33	13
	Floor housing: low emission	0	0	0	0	6
	Aviary house: common	0	0	0	7	14
	Aviary house: low emission	0	0	0	1	21
	Other	0	0	0	3	5
Broilers	Common	100	100	100	90	63
	Low emission	0	0	0	10	37

Table 9.4. Manure in liquid form for major animal categories in % of total animals (Van Bruggen et al., 2011; 2012).

Animal category	1990	2000	2010
Dairy cows	89	96	98
Beef cattle	67	67	67
Fattening pigs	100	100	100
Sows incl piglets	100	100	95
Layers > 18 weeks	61	23	2
Broilers	0	0	0

Manure application

From the animal manure collected in the animal houses in 2010 about half of the poultry manure is either burnt or exported to Germany, Belgium and France.

The remainder is evenly distributed over grassland and arable land. Starting around 1995 low emission application techniques are obligatory in the Netherlands. In 2010 application techniques used on grassland were 56% shallow injection, 35% mixture of shallow injection, band application, narrow band application, and finally 9% surface application. On arable land the systems used were 61% injection, 35% mixture of shallow injection, band application, narrow band application, surface spreading with incorporation in 1 or 2 tracks, and finally 4% surface spreading (Van Bruggen et al., 2012).

Grazing

During the last twenty years the grazing intensity decreased in the Netherlands. On a nitrogen basis the share of nitrogen excreted in the pasture to total nitrogen excretion by all animals decreased steadily from 27% in 1990 to 15% in 2010 (Table 9.1). This decrease is partly attributable to the also decreasing nitrogen content of grass in the same period (see section 9.3).

9.2 Ammonia emissions inventory

Usually ammonia emissions are calculated by multiplying activity data with an emission factor. Activity data are the number of animals within a specific animal category, these animal numbers are drawn from the annual Agricultural Census.

The Netherlands use a mass flow model called NEMA (National Emission Model for Ammonia) to calculate the ammonia emissions by following the nitrogen flow through the entire animal production system and using specific Dutch emission factors for each activity stage like animal housing, manure application, and grazing (Velthof et al., 2012). Emission factors for all these activity stages are based on Dutch research on farm and field scale.

Recently the mass flow model was improved by updating emission factors, activity data and by using the animal's excretion of Total Ammoniacal Nitrogen (TAN) values instead of total nitrogen. A further improvement was to account in each activity stage for the loss of other nitrogen compounds like N_2 , N_2O and NO (Velthof et al., 2012). With this updated mass flow model the ammonia emissions from 1990 until 2010 were recalculated (Van Bruggen et al., 2011).

Nitrogen excretion

Nitrogen excretion and TAN contents are calculated by another mass flow model for each animal category. This model calculates the nitrogen and TAN excretion by reducing the total nitrogen intake by the animal by the nitrogen removal in meat, milk, eggs and wool given a calculated nitrogen digestibility of the feed. The total nitrogen intake by feed is based on amount of feed and their nitrogen content and the nitrogen removal is based on amount of products and their nitrogen content. Data for amounts of feed and animal products are taken from statistics, feeding tables and data for nitrogen contents are taken from literature and research (CBS, 2009; 2012).

Monitoring of implementation low emission techniques

The implementation of low emission techniques has different timetables for each low emission animal housing system and low emission manure application technique (see for example Table 9.3). Besides also information is needed on other items like share of solid and liquid manure, grazing time and so on. Information on all these activity data on implementation shares is collected by enclosing a one page survey on a dedicated topic with the annual Agricultural Census (Van Bruggen et al., 2011).

New measurement protocol for animal houses

Until recently the measurement protocol for ammonia emissions from animal houses prescribed measurements during full animal production cycles during the year in order to account for summer and winter conditions. Normally these measurements were carried out on one farm and by using the average emission of the cycles for calculating the emission factor, seasonal variations were more or less neutralized. However emission rates can show high variations in time, during the day, during seasons, and even between years. These variations are induced by external weather conditions influencing the climate inside the animal house and by farm management as feed quality and ventilation rates. The magnitude of these variations has been studied with statistical methods using time series of emissions from pigsties. The study showed significant variations in emissions, within and between pig farms (Mosquera and Ogink, 2008). There are indications that also other animal categories like poultry and dairy cattle have similar variations within and between farms.

For this reason the measurement protocol is changed. The main characteristics are:

- sampling at four farm locations;
- six sampling periods of 24 h randomly spread over the year;
- for growing animals measurements should be randomly spread within growing stages;
- less demand needed on measurement accuracy.

Summarizing, to establish the yearly NH₃ emission of a housing system, the multi-site protocol represents a shift from frequent long term measurements on one site to less frequent sampling on four farm sites with less accurate measuring methods (Ogink et al., 2011).

Pollutant Release and Transfer Register

Emission data for all Dutch sectors, including agriculture, are stored into one central database (<http://www.emissieregistratie.nl>). From this central database with emission data for more than 350 compounds all the national and international reporting is done. The database also contains background documents for the emission calculations.

9.3 Ammonia emission abatement

The total Dutch ammonia emissions were 122 kt in 2010 and this is below the Dutch emission ceiling for total ammonia emissions of 128 kt in 2010 (Jimmink et al., 2012). The majority of these emissions are from agricultural production with a magnitude of 105 kt in 2010.

During the last twenty years ammonia emissions have considerably decreased in agricultural production (Figure 9.1). Since 1990, nitrogen excretion dropped by 29%, ammonia emissions dropped even by 70%. This obviously illustrates the success of the implementation of low emission techniques for animal housing, manure storage and manure application (Table 9.1).

Summary successful abatement measures

The implemented abatement measures are as follows:

- animal feed. Lowering nitrogen content of animal feed including grass (see section on Industrial nitrogen fertilizer below).
- animal houses. Development and implementation of low emission animal houses. A description of promising low emission animal houses is available (Starmans and Van der Hoek, 2007).
- animal manure storages. All outside manure storages for liquid manure are covered.

- animal manure application. Development and implementation of low emission manure application techniques.
- industrial nitrogen fertilizer. The amount of applied industrial nitrogen fertilizer is halved since 1990.

Industrial nitrogen fertilizer

The use of industrial nitrogen fertilizer in the Netherlands has nearly been halved during the last twenty years: 412 kt in 1990 and 220 kt in 2010. This also has a side effect by lowering the nitrogen content of the grass in that period: 42 gN/kg in 1990 and 32 gN/kg in 2010 (CBS, 2009; 2012).

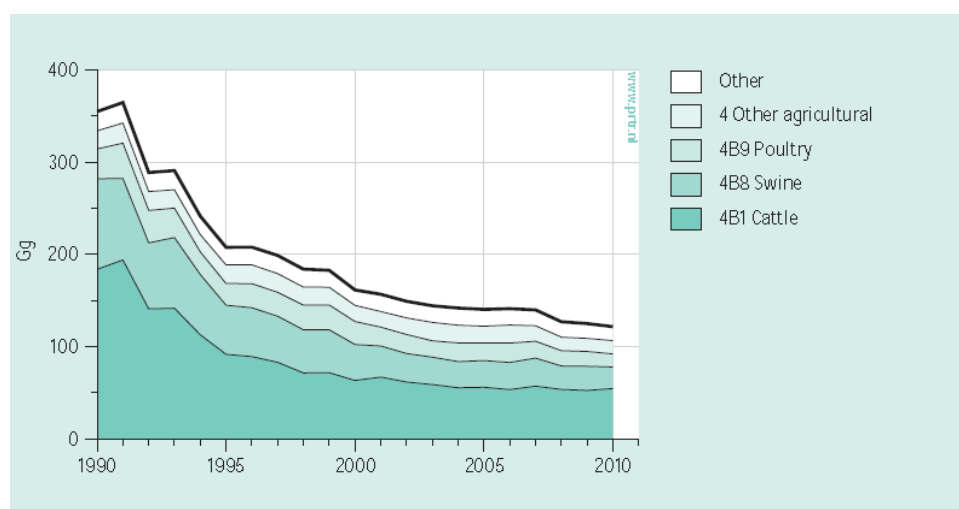


Figure 9.1. Dutch ammonia emissions during the period 1990-2010 (Jimmink et al., 2012).

9.4 Future challenges

Although the 2010 total ammonia emissions of 122 kt are below the Dutch emission ceiling of 128 kt, there is some concern. First, the uncertainty in the emission level is 17% (Jimmink et al., 2012). Besides, there is uncertainty about the effect of the abolishment of the EU milk quota system by 2014 and the abolishment of the Dutch system of animal rights in intensive farming by 2015 on the animal numbers in the Netherlands.

Improvement of the uncertainty of the emission inventory is necessary because when a further reduction in ammonia emission reduction becomes necessary, this reduction should be found in increasing the share of low emission animal houses which until now have a moderate share (Table 9.3). However conversion to low emission animal houses is expensive for existing farms.

The quality of the agricultural ammonia emission inventory depends for a large part on the quality of the information on the share of low emission techniques for animal housing and manure application. So improving the monitoring of low emission techniques is necessary.

Complying with the Dutch ammonia emission ceiling does not automatically mean that nitrogen deposition does not exceed the critical loads locally. Transferring animal production activities to less sensitive regions can be a solution to overcome these problems. Such measures are however very expensive and installation of air scrubbers are a promising tool for decreasing ammonia as well as PM₁₀ emissions in regions with high pig and poultry density (Bloemen et al., 2009).

Resource efficiency

By using low emission techniques, farmers may not only reduce the deposition of ammonia in nearby nature reservations. They also keep valuable nutrients in the animal manure on their farms instead of letting them escape to air in the form of ammonia. These techniques may thus save the use of expensive industrial nitrogen fertilizers. The production of industrial nitrogen fertilizer is associated with considerable emissions of greenhouse gases. Hence, both farmer's income and the environment will profit from the application of low emission techniques.

9.5

References

- Bloemen, H.J.T., Uiterwijk, W., Van der Hoek, K.W. (2009). Contribution of animal farms to particulate matter concentrations. Interim report 2008 for the agricultural development region De Rips. RIVM Rapport 680888002, Bilthoven (in Dutch).
- CBS (2009). Livestock Manure and Nutrients 1990-2008. Statistics Netherlands (CBS), The Hague, The Netherlands.
- CBS (2012). Livestock Manure and Nutrients 2010. Statistics Netherlands (CBS), The Hague, The Netherlands (in Dutch).
- Jimmink, B.A., Coenen, P.W.H.G., Dröge, R., Geilenkirchen, G.P., Leekstra, A.J., Van der Maas, C.W.M., te Molder, R.A.B., Peek, C.J., Vonk, J., Wever, D. (2012). Emissions of transboundary air pollutants in the Netherlands 1990-2010: Informative Inventory Report 2012. RIVM Report 680355008, Bilthoven.
- Mosquera, J., Ogink, N.W.M. (2011). Reducing the sampling periods required in protocols for establishing ammonia emissions from pig fattening buildings using measurements and modeling. Biosystems engineering 110, 90-96.
- Ogink, N.W.M., Mosquera, J., Hol, J.M.G. (2011). Measurement protocol for ammonia emission from housing systems in livestock production 2010. Rapport 454. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, the Netherlands (in Dutch).
- Starmans, D.A.J., Van der Hoek, K.W. (eds.) (2007). Ammonia, the case of The Netherlands. Wageningen Academic Publishers, Wageningen. pp 204.
- Van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.W., Huijsmans, J.F.M., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. (2011). Ammonia emissions from animal manure and inorganic fertilisers between 1990 and 2008. WOt-report nr. 250. Working group NEMA, Wageningen, the Netherlands.
- Van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.W., Huijsmans, J.F.M., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. (2012). Ammonia emissions from animal manure and inorganic fertilisers in 2010. WOt-report nr. 294. Working group NEMA, Wageningen, the Netherlands (in Dutch).
- Velthof, G.L., Van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.W., Huijsmans, J.F.M. (2012). A model for inventory of ammonia emissions from agriculture in the Netherlands. Atmospheric Environment 46, 248-255.

10 Ammonia emissions in Romania

Felicia Ioana, Mihaela Cristina Negulescu, Mihaela Claudia Păun
Pollution Control and Impact Assessment Directorate, Ministry of Environment
and Forests, 12 Libertății Blvd. 5th District, Bucharest, Romania
email: felicia.ioana@mmediu.ro, cristina.negulescu@mmediu.ro,
mihaela.ciobanu@mmediu.ro

10.1 Institutional arrangements and regulatory framework

Romania ratified the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) by Law no 8/1991 and its Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, hereby called "Gothenburg Protocol" by Law no 271/2003.

The main provisions of the Gothenburg Protocol are also undertaken into the European Union legislation and implemented by Romania as Member State.

The Ministry of Environment and Forests is the responsible authority for development of the national legislation in the field of air pollution control and for the coordination of the CLRTAP provisions implementation.

Under the Ministry of Environment and Forests, the National Environmental Protection Agency was set up with local infrastructure (34 local agencies and 8 regional agencies), having responsibilities in the implementation of the CLRTAP provisions at local, regional and national level.

As regards to the control and inspection of the CLRTAP provisions compliance, at the national level, under the Ministry of Environment and Forests, the National Environmental Guard was set up, also with local infrastructure.

In relation to the regulation of ammonia emissions, the activity of the Ministry of Environment and Forests is conducted in close cooperation and coordination with the Ministry of Agriculture and Rural Development, who manages the data and information about the agricultural sector.

10.2 General country information

According to Annex II of the Gothenburg Protocol the 2010 national emissions ceiling for ammonia is 210 ktonnes/year. At national level, the agriculture sector is the most important source of ammonia emissions, counting for almost 85% of the national emissions total. According to Figure 10.1, total national ammonia emissions recorded an increase from 198.5 Gg in 2005 to 202.61 Gg in 2007, followed by a decrease down to 161.3 Gg in 2010. Activities that significantly contributed to these fluctuations were categories "4.B.1 – Cattle", "4.B.8 – Swine" and "4.B.9 – Laying hens and Broilers".

The methodology for estimating and reporting emissions is consistent with the last version of the EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. In estimating the emissions under the 4th sector of the Nomenclature for Reporting (NFR) - Agriculture, the following group of activities was considered:

- livestock feeding and housing;
- manure storage;
- field-applied manure;
- grazing;
- fertilizer application (NH₃).

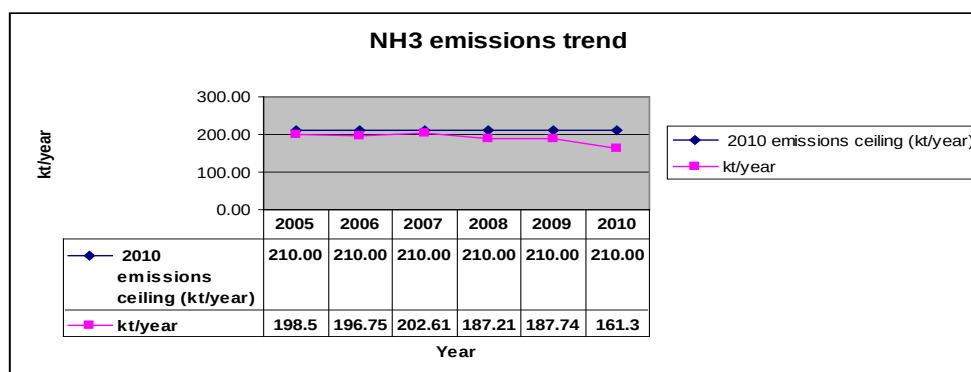


Figure 10.1. 2005-2010 ammonia trends. Source: 2011 and 2012 Annual Emission Inventories, National Environmental Protection Agency, uploaded on the following link: http://cdr.eionet.europa.eu/ro/un/UNECE_CLRTAP_RO

The activity data was provided by the National Institute of Statistics (NIS) and the Ministry of Agriculture and Rural Development.

Reference national regulatory system, share of small and large farms and share of solid and liquid manure

The great majority of agricultural holdings in our country are individual farms, with a small number of animals. At the level of 2007 the total number of agricultural holdings with agricultural area in use and livestock was 3,254,242 out of which 3,252,011 are individual agriculture holdings and 2,231 units with legal status. The total number of agricultural holdings only with livestock was 79,560 out of which 79,244 are individual agriculture holdings and 316 units with legal status (2007).

Referring to the intensive rearing farms we have to mention that, as an EU member state, Romania has to comply with the provisions of Directive 1/2008 regarding Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). In accordance with its provisions all poultry farms with more than 40,000 heads and all pig farms with more than 2,000 heads or 750 heads of sows must have an integrated environmental permit, issued by the regional environment protection agencies and to apply the best available techniques.

According to the Ministerial Order no 1789/2007 it is necessary to get an environmental permit for all holdings with animal husbandry:

- dairy farms, with more than 100 heads;
- sheep, goats, horses, mules, donkeys, with more than 1000 heads;
- pigs, with more than 100 heads;
- poultry, with more than 10,000 heads;
- other animals, with more than 500 heads.

The environmental permits establish the techniques to be performed by the owner in this activity, the quantities, the composition and management of waste, including manure.

The requirements of the Code of good agricultural practices are also included in the environmental permits, containing main requirements regarding:

- the storage and management of effluents and manure in agro-zootechnical installations;

- applying nitrate fertilizer (including manure), the application period and techniques, periods inappropriate for applying nitrate fertilizer;
- applying fertilizer to uneven soils neighboring water bodies or human consumption water catchment areas, when saturated with water, flooded, frozen or covered in snow;
- data regarding the content of fertilizers in manure.

Environmental permits also foresee that operators have the obligation to elaborate an agricultural chemistry study before spreading slurry.

At the level of 2010 126 IPPC pig and sows farms and 225 IPPC poultry farms were inventoried, all of them complying with the requirements of the Reference Document (BREF) for Intensive Rearing of Poultry and Pigs, which describes the following relevant farm activities, although it is acknowledged that not all of the activities will be found on every farm:

- farm management (including maintenance and cleaning of equipment);
- feeding strategy (and feed preparation);
- rearing of animals;
- collection and storage of manure;
- on-site treatment of manure;
- landspreading of manure;
- waste water treatment.

Regarding cattle farms, in 2010 166 cattle farms were inventoried, with a capacity of more than 100 places, of which 158 dairy farms.

According to the data provided by the Ministry of Agriculture and Rural Development, the share of solid and liquid manure is 79% solid and 21% liquid manure.

Reference situation of animal housing types

Usually in the individual farms the animals are housed in stables during winter and in outdoor enclosures during summer.

In intensive rearing farms only cattle and sheep are housed in outdoor spaces during summer, pigs and poultry being mostly housed in stables and cages also during summer period complying with the animal welfare conditions foreseen in the BREF Document.

Manure application techniques

Manure application techniques in Romania are complying with the requirements of the Reference Document (BREF) for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Considering the commonly used management systems for intensive rearing farms, slurry and solid manure are usually removed in a mechanized way out of the animal house.

For instance, in case of cattle farms the manure is collected by using a scraper plough, then it is stored on concrete platforms with walls at least 1.5 m high, with collecting basins for the liquid component. After a maturing period of at least 18 weeks, manure is spread on the fields of the owner or rented by the owner. The spreading is done in a mechanized way and it takes into account the results of the pedology studies elaborated by the county Bureaus for Pedology, the agricultural chemistry studies and the measures set in the regulatory procedure by the water management and environmental protection authorities.

There are other slurry management systems that start with pre-collecting and centralizing in a basin where the manure is crushed and mixed. The manure then goes through the station of separating solid from liquid components, then to the facilities for storage of the solid component and afterwards in special equipment for the separate (by component) spreading on fields.

10.3 Nitrate pollution and Action Plan for protection of waters

At national level a diagnosis of areas vulnerable to pollution by nitrates was performed and a list of localities with sources of nitrates from agricultural activities was elaborated (Ministerial Order no 241/197/2005 and Ministerial Order no 1552/743/2008), as shown in Figure 10.2.

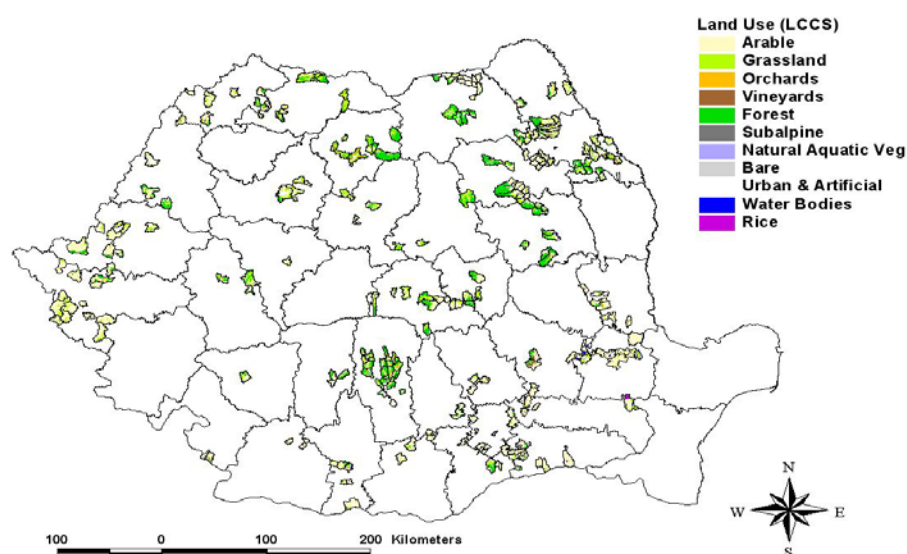


Figure 10.2. Nitrate Vulnerable Zones. Coloured locations on the map are vulnerable to nitrate leaching from agricultural sources. Source: Department of Water Management, Ministry of Environment and Forests.

An Action Plan for protection of waters against pollution by nitrates from agricultural sources, approved by Government Decision no 964/2000, was developed and covers the followings:

- organization of the national system of integrated soil monitoring; monitoring, control and decisions to reduce the intake of pollutants from agricultural sources and management of organic waste from animal husbandry and potentially vulnerable areas vulnerable to pollution by nitrates (Ministerial Order no 242/197/2005);
- framework programme for areas vulnerable to pollution by nitrates from agricultural sources at administrative-territorial units (PA-ZVN) (Ministerial Order no 296/216/2005).

The Inter-ministerial Commission for the application of the Action Plan for protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources approved the Action Programme for areas vulnerable to nitrates from agricultural sources establishing that intensive rearing activities have the following obligations:

- to elaborate a slurry/manure management plan;
- to keep a record of the quantity of manure and its nature (manure, urine, liquid part of manure, semi-liquid slurry);
- to keep a record of the farm's livestock structured on production categories and the period of time that they are kept.

10.4 Successful activities until now

Romania has implemented policies and specific measures for ammonia emissions control from the agricultural sector. Among these we can mention the following:

- implementation of the farming modernization programme through granting financial support from the state budget to agricultural producers for purchasing agricultural machinery;
- implementation of the support scheme for energy crops (2007-2009);
- implementation of the project on "Rehabilitation and Irrigation Sector Reform" - the project implementation period was from 2004 to 2011; the project purpose was to reduce risk to drought, increased economic efficiency of irrigation, improving irrigation management, improve efficiency of hydraulic energy and irrigation systems, monitoring the environment - soil and groundwater;
- development and implementation of the National Strategy to improve work organization and operation of national grasslands, medium and long term, approved by Ministerial Order no 226/2003, covering the following general objectives: upgrading of the permanent grasslands; increasing the total production of green mass and quality; increasing the economic efficiency of exploitation of animals, especially cattle and sheep herds; absorption/fixation of greenhouse gases (CO₂, etc.);
- development and implementation of Code of farm practices (version 2003) – measures, methods and agricultural techniques on using and protecting natural resources (Ministerial Order no 1234/2006);
- development and implementation of Code of good agricultural practices (version 2005) - practical measures and mandatory requirements for farmers on water protection against pollution by nitrates from agricultural activities (Ministerial Order no 1270/1182/2005);
- implementation of the standards for Good agricultural and environmental condition (GAEC), which must be followed by farmers applying for direct payments area in Europe or the national budget funds and other support (Ministerial Order no. 791/1381/2006, Ministerial Order no. 15/56/2008, Ministerial Order no. 30/147/2010);
- development and implementation of National Program for Rural Development (PNDR 2007-2013), Axis 2 - support measures to improve environmental quality and rural areas;
- development and implementation of the Sustainable development strategy for the mountains (Law no 347/2004 on mountains).

Furthermore the country's primary economic instruments (e.g. tax incentives, fees, charges, subsidies, credit guarantees and low interest loans) and market-based programmes (e.g. emission trading programmes) are used to improve agricultural activities like state aid in zootechnics for the improvement of animal populations and animal products quality (Law no 72/2002, Governmental Decision no 3/2008, Ministerial Order no 850/2006).

Romania promoted the following projects:

- Competitive Grants Scheme (CGS), subcomponent of the MAKIS Project - Modernizing Information and Knowledge in Agriculture, implemented with financial support from the World Bank and the Romanian Government, coordinated by the Ministry of Agriculture and Rural Development in collaboration with the Council for Implementation of CGS and major trading and social partners;
- marketing and management of farms "Integration anaerobic fermentation and capturing methane in the management of effluents in dairy farms to reduce pollution and achieve fertilizer values";
- agro-environment, with the following subfields: biodiversity, environmental protection, waste management and waste water in agriculture and food industry, measures to prevent and combat desertification as a result of climate change, organic farming, covering:
 - applied research and implementation for sustainable management of pollutants in farm poultry: ensuring water quality, air, stabilize droppings;
 - development of new organic-mineral fertilizers and implement an integrated view on their management to environmental protection, conservation and sustainable use of natural resources;
 - reducing the environmental impact by using satellite technology and GIS application for fertilization with nitrogen in crops.

10.5 Problems faced and to be addressed

Problems faced and solutions chosen

In order to be able to develop a more comprehensive and in-depth emission inventory it is necessary to upgrade the level of emissions estimation, namely using Tier 2 or Tier 3 approach as EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook suggests. For this upgrade it is necessary to gather activity data from national farming statistics, as well as from farm practice surveys.

Currently for the ammonia emissions estimation only national farming statistics activity data from the National Institute of Statistics and the Ministry of Agriculture and Rural Development were used.

The problem faced at national level was the lack of activity data from farm practice surveys. In order to overcome this problem, at the ministry level a study was contracted which developed a data collection system, data collection methods, as well as a proper set of questionnaires. Starting this year with the support of the local environmental protection agencies the data collection process will begin using the study outcomes.

Problems to be addressed in future in connection with the obligations to the Gothenburg Protocol

Actual Romanian policies concerning the agricultural sector, especially zootechnics, are directed towards the development of the farms and livestock, as the natural resources being favorable for this production sector. Among these policies we can mention the following:

- the Ministry of Agriculture and Rural Development Strategy, in animal husbandry field (2009-2013 medium term objective and the programming period 2014-2020) includes the specific indicators "increase the number of cattle";
- financial support schemes and measures for farmers which will contribute to increase the number of cattle, especially those for meat production;

- the program “cattle for meat” which will have technical and financial support is being developed by the Ministry of Agriculture and Rural Development;
- abolishment of the “milk quota” since 2015 will lead to recovery of the milk sector (by restocking of cows for milk).

In this context, statistical analysis/surveys show that the number of cattle is expected to increase in the period 2010 to 2020 (even if for the period 2005 – 2010 the number of cattle was decreasing). Therefore, the ammonia emissions need to be controlled through development of new production capacity based on systems/technologies/practices of modern growth, feeding and housing with low ammonia emission.

Research and practical sphere

In order to improve the protection of human health and environment against risks of air pollution adverse effects and to move towards the long-term objectives of not exceeding critical levels and loads of nitrogen and ammonia it is necessary to establish a national system for research studies development generating a data set on national critical loads and levels for different environmental receptors as human health, forests, surface waters, crops, natural and semi-natural vegetation.

In the next future it is foreseen to strengthen the national capacities and expertise in the field of reactive nitrogen assessment and management. Moreover, it is of great importance to increase the awareness among stakeholders (central and local authorities, farmers etc.) concerning ammonia emissions abatement measures and techniques.

11 Ammonia emissions in Switzerland

Harald Menzi¹, Thomas Kupper¹ and Beat Achermann²

¹Bern University of Applied Science, School of Agricultural, Forest and Food Science (HAFL), Laenggasse 85, CH-3052 Zollikofen, Switzerland

²Federal Office for the Environment (FOEN), Worblentalstr. 68, CH-3003 Bern, Switzerland

email: harald.menzi@bfh.ch

Abstract

Switzerland is a country with a significant proportion of grassland and thus a high importance of dairy and beef production. In addition to cattle, many farms have intensified their farming system with pig or poultry production. The overall livestock density is therefore comparatively high and ammonia emissions range up to over 50 kg nitrogen (N) per hectare of agricultural land in many parts of the Swiss Plateau and hill zones of the country (Reidy et al., 2007a). The importance of reliable information on emissions and potential emission mitigation measures has therefore been recognized since the nineties and detailed emission inventories are regularly produced since 1995 and documented in scientific publications (e.g. Stadelmann et al., 1998; Reidy et al., 2007a; Kupper et al., 2010a). To allow a detailed and reliable assessment of emissions in time and space, representative surveys on the relevant parameters of farm management are regularly performed and emissions are calculated at the farm and area-wide scale with N-flow models that were specifically developed. This also allows detailed studies on the abatement potential, scenario calculations and regular communications to the farming sector.

11.1 The Swiss emission inventory approach: modeling and survey

The Swiss ammonia emission inventory was always done at a tier 3 level (EMEP/EEA, 2009) using farm management activity data that reflects changes over time and specifically developed N flow models for emission calculations. N flow models were chosen to take into account the complex interactions between different emission stages (e.g. from housing to manure storage and application). The standard emission factors in percent of the N present at each stage of the manure handling chain are adjusted by a set of input variables reflecting specific farm and manure management parameters substantially influencing NH₃ emissions (Menzi and Katz, 1997; Reidy et al., 2007a).

For the 1990 and 1995 emission inventories (Menzi et al., 2006; Stadelmann et al., 1998) activity data on livestock and manure management practice was compiled from expert assumptions based on expert consultations and best guess assumptions because statistical data on such parameters was generally lacking. However, it was recognized that a) experts cannot reliably perceive changes in time that lead to emission changes in the order of 15% over 20 years as expected from the emission reduction obligations agreed upon under the Gothenburg protocol, b) experts can not reflect the large variability between farms, c) estimates of different experts are hardly comparable and d) consequently the assessment of emissions in time and the distribution in space (different regions) is hardly realistic with expert assumptions on livestock and manure management. For the 2003 and later inventories, surveys on livestock and manure management were therefore performed based on a representative

stratified sample of farms (stratification for geographical regions, altitude zone, farm types; Reidy et al., 2007a). Using the N flow emission model, emissions were then calculated individually for each farm participating in the survey. This also allowed to study the variability between farms. Up-scaling was then done by multiplying average emission factors for different emission stages, farm types and regions with the corresponding animal numbers of each category.

Modeling emissions at the farm and area level

The calculations for all Swiss ammonia inventories since 1990 were done with a N flow model. Such N flow models start with the nitrogen excretions of different animal categories and animal numbers and calculate ammonia emissions for the different emission stages grazing, animal houses, manure storage and manure application relative to the amount of nitrogen reaching each stage (Figure 11.1; Kupper et al., 2010b). A standard emission factor is used and all the relevant and known management parameters and abatement measures can be considered as variables that adjust this standard emission factor. Total emissions are calculated as the sum of emissions from different animal categories and emission stages. The first generation of these models was only used for the national emission inventory calculations (Menzi and Katz, 1997). Recognizing the usefulness of such a tool for scenario calculations and awareness raising activities, the second generation called DYNAMO (Reidy and Menzi, 2006) was programmed more user-friendly and with more variables to provide a publically available and user friendly tool for emission calculations. It was an important aim that the same basic model could be used for single farm, regional and country-wide calculations to avoid misunderstandings due to differences between different calculations. While DYNAMO was programmed in Excel and Visual Basics, the further developed current version AGRAMMON (Kupper et al., 2010b) is web-based and publically accessible in German, French and English under www.agrammon.ch. On this webpage all the algorithms and

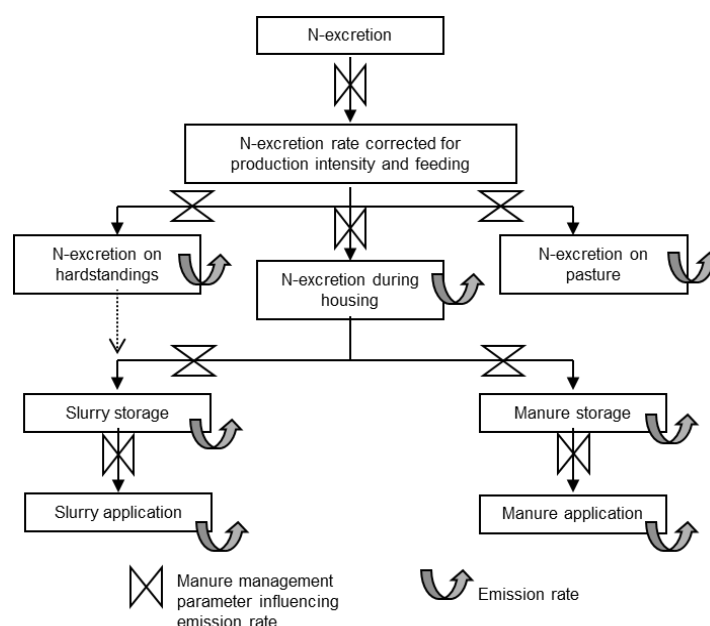


Figure 11.1. Schematic structure of a N-Flow model for calculating ammonia emissions at the different stages of manure management using emission factors in percent of the N flow.

assumptions used are fully documented. In principle, AGRAMMON can also be used for emission calculations in other countries. However, for a wider use it would be advisable to check if the default assumptions like emission factors and the abatement efficiency of specific measures are fully applicable to the other setting and to adapt them if necessary. The AGRAMMON team would be ready to support such activities.

Switzerland also helped to initiate the European Agricultural Gaseous Emissions Inventories Researcher Network (EAGER) which brings together all the European experts that use an N flow model to elaborate national ammonia emission inventories. The comparison of the models from Germany, the Netherlands, Denmark, UK and Switzerland indicates that the underlying N flows of the different models are highly comparable if standardized N excretions and emission factors are used. If these inputs are not standardized, the resulting differences can largely be explained by documented differences in farm management and structures. However, uncertainties and differences between the models were larger for solid manure (Reidy et al., 2009) than for slurry (Reidy et al., 2007b).

Regular survey on livestock and manure management practice

As mentioned above, detailed and robust information on farm and manure management is required to obtain an accurate resolution of NH_3 emissions in time and space. In the framework of the NH_3 inventory activities, detailed representative stratified surveys on farm and manure management were therefore conducted in Switzerland by means of mail surveys for 2002, 2007 and 2010, respectively (Reidy et al., 2007a; Kupper et al., 2010c). The stratified random sample of farms consisted of about 7% of the Swiss farms in 2002 and >10% in 2007 and 2010, which were grouped into three geographical regions, three altitude zones and five major farm types. The selected farms received a 12-page questionnaire containing around 300 questions on major farm and manure management parameters relevant to NH_3 emissions like housing systems, manure storage and application, feeding, grazing etc. The questionnaire was designed to allow straightforward completion by farmers within about half an hour and automated data registration of completed questionnaires. The return rate was close to 50% in all three surveys. Data of the survey was complemented by the Federal Office of Statistics with existing, routinely collected livestock numbers and crop surface areas.

All the data from the surveys was compiled in an anonymous form in a database. Extensive tests on plausibility and completeness were carried out. Missing or ambiguous entries were replaced by values occurring predominantly or deemed most plausible. In case of doubt, parameters with a significant influence on emissions (e.g. covered slurry stores, manure spreading) were replaced by values that would result in highest emissions. To allow a reliable analysis of the development of emissions since 1990, the expert assumptions used for the 1990 and 1995 inventories were reviewed in view of the survey results of 2002. In general they appeared realistic and only few and relatively slight changes were necessary, e.g. for grazing.

The surveys have documented important changes in livestock and farm management over the past two decades. A detailed analysis and presentation of the development until 2010 is currently in progress but the following aspects with high significance for ammonia emissions can be summarized as follows:

- A strong increase of grazing due to animal welfare programs.
- A strong shift from tied to loose housing systems for cattle due to animal welfare incentive programs and economic considerations.
- Special animal friendly multi-pen housing systems with outside area for pigs.
- Increasing storage capacity for slurry.
- A steady increase of trailing hose slurry application systems.
- An increasing importance of low protein and phosphorous feed in pig production.

11.2 Emission situation and development over time

In 2007 ammonia emissions in Switzerland were 53.8 kt N, of which 91% were agricultural emissions and 82% were related to livestock production and manure management. Of the 43.9 kt N emissions from livestock production and manure management, nearly 80% were from cattle and about 15% from pigs. Looking at emission stages, 32% came from animal housing, 16% from manure storage (of this approx. 60% from slurry, 40% from solid manure), 49% from manure application (of this approx. 80% from slurry) and 3% from grazing.

On average, agricultural emissions were 46 kg N per hectare of agricultural surface which is one of the highest country averages in Europe. However the variability between different regions was considerable (Figure 11.2) with especially high emissions in Central and North-Eastern parts of the country which have a high cattle and pig density. Accordingly, NH_3 concentrations or N deposition, to which ammonia and ammonium contributed 65% in 2000 (EKL, 2005), are also relatively high in many parts of the country. For 2000, the calculated average deposition for the whole area of Switzerland was 18.4 kg N/ha. For forests the average was 24.5 kg N/ha and for some sites deposition values reached up to 40-50 kg N/ha. Consequently, the critical load for N was exceeded on about 90% of the forest ecosystem area.

Since 2000 an increasingly denser ammonia monitoring network was set up in Switzerland. Today, ammonia is measured at approximately 70 sites distributed over the whole country. In addition, at several sites the ammonium concentration in aerosols and in precipitation is monitored. The ammonia monitoring results indicate a good agreement between these measurements and the trend for concentrations and immissions resulting from dispersion modeling on the basis of emission inventory data (Thöni and Seidler, 2013; Kupper et al., 2013).

Development of emissions over time

A detailed analysis of the development of NH_3 emissions between 1990 and 2010 is still in progress. The provisional results show that considerable changes have taken place not only in the absolute amount of emissions but also in the distribution of emissions to different emission stages. Using the results for the development between 1990 and 2007 in Figure 11.3 (Kupper et al., 2010a) important changes can be summarized and discussed as follows:

- Total anthropogenic emissions went back by 13%, agricultural emissions by 16% and emissions from livestock and manure management by 13%. A considerable part of this reduction was due to a reduction in animal numbers for cattle (e.g. dairy cows -21% 1990 – 2007) and pigs (e.g. fattening pigs -15% 1990 – 2007).
- Grazing emissions nearly doubled.

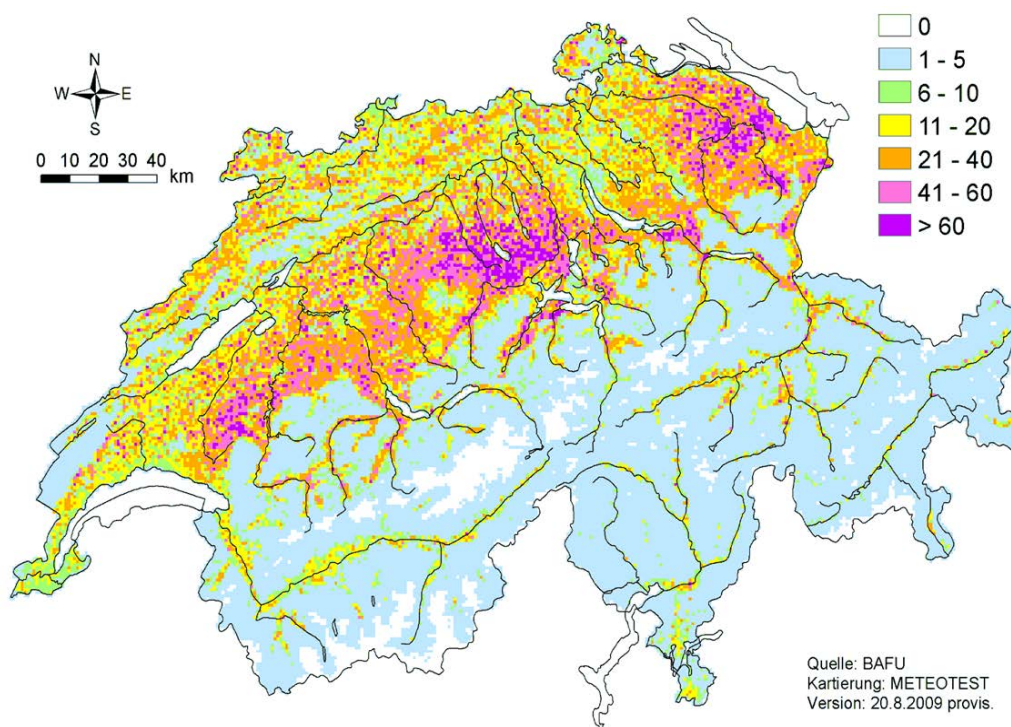


Figure 11.2. Distribution of ammonia emissions from Swiss agriculture in 2007 at a 1 km grid resolution, in kg N per hectare of agricultural surface.

- The strong increase of loose housing systems and exercise yards for cattle and the special pig housing systems in label programs certified for especially animal friendly production lead to an increase of emissions from animal housing by 36%, in spite of the reduction in animal numbers.
- In spite of the larger storage capacity for slurry, emissions from manure storage declined by 20% due to the reduced N flow into storage (reduced animal numbers, higher proportion of excretion during grazing, higher housing emissions) and thanks to more covered slurry stores.
- Emissions from manure application declined by 28% due to a reduced N flow to spreading (see explanation for flow into storage) and the introduction of low emission spreading techniques for about 15% of the slurry.
- With the increase in housing emissions the share of the stationary emissions from housing and storage have increased from 40% in 1990 to 48% in 2007.

It is important that the emission inventory of previous years is also recalculated each time that the emission model or the general calculation procedure is revised.

Currently a new project studies the development of emissions over the last 150 years. A thorough historical analysis of livestock production and manure management practice and of the development of livestock numbers is necessary for this. Not only emissions must be modeled but also N excretions of the different livestock categories.

11.3 Emission abatement options and abatement potential

A thorough understanding of the potential and the applicability of abatement options is crucial for advising farmers about promising and applicable measures to take to reduce losses and for informing federal and cantonal environmental

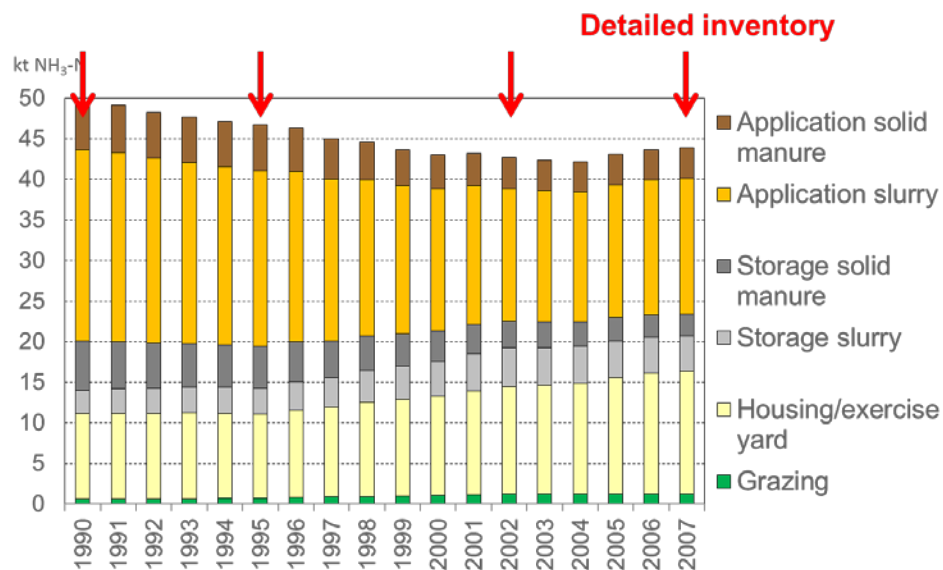


Figure 11.3. Evolution of ammonia emissions from Swiss livestock production and manure management from 1990 to 2007 with contribution of different emission stages (grazing, livestock housing, manure storage and manure application). Emissions reported by Switzerland for 2008 – 2010 in the framework of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (<http://www.ceip.at/status-of-reporting/2012-submissions/>) are not yet included because they were extrapolated on the basis of the emission factors for 2007 and not yet based on the 2010 survey.

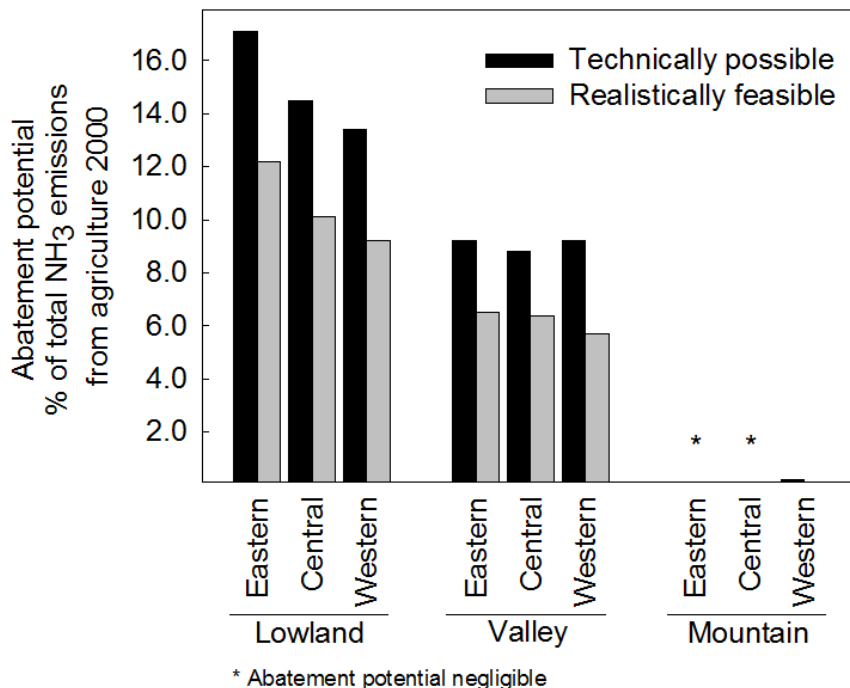


Figure 11.4. Regionally differentiated abatement potential for the combination of technical measures for slurry application in percent of the total NH₃ emissions from agriculture for the year 2000 for the technically possible and the realistically feasible scenario (Reidy and Menzi, 2007).

and agricultural agencies about achievable mitigation potentials at varying ambition levels.

For the first assessment of the abatement potential of NH₃ emissions from agriculture Menzi et al. (1997) started with describing in detail around 60 abatement measures with working principles, efficiency, restrictions for their utilization and applicability, maximum technical emission reduction potential and general assessment of the methods. The emission reduction effect of measures concerning feeding, grazing, animal housing, manure storage and application were then calculated individually and in combination. The total technically possible reduction potential for agricultural emissions was estimated at 30-40%. From this a feasible reduction potential (without a change in animal numbers) of 20-25% was derived. Using the same approach for model farms in the Swiss Plateau and in hilly or mountainous regions, the maximum potential was found to be up to around 60% on a valley farm and only around 20% for a farm located in the mountains.

In the second assessment of the abatement potential of Reidy and Menzi (2007) the applicability of different measures was assessed with a regional differentiation using the results of the survey for 2002 mentioned above and regionally differentiated inputs from specific experts (e.g. for grazing). Thus it was also possible to draw regionally differentiated conclusions about the abatement potential. Furthermore, not only the technically possible abatement potential but also the feasible potential (without cost considerations) was calculated for numerous scenarios of individual and combined measures. The most promising emission abatement options were extended grazing and manure application measures, including low-emission manure application technology and management measures (e.g. slurry dilution, timing of slurry application, rapid incorporation of solid manure). The maximum technically possible reduction potential (without changes in animal numbers) was estimated at 37%, the feasible potential at 24%. Substantial differences in the abatement potential of measures were observed between hilly and mountainous zones and in the Swiss Plateau between different parts of the country (Figure 11.4). It was concluded that the most efficient emission reductions could be achieved if priority is given to abatement measures in the valley and hilly zones.

Incentives of the agricultural policy to reduce ammonia emissions

As part of the federal agricultural policy 2007-2011 the possibility for farmers was introduced to participate in voluntary programs for more efficient use of natural resources. The programs foresee financial incentives for farmers making use of innovative low-emission techniques. Cantonal and federal authorities participate in supporting the introduction of such techniques with financial contributions. Today about 22 Cantons have established such programmes. After the extension of the agricultural policy 2007-2011 to the year 2013, the new agricultural policy 2014-2017 foresees a similar approach to allow continuity in promoting the abatement of ammonia emissions with appropriate measures.

11.4 What have we achieved?

The continuous ammonia emission inventory work has brought a good understanding of emission processes and interactions that influence emission processes as well as reliable information on the development of emissions over time. The continuous development of emission modeling, inventory calculations with improved activity data and mitigation potential analysis has lead to a

steady improvement of the data. The close collaboration between research and model development groups and the emission specialists of the Federal Office for the Environment as well as the participation in international network activities like EPMAN, TFRN and EAGER guaranteed that the scientific work was always well linked with policy needs, international activities and implementation at the modeling level.

Ammonia emissions from Swiss agriculture have decreased since 1990 by approximately 14%. Thus, the emission reduction obligations set in the Gothenburg Protocol under the LRTAP Convention are considered to be achieved. This is not self-evident because the shift towards loose housing systems and exercise yards for cattle and special animal friendly housing systems for pigs brought a significant increase in emissions. The decrease in emissions was mainly due to a reduction in animal numbers, additional grazing for cattle and a more conscious manure and fertilizer management by farmers. A major driving force for the more conscious manure and fertilizer use was the new direct payments program encouraging a more environmentally friendly agricultural production, e.g. via nutrient balance restrictions. Moreover, it appears justified to assume that the regular contributions from ammonia researchers in farmers journals and the publically available model for emission scenario calculations have also contributed to the awareness of farmers to the ammonia problem and their potential to intentionally reduce ammonia losses with the understanding to keep important plant nutrients in the agricultural system.

11.5

References

- EKL (2005). Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Schriftenreihe Umwelt Nr. 384, 168 pp.
- EMEP/EEA (2009). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2009. European Environment Agency. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
- Kupper, T., Bonjour, C., Zaucker, F., Nyfeler, A., Achermann, B., Menzi, H. (2010a). Evolution of ammonia emissions in Switzerland between 1990 and 2007. C.S.C. Marques dos Santos Cordovil and Ferreira, L. (Eds.), Proc. 14th Conference "Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)", Lisboa Portugal, pp 980-983. http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0139_final.pdf
- Kupper, T., Achermann, B., Bonjour, C., Zaucker, F., Menzi, H. (2010b). Agrammon: An internet based model for the estimation of ammonia emissions. C.S.C. Marques dos Santos Cordovil and Ferreira, L. (Eds.), Proc. 14th Conference "Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)", Lisboa Portugal, pp 334-337. http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0167_final.pdf
- Kupper, T., Bonjour, C., Bohnenblust, D., Achermann, B., Menzi, H. (2010c). Assessment of farm and manure management in Switzerland by means of representative stratified surveys. In: C.S.C. Marques dos Santos Cordovil and Ferreira, L. (Eds.), Proc. 14th Conference "Recycling Agricultural and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)", Lisboa Portugal. pp 976-979. http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0134_final.pdf

Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Rihm, B., Zaucker, F., Menzi, H. (2013). Ammonia emissions for Switzerland 1990 to 2010 and previsions until 2020 (Internal project report in German), 101 pp.

Menzi, H., Katz, P.E. (1997). A differentiated approach to calculate ammonia emissions from animal husbandry. In: Voermans, J.A.M. and Monteny, G.J. (Eds.): "Ammonia and odour emissions from animal production facilities", Proc. International Symposium, Vinkeloord, NL, 6-10 October 1997, pp 35-42.

Menzi, H., Frick, R., Kaufmann, R. (1997). Ammoniakemissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), 26, 107 pp.

Menzi, H., Reidy, B., Richner, W., Stadelmann, F.X. (2006). Ammonia emissions from agriculture – changing perception and research priorities in time: case study Switzerland. In: Greenhouse Gases and Animal Agriculture: An Update (Soliva, C.R., Takahashi, J., Kreuzer, M. Eds.), International Congress Series 1293, Elsevier, The Netherlands, pp. 276-286.

Reidy, B., Menzi, H. (2006). DYNAMO: An ammonia emission calculation model and its application for the Swiss ammonia emission inventory. In: V.P. Aneja et al. (Eds.): Proc. "Workshop on Agricultural Air Quality: State of the Science", organized by the Ecological Society of America, Bolger Conference Centre, Potomac, Maryland, USA, June 5-8, 2006, pp 1036-1037.

Reidy, B., Menzi, H. (2007). Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale survey. Biosystems Engineering, 97, 520-531.

Reidy, B., Rihm, B., Menzi, H. (2007a). A new Swiss inventory on ammonia emissions from agriculture based on a stratified farm survey and farm-specific model calculations. Atmospheric Environment, 42, 3266-3276.

Reidy, B., Dämmgen, U., Döhler, H., Eurich-Menden, B., van Evert, F.K., Hutchings, N.J., Luesink, H.H., Menzi, H., Misselbrook, T.H., Monteny, G.-J., Webb, J. (2007b). Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: liquid manure systems. Atmospheric Environment, 42, 3452-3464.

Reidy, B., Webb, J., Misselbrook, T.H., Menzi, H., Luesink, H.H., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Dämmgen, U. (2009). Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: litter-based manure systems. Atmospheric Environment 43, 1632–1640.

Stadelmann, F.X., Achermann, B., Lehman, H.J., Menzi, H., Pfefferli, S., Sieber, U., Zimmermann, A. (1998). Ammonia emissions in Switzerland: Present situation, development, technical and economic assessment of abatement measures, recommendations. Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld (IUL) und Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT). 56 pp.

Thöni, L., Seitler, E. (2013). Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2012. FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil, 56 pp.

12 Ammonia emissions in the UK

J. Webb¹, T.H. Misselbrook²

¹Ricardo-AEA, Gemini Building, Harwell, Didcot OX11 0QR, UK

²Rothamsted Research, North Wyke, Okehampton, Devon EX20 2SB, UK

email: J.Webb@ricardo-aea.com

12.1 General country information

Ammonia emissions in the UK are dominated by those from cattle production. Table 12.1 gives total UK emissions (kt NH₃) for 2010. Within livestock production the largest sources of NH₃ emissions are buildings in which livestock are housed and following the application of manures to land.

The greatest amount of NH₃ emitted from livestock buildings is from those housing cattle. In the UK buildings housing cattle are naturally-ventilated and of many different shapes and sizes.

Grazing emissions account for only c. 15% of total emissions from livestock production despite over half of all excretal N being deposited on grazing land.

Emissions from manure stores account for 15% of livestock total. Around half of cattle and pig manure is stored as slurry in lagoons, above-ground tanks and 'weeping wall' stores (cattle slurry). Solid manure, usually litter based, is stored in heaps on farm yards or fields.

Emissions following application of manures to land account for 27% of total from livestock. Most manure, both slurry and solid, is broadcast onto the surface. On arable land incorporation may be within a few hours but more usually left for days or weeks. About half of manures are applied to grassland and most remain on the surface until washed into soil or grown over by grass.

Farm size

The average UK dairy herd is currently around 130 cows and increasing. Between 2001 and 2010 the number of farms decreased from 26,500 to 15,700 although UK milk production remained fairly constant at between 13 and 14 billion litres (Hawkins, 2011). Production has been maintained by a combination of increasing average milk yield, from 6500 L/cow in 2001, to 7500 L/cow in 2011 and increasing herd size per farm. The median land area of UK dairy farms is 50-100 ha with average N fertilizer use on grass around 150 kg/ha plus all the manure.

Table 12.1. UK ammonia emissions 2010 by major sector and activity (Misselbrook et al., 2011).

Livestock production sector	kt NH ₃	Activity	kt NH ₃
Dairy	73.4	Housing	62.7
Beef	60.7	Hardstandings	21.9
Poultry	29.7	Manure stores	29.7
Pigs	17.4	Manure application	52.0
Sheep	9.9	Grazing	28.9
Horses	4.0	N Fertilizer application	38.2
Total	195.2	Total	233.3

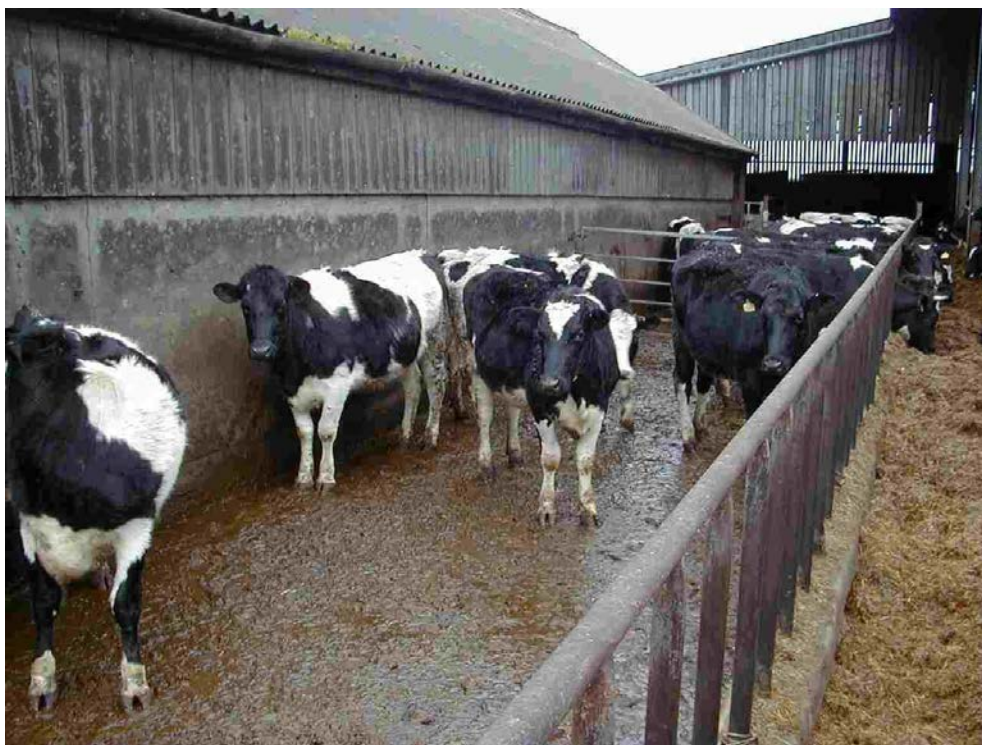


Figure 12.1. Hardstandings are responsible for c. 10% of total ammonia emissions from livestock production.

Beef and sheep farms have less land on average than dairy farms with a median area of 25-50 ha. Data on average N fertilizer use on grass are not available for beef farms but estimated to be < 50 kg/ha.

The median area of arable farms is >100 ha and average N fertilizer use on the major UK arable crop (winter wheat) is 190 kg/ha.

Manure handling

Around half of all cattle manure is handled as liquid slurry with the remainder as litter based farmyard manure (FYM). The manure from dairy cows is predominantly (c. 80%) handled as slurry whereas for young dairy stock only 35% is handled as slurry. Manure from beef cattle is mainly (c. 80%) FYM. Around 65% of pig manure is FYM and all poultry manures are handled as solid.

Other related nitrogen problems

The UK has been investigating and developing measures to reduce pollution of ground and surface waters for around 25 years. As a member of the EU the UK is a signatory to the Nitrates Directive and in consequence around 55% of the UK is in a Nitrate Vulnerable Zone (NVZ) where limits are placed on the amounts of N that can be applied as manures and fertilizers and there are times of the year, usually from early autumn to mid winter (closed periods), when slurry and poultry manures cannot be applied within these NVZs.

Annual losses of nitrate (NO_3) are estimated to be c. 300,000 t N. Emissions of the greenhouse gas (GHG) nitrous oxide (N_2O) are much less than those of NO_3 or NH_3 at around 60,000 t N per year.

The mass of N lost as NO_3 exceeds those of NH_3 and N_2O combined. However, when the costs of the environmental impacts of the three pollutants are taken into account, the greatest damage to the environment arises from emissions of NH_3 and N_2O . This is because the costs of the damage caused per kg of N as NO_3 are small (0-4 €/kg N), while those for NH_3 -N and N_2O -N are larger (4-30 and 6-18 €/kg N respectively) (Brink et al., 2011).

12.2 What activities have been successful until now?

Since the signing of the Gothenburg Protocol greater proportions of manure, in particular pig slurry, have been applied by spreading techniques that reduce emissions of NH_3 . The proportions of cattle and pig slurry applied by injection have increased from 0% to 1 and 15% respectively. However, the main reason for pig farmers using injection to apply slurry is to reduce complaints about the odours released following slurry application. The proportions of slurry applied by trailing hose machines have increased from 0% to 3 and 19% of cattle and pig slurry respectively.

There have been considerable reductions of between 21 and 38% in the protein concentrations of pig and poultry feeds since 1990. These reductions have arisen firstly as a result of matching the protein concentration of feeds to the animal's growth stage ('phase feeding') as older animals require a smaller protein concentration in their feed. More recently synthetic amino acids have been introduced into pig and poultry feeds to achieve a better balance of amino acids thereby reducing overall protein content. However, although these changes in diet have contributed to reducing NH_3 emissions from pigs and poultry the overall effect on total NH_3 emissions has only been moderate as pigs and poultry account for only 25% of total NH_3 emissions from livestock production.

The UK also complies with the EU Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Directive and the introduction of techniques to reduce emissions by larger pig and poultry producers has led to some small decreases in overall NH_3 emissions.

The greatest decrease UK NH_3 emissions has arisen from the decrease in livestock numbers between 1990 and 2010. The numbers of all types of livestock, other than poultry, have decreased by between 17% for beef cattle and 40% for pigs. While the decrease in the number of dairy cows (-35%) has been matched by the increase in N excretion per cow (+33%) there have been no recorded changes in N excretion by beef cattle or sheep and N excretion by pigs has decreased.

12.3 What problems are faced and what solutions have been chosen?

The UK has not faced any problems in complying with the requirements of the Gothenburg protocol. The target set for the year 2010 (297 kt NH_3 from all sources, including non-agricultural) has been met due to a combination of:

- Reductions in livestock numbers.
- Reductions in the N contents of pig and poultry feeds.
- Some adoption of reduced NH_3 emission spreading techniques.
- Some uptake of BAT to comply with IPPC.

These changes have all lead to reductions in total NH_3 emissions from 364 kt in 1990 to 288 kt in 2010 (see Figure 12.2).

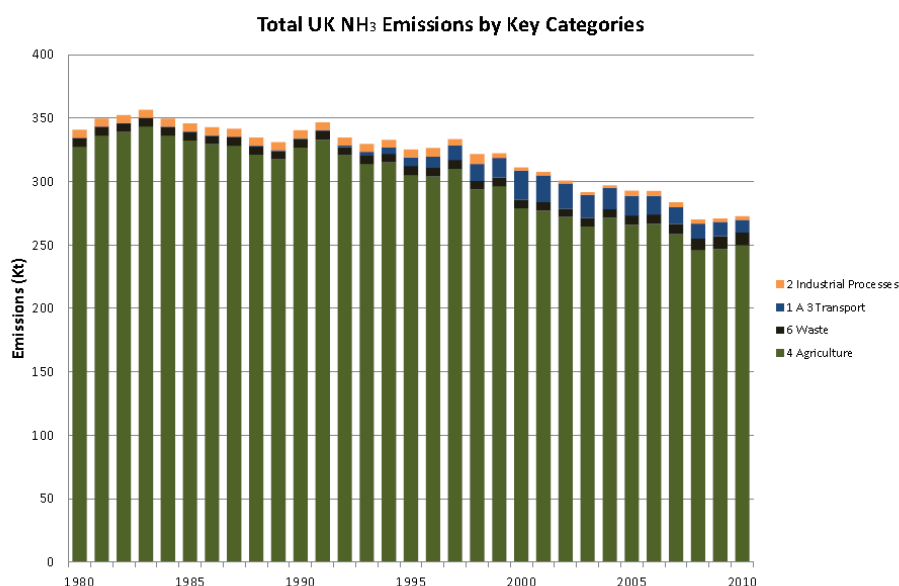


Figure 12.2. Total UK NH₃ emissions by key categories (Passant et al., 2012).
2 = industrial processes, 1A3 = transport, 6 = waste, 4 = agriculture

12.4

What problems are to be addressed in the future

Given that the changes to the UK livestock industry summarised above have led to reductions in total UK emissions of NH₃ the only potential problem to be addressed in the future in connection with the country's obligations to the Gothenburg Protocol relates to what the revised ceiling may be. It is possible that new emissions ceiling below that currently agreed might require significant further changes to industry practice in order to reduce emissions per unit of production.

What should be done in research and in practical sphere?

In our view the origin of emissions are well understood and effective means to reduce them have been demonstrated. When measures are being considered to reduce emissions of NH₃ priority given to:

- Reducing N in diet and N excretion which reduces NH₃ emissions at all stages of manure management and will reduce other N losses (N₂O and NO₃).
- Reducing emissions following manure application. These are among the most cost-effective of measures and NH₃-N conserved at this stage will not be lost subsequently.

Although buildings housing livestock are now the largest source of UK NH₃ emissions there are problems with reducing emissions from them. Buildings housing cattle are naturally-ventilated allowing free exchange of air and so measures to reduce emissions from buildings tend to be expensive and often only moderately effective (30-50% reduction). Measures for manure stores and application can reduce NH₃ emissions by 60-90% and unless measures are also used to reduce NH₃ emissions during storage and after application much of the NH₃ conserved in buildings may be subsequently lost.

In the UK emissions from the use of N fertilizer are relatively small with an average emission of 3.0% of N applied. This is because most N fertilizer is

applied as ammonium nitrate and emissions of NH_3 from this type of fertilizer are 1.8% of total N applied and often difficult to distinguish from background emissions. However, new fertilizer factories produce urea and there are potentially large emissions from urea use, in the UK these emissions average 9.8% of N applied as urea. Most of the fertilizer N used in the UK is applied to growing crops so incorporation is not an option. For this reason there is a need to develop/demonstrate effective inhibitors that reduce NH_3 emissions but do not delay and reduce crop N uptake leaving N residues after harvest that can be lost as N_2O and/or NO_3 .

Concerns over animal welfare leading to increases in the area allowed per animal in livestock buildings may lead to increased NH_3 emissions from livestock buildings. Studies in the UK and Denmark have indicated emissions increase with the area allowed per animal. In particular the EU Directive banning small cage systems for laying hens has led to replacement of buildings with types that allow more space per bird and hence may potentially emit more NH_3 . However, other aspects of the design of these new buildings, such as frequent manure removal on belts and drying the manure on those belts before putting into store may counter any increase from the floor area. A programme of work has begun to measure emissions from these new welfare-friendly buildings. Free range poultry production may also lead to increased emissions as free range birds are more active and eat more and excrete more N. However, information from within the industry suggests that free range production is currently in decline (by 7% so far in 2012).

There is also interest in much larger livestock units. In particular a proposal for an 8000 dairy cow herd in England attracted a great deal of attention before the proposal was rejected due to concerns over welfare and nuisance to neighbours. Cattle in large herds tend to be housed continuously, potentially greatly increasing NH_3 emissions unless measures are taken to reduce emissions during storage and following manure application. However, GHG emissions might be reduced under such a system due to diet no longer being dominated by grass but having a large proportion of maize forage. Such diets are more digestible, reducing emissions of methane, and of reduced protein content, thereby reducing emissions of N_2O . The reduction in protein and N excretion will also lead to some reduction in NH_3 emission but not enough to balance the increase due to all excreta being deposited on impermeable surfaces and needing to be collected as manure (Webb et al., 2005). There have also been plans for very large pig units. Those proposals included closed ventilation systems with air filtration which would have greatly reduce NH_3 emissions.

12.5

References

Brink, C., Van Grinsven, H., Jacobsen, B.H., Rabl, A., Gren, I-M., Holland, M., Klimont, Z., Hicks, K., Brouwer, R., Dickens, R., Willems, J., Termansen, M., Velthof, G., Alkemade, R., Van Oorschoot, M., Webb, J. (2011). Costs and benefits of nitrogen in the environment. In: "The European Nitrogen Assessment" (Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B., Eds.), pp. 513–540. Cambridge University Press, UK.

Hawkins, O. (2011). Dairy industry in the UK: statistics. House of Commons Standard Note SN/SG/2721. 30 June 2011, 6pp.

Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Gilhespy, S.L., Chambers, B.J., Smith, K.A., Williams, J., Dragosits, U. (2011). Inventory of Ammonia Emissions from UK Agriculture 2010. http://naei.defra.gov.uk/reports/reports?report_id=722

Passant, N.R., Murrells, T.P., Misra, A., Pang, Y., Walker, H.L., Whiting, R., Walker, C., Webb, N.C.J., MacCarthy, J. (2012). UK Informative Inventory Report (1980 to 2010). http://naei.defra.gov.uk/reports/reports?report_id=689

Webb, J., Anthony, S.G., Brown, L., Lyons-Visser, H., Ross, C., Cottrill, B., Johnson, P. and Scholefield, D. (2005). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 307–321.

13 Scenarios for reduction of ammonia emissions in Belarus

S.V. Kakareka, A.V. Malchikhina

Natural Resources Institute, National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus

email: sk001@yandex.ru

Abstract

The paper analyzes the potential for ammonia emissions reduction in Belarus. It describes the main agricultural technologies and provides the inventory data for ammonia emissions. It also examines several scenarios for reduction of ammonia emissions, presenting initial parameters and obtained results.

In order to increase the effectiveness of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution it is essential to increase the number of countries joining the Gothenburg Protocol. To make joining the Protocol more appealing to new countries it is imperative to identify the benefits and costs associated with it. That is why evaluating the potential reduction of pollutant emissions, including ammonia, is so important. The paper performs such an analysis for EECCA countries by the example of Belarus.

13.1 Sources and levels of ammonia emissions in Belarus

13.1.1 Methodology for evaluating ammonia emission inventory

Ammonia is one of the substances, which are not completely covered by statistics in Belarus. That is why the EMEP methodology, namely EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2009, was used to estimate ammonia emission inventory for the national emission report. Calculation method with the use of relative emission rates was applied to assess the following sources of ammonia emissions: fuel combustion in power engineering and processing industry, non-industrial combustion plants, combustion in manufacturing industry, road transport and other mobile sources, waste treatment and disposal, agriculture. Emissions from production processes and some other categories of sources were estimated according to the data from statistical reports.

13.1.2 Specific ammonia emission factors

Technologies of livestock and crop production in Belarus

In order to select and justify specific ammonia emission factors the current technologies of livestock and crop production were analyzed with the use of reference information, analytical reviews, regulatory documents, published science papers (Reference and regulatory ..., 1995; Mechanization ..., 1997; Guidelines for modernization ..., 2005; Samosyuk, 2005; Main indicators ..., 2006; Republican standards ..., 2007; Handbook ..., 2007; Technological complexes ..., 2010, etc.).

Cattle housing

Dairy and beef farms in Belarus have the following livestock housing systems in place: zero grazing, part time grazing and full grazing. Zero grazing systems are mostly used for calves less than 1 year old. Housed animals can be tied to stalls, kept in cubicles or within a loose housing system. Most cattle (90-94% of total stock) are tied to stalls on the farms in Belarus. There are three systems of

cattle housing with the output of liquid manure (big industrial-type farms) and solid manure (smaller farms and pastures). In the country animals are mostly kept without bedding with the output of liquid manure.

Pig housing

In pig farming two housing systems are used: indoor keeping and indoor keeping with yard. However, the main herd of pigs is kept in houses, while the outdoor yards are used for boars, farrowing sows, and replacement piglets. Pigs are mostly kept without bedding with the output of liquid manure. On pig industrial-type farms 45% of manure is stored in a liquid form and 55% in a solid form.

Poultry housing

There are the following types of poultry farms in terms of their products: egg farms, broiler farms, selective poultry breeding farms, and poultry hatcheries. On egg industrial-type farms hens are kept in one-tier and multi-tier battery cages. Broiler production on poultry factories is organized with the use of deep litter and caged systems.

Application of organic fertilizers

In Belarus manure with (about 60%) and without (more than 40%) bedding is used as a fertilizer. Manure without bedding can be of the following types: semi-solid manure, liquid manure and manure effluent. Manure with bedding is mostly applied in autumn simultaneously with under-winter ploughing. Liquid organic fertilizers are used during ploughing or tillage in autumn and spring, and also for additional fertilizing.

Table 13.1. Ammonia emission factors for animal husbandry.

Group of animals	Source of emissions	Emission factor kg per animal per year
Dairy cows	Housing systems with the output of:	
	liquid manure	39.3
	solid manure	28.7
	Grazing	3.9
Other cattle (bulls, calves, etc.)	Housing systems with the output of:	
	liquid manure	13.4
	solid manure	9.2
	Grazing	2.0
Sows	Housing systems with the output of:	
	liquid manure	15.8
	solid manure	18.2
Other pigs (boars, replacement pigs, etc.)	Housing systems with the output of:	
	liquid manure	6.7
	solid manure	6.5
Laying hens	Caged systems	0.48
Broilers	Deep-litter systems	0.22
Laying hens	Free-range poultry systems	0.32
Broilers	Free-range poultry systems	0.16
Horses	Housing	5.1
Sheep and goats	Housing	0.46

Application of mineral fertilizers

In Belarus superficial application of granulated mineral fertilizers and liquid fertilizers is used.

The emission factor of 0.05 kg per kg of nitrogen fertilizers in the active substance was used for the estimation of ammonia emissions from mineral nitrogen fertilizer application (EMEP/EEA Air Pollutant ..., 2009; Klimont, 2004). The following specific emission factors for incomplete combustion of solid fuel were assumed: 10 g/ton for peat, 5 g/ton for firewood. Ammonia emissions from waste water treatment processes in urban area were estimated using the emission factor of 14.4 g of ammonia per million liters of treated waste water, and 1.6 kg per person per year in rural settlements. Emissions from waste burial were estimated using the emission factor of 0.63 kg per person per year.

Ammonia emission factors for animal husbandry (including all stages of manure management) are listed in Table 13.1.

13.1.3 Results of inventory calculations

According to the final data (including statistical data for production processes) annual ammonia emission in Belarus amount to 140-150 thousand tons in recent years (146.8 thousand tons in 2008, Table 13.2).

Table 13.2. Final data for ammonia emissions in Belarus by NFR categories (for 2008).

NFR code	Source description	Emissions, thousand tons	Relative contribution, %
1A1a	Public Electricity and Heat Production	0.044	0.03
1A2	Manufacturing Industries and Construction	0.023	0.02
1A3b	Road Transportation	0.016	0.01
1A3c	Railways	0.002	0.00
1A4a	Commercial / Institutional Combustion	0.003	0.00
1A4b	Residential combustion	0.019	0.01
1A4c	Agriculture / Forestry / Fishing	0.005	0.00
1B2	Oil and natural gas	0.106	0.07
2A7b	Construction and demolition	0.005	0.00
2B	Chemical industry	4.74	3.23
2C	Metal production	0.097	0.07
2D	Other productions	1.46	1.00
2G	Other	1.945	1.33
4B	Manure management	101.74	69.30
4B1a	Dairy cattle	35.81	24.4
4B1b	Non-dairy cattle	32.14	21.9
4B3	Sheep and goats	0.024	0.02
4B6	Horses	0.726	0.50
4B8	Swine	23.33	15.90
4B9a	Poultry	9.713	6.62
4D1	Direct Soil Emission (application of mineral fertilizers)	26.18	17.80
6A	Solid waste disposal on land	6.093	4.15
6B	Waste-water handling	4.037	2.75
6D	Other waste	0.255	0.17
Total		146.77	100.0

Animal husbandry is the main source of ammonia emissions (69% of total ammonia emissions). Emissions from the “Manure management: Dairy cattle” and “Manure management: Non-dairy cattle” categories amount to more than 45% of total emissions. They are followed by emissions from the “Manure management: Swine” category – 16% of total emissions, and “Manure management: Poultry” category – 6.6% of total emissions. 74% of ammonia emissions from cattle housing were from small agricultural enterprises (farms), while 15% of such emissions were from private farms. Emissions of ammonia into the atmosphere from big and medium farms amounted to 11% of total emission from cattle rearing (Figure 13.1, A).

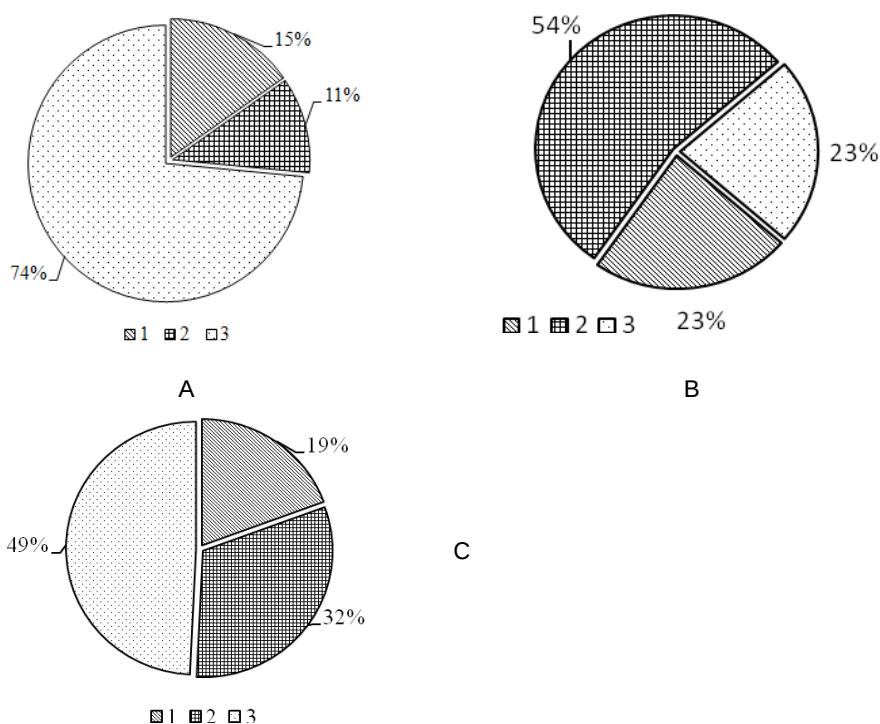


Figure 13.1. Distribution of ammonia emissions by categories of farms from cattle (A), pigs (B), poultry (C). 1 – private farms; 2 – big and medium agricultural enterprises; 3 – small agricultural enterprises.

Pig farming, in contrast to cattle farming, had a bit over 50% of ammonia emissions produced by big and medium agricultural enterprises (with above 15 thousand pigs), while the shares of small agricultural enterprises and private farms amounted to 23% each (Figure 13.1, B).

In case of poultry farming 32% of ammonia emissions were produced by big and medium poultry factories (with above 500 thousand head), 49% - by small poultry farms, and 19% - by private farms (Figure 13.1, C).

Private farms had the biggest share (62%) of emissions from other categories of livestock (sheep, goats, horses).

Activities connected with plant production (“Application of mineral fertilizers” category) were responsible for 17.8% of gross ammonia emissions.

Ammonia emissions from non-agricultural sources in Belarus amounted to 18.9 thousand tons (or 13% of total emissions) in 2008. 10.4 thousand tons of these emissions came from waste handling processes and 4.7 thousand tons - from chemical industry (production of nitrogen fertilizers, ammonia, nitric acid, etc.).

All in all, agricultural sources produce more than 80% of ammonia emitted into the atmosphere. Therefore, it is possible to considerably decrease the gross national ammonia emissions only by taking measures to reduce emissions from these categories of sources.

13.2 Scenarios for reduction of ammonia emissions in animal husbandry

Measures to reduce ammonia emissions in animal husbandry can be split into following groups:

- to reduce emissions on animal growing and housing stage: transfer to other livestock housing systems (use of bedding, aeration, etc.), changing feed rations (lower nitrogen consumption, use of biological additives), cleaning the ventilation air from animal houses (installing filters);
- to reduce emissions from manure storages: setting up closed manure storages, treating bedding material, reducing manure pH, reducing urease activity, changing the treatment methods of waste waters;
- to reduce emissions from manure application to soil: immediate ploughing after application of manure, using injectors and optimal timing of manure incorporation (Guidance Document ..., 2007).

Calculations with GAINS model methods were performed to estimate the potential for ammonia emission reduction in Belarus when implementing the above measures in agriculture (and first of all in animal husbandry) and related costs. Due to alternative nature and diversity of measures the estimation of emission reduction and related costs was performed for a sequence of emission reduction strategies (scenarios) differing in the share of sector affected by the group of implemented measures. Measures were grouped into 3 categories (of low, medium and high effectiveness) including measures for various stages: animal rearing, manure storage, manure application (Table 13.3).

Table 13.3. Groups of measures for ammonia emissions reduction.

Category of measures	Example of measures
Low effectiveness	Band spreading of manure, composting in clamps, windrows, etc.
Medium effectiveness	Incorporation of manure within 12 hours, using simple covers (straw, peat, bark, filler balls, etc.)
High effectiveness	Immediate incorporation of solid fertilizers, injection of liquid fertilizers, hard covers for manure storages, etc.

In total the emissions and costs were estimated for 9 measure implementation scenarios, including zero-scenario (without any measures for emission reduction). Scenarios 1 and 2 implement measures with low effectiveness for 2 stages of livestock production: storage of manure and fertilizing application of manure (Table 13.4). Scenarios 3 and 4 suggest using measures with high effectiveness for the same stages. Between each other these scenarios differ in terms of affected farm animal stock: 10% - for scenarios 1 and 3, and 25% - for scenarios 2 and 4.

Scenarios 5 and 6 feature the most effective measures used in the GAINS model for all stages of livestock production: rearing dairy cattle – storing manure in closed manure storages, using methods of fertilizer application with low emission levels; rearing pigs – installation of biofilters, storing manure in closed manure storages, etc.

Table 13.4. Parameters of scenarios 0-6 for ammonia emission reduction.

Scenario	Description of measures	Share of affected farm animal stock, %
0	Without measures	100
1	Measures with low effectiveness implemented for storage of manure and fertilizing application of manure	10
2	Idem as above	25
3	Measures with high effectiveness implemented for storage of manure and fertilizing application of manure	10
4	Idem as above	25
5	Measures with high effectiveness implemented for animal rearing, storage of manure and fertilizing application of manure	50
6	Idem as above	100

The difference between these scenarios is in the share of affected farm animal stock: 50% - for scenario 5, and 100% - for scenario 6.

In order to assess the “average” scenario of measures implementation scenarios 7 and 8 are used, which suggest that a part of farm animal stock is affected by the measures at the soil application of manure stage, another part of the stock is affected at application and storage of manure stages, and one more part is affected at the animal housing stage.

Calculation of costs associated with the measures for reduction of ammonia emissions was based on current and capital outlays presented in GAINS Guidelines (Klimont, 2004).

13.3 Results of scenarios for emission reduction

Analysis of obtained data showed that the maximum technically feasible ammonia emission reduction in animal husbandry (scenario 6) is 45.5 thousand tons, i.e. by 35% (Table 13.5). Expected ammonia emissions in this case would be 84.3 thousand tons, and required investments – 347 million euros per year. Specific costs are rather high – around 7.6 thousand euros per year per every ton of ammonia emission reduction.

Table 13.5. Costs of ammonia emission reduction for different scenarios of emission reduction measures (in relation to emissions in 2005).

Scenario	Costs, million euros per year	Emission reduction, thousand tons per year	Residual emissions, thousand tons per year	Specific costs, million euros per ton reduction
0	-	-	129.8	-
1	12	1	128.8	12.0
2	30	2.6	127.2	11.5
3	14.9	3.3	126.5	4.5
4	37.3	8.2	121.6	4.5
5	173.6	22.8	107.0	7.6
6	347.1	45.5	84.3	7.6
7	106.6	27.9	101.9	3.8
8	102.0	30.8	99.0	3.3

Implementation of scenarios 1, 2 and 3 with the costs of 12-30 million euros does not result in significant emission reduction – the difference from scenario 0 is 1-3%. However, specific costs in these cases are the highest and reach 12 thousand euros per year.

Ammonia emission reduction in scenarios 7 and 8 would be 21-23% with the total costs of 102-107 million euros per year. Also it should be noted that these scenarios have the lowest specific costs: 3.3-3.8 thousand euros per year per ton of ammonia emission reduction.

13.4 Conclusion

Resulting preliminary estimations of costs for different scenarios showed that technically feasible ammonia emission reduction in Belarus through emissions reduction in animal husbandry is around 20%. However, required investments for air protection measures in animal husbandry would amount to around 100 million euros per year, which is twice as high as the current average annual expenditures on air protection in Belarus. Also, it should be taken into account that air protection expenditures in agriculture in Belarus at the moment account for an insignificant share of gross air protection expenditures.

Considering the above and taking into account the specific nature of measures for ammonia emission reduction it can be concluded that significant ammonia emission reduction in animal husbandry can be achieved if it becomes a part of the general transition strategy to the best existing technologies in this sector that would require a considerable amount of time. Implementation of emission reduction measures can be started in the form of pilot projects in some agricultural enterprises. In this case it might be helpful to use the experience from joint implementation of projects under Kyoto Protocol directed at green house gas emission reduction.

13.5 References

Malchikhina, A.V. (2010). Anthropogenic sources of ammonia emissions into the environment in Belarus: detection, evaluation and control. – Мальчихина А.В. Антропогенные источники выбросов аммиака в окружающую среду Беларуси: выявление, оценка и прогноз : Автореф дисс. ... канд. геогр. наук/ А.В. Мальчихина. - Минск, 2010. – 23 с.

Grib, V.K. (1997). Livestock production mechanization. – Механизация животноводства / В.К. Гриб и др. – Минск: Ураджай, 1997. – 640 с.

Guidelines for modernization of process control systems in pig production (2005). – Рекомендации по модернизации систем управления технологическими процессами в свиноводстве / Министерство сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь, УО «Белорусский государственный аграрный технический университет» – Минск: БАТУ, 2005. – 45 с.

Republican standards for technological design of new livestock production facilities and their reconstruction and technical re-equipment (2007). – Республиканские нормы технологического проектирования новых, реконструкции и технического перевооружения животноводческих объектов: утв. приказом М-ва сельского хозяйства и продовольствия Респ. Беларусь 30.12.2006. № 514. // Нац. реестр правовых актов Респ. Беларусь. – 2007. – 8/15889.

Samosyuk, V.N. (2005). Current state and prospects of technical re-equipment in the pig production sector in Belarus and Russia under ecological requirements. – Самосюк В.Н. Состояние и перспективы технического переоснащения отраслей свиноводства в Беларуси и России с учетом экологических требований / В.Г. Самосюк, В.Н. Дашков, В.Н. Гутман // Journal of Research and Application in Agricultural Engineering. – 2005. – Vol. 53. – P. 71–74.

Agrochemist's reference book (2007). – Справочник агрохимика / В.В. Лапа [и др.]; под ред. В. В. Лапа. – Минск: Белорус. наука, 2007. – 389 с.

References and standards in livestock production (1995). – Справочно-нормативные материалы по животноводству. – Жодино, 1995. – 43 с.

Technological systems of machines and equipment for milk and beef production (2010). – Технологические комплексы машин и оборудования для производства молока и говядины // Научно-практический центр национальной академии наук Беларуси по механизации сельского хозяйства 2010 г. [Электронный ресурс]. – 2010.

EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2009. Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories EEA // EEA. – Copenhagen, 2009.

Klimont, Z. (2004). Modeling of Emissions of Air Pollutants and Greenhouse Gases from Agricultural Sources in Europe / Z. Klimont, C. Brink. – Laxenburg: IIASA, 2004. – 69 p.

Scenarios of SO₂, NO_x, and PM emissions in the non-EU countries up to 2020 (2008). Background Paper for the 41st Session of the Working Group on Strategies and Review of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. CIAM Report 1/2008. 30 p.

14 Reducing environmental pollution by animal manure from big farms

S.M. Krutko, P.F. Tivo
 Republican Unitary Enterprise "Melioration institute", Minsk, Belarus
 email: s708@mail.ru

Abstract

This paper provides the data regarding the long-term and systematic application of liquid organic fertilizers in higher rates and the influence it has on the pollution of the atmosphere, soil, plants, and natural waters. It also proposes a system of measures directed at improving the ecological situation in the areas affected by big animal farms.

14.1 Animal manure treatment in Belarus

At present there are above 200 functioning big animal farms in Belarus including 106 pig farms with the annual capacity of 12 to 108 thousand head. They accumulate annually around 19-20 million m³ of liquid manure and wastewater containing 92-97% and more than 97% of water respectively. And in the near future the number of such facilities will grow by 70%. Dairy farming and cattle breeding are also developing intensively in our republic. As a result the volume of bedding-free (liquid) manure will grow significantly, and the environmental pollution can reach the threatening levels.

Other countries, where animal farming has been industrialized, are no exception. Uncontrolled use of liquid organic fertilizers can result in the contamination of soil, ground waters, air, and plants by toxic chemicals, infectious and invasive agents. According to the data from World Health Organization (WHO) the liquid manure is a transmission factor of more than 100 different animal and human pathogens. Out of the microorganisms in livestock wastewater the main danger comes from the salmonellosis, foot-and-mouth disease, tuberculosis, brucellosis, swine fever agents, ascaris eggs, strongyloides eggs, etc. (Merzlaya et al., 2006, Okladnikov, 1988). Air emissions of ammonia, which is included in the priority pollutant list in some countries, are an issue of particular concern. According to the American Health Care Association report this gas causes various respiratory diseases, which affect no less than 25% of specialists working on big farms (Agrobusiness, 2005).

The intensity of air pollution depends on animal stock, the systems of manure-bearing run-offs collection and storage. Thus, according to our observations, on the pig farm "Borovitsa", located in the Ivanovskiy district of the Brest region, NH₃ concentration inside the animal house was quite significant even though it did not exceed the threshold limit value for animals (Table 14.1). Meanwhile the annual NH₃ emissions only from the livestock houses were no less than 40 to 50 tons. And this figure will be twice as high if the ammonia losses from manure storage and manure application are taken into consideration. Moreover, various pathogenic microorganisms are also released into the atmosphere. The situation on other pig farms is no better. During wastewater application on agricultural lands the soil becomes an intermediary in surrounding natural environment pollution: pollution of surface and ground waters, plants and air. Soil cover is

one of the main components of the urban ecological system. It acts as a buffer and detoxicant, and absorbs the impact of various wastes. Soil accumulates heavy metals, pesticides, hydrocarbons, detergents, and other chemical pollutants forestalling their transfer to plants, natural waters and air. However, in soil many chemical compounds undergo transformations that either decrease or increase their toxicity. Soil carries the most amount of information to assess the extent and nature of anthropogenic stress on the area. That is why the ecological evaluation of soil cover as a habitat component is the high priority indicator.

Table 14.1. Air pollution in animal houses of the pig farm "Borovitza".

Examined location	Content in the air, mg/m ³		Microbial contamination, thousands of microbes per m ³	
	Dust	NH ₃	Total microbial count	Coliform index
House for dry and gestating sows	4.0	4.0	177.8	2.3
House for farrowing sows	5.2	4.0	132.6	1.4
Housing for weaners	9.1	5.2	418.6	7.6
Housing for growers	7.2	4.1	287.2	3.1
Farm area boundary (windward side)	0.6	-	3.3	0.6
Farm area boundary (leeward side)	2.8	-	24.8	11.3

Liquid manure in Belarus is treated according to the following technological schemes:

- separation of livestock wastes into solid and liquid fraction with a subsequent use of clarified liquid for irrigation on the fields;
- removal and application of liquid organic fertilizers on agricultural lands by mobile devices;
- artificial biological cleaning of the liquid fraction with its subsequent pumping over to municipal waste treatment facilities and its cleaning with the use of aeration tanks (Republican unitary agricultural production enterprise "Pig Complex "Borisovskiy" Minsk Region).

Liquid livestock waste can be used as a fertilizer only after an appropriate preparation and sanitation, because its high moisture content and the absence of biothermal processes in them increase the survival time of pathogenic microorganisms. Liquid livestock waste sanitation methods are classified as physical, chemical and biological. The latter are more widely used and are based on destruction and mineralization of organic matter by microorganisms. This process can proceed to this or that extent both in natural (in soil, biological ponds, and composts) and artificial (in aeration tanks, methane tanks) conditions. Certainly, fermentation of liquid manure in methane tanks has better prospects as it provides not only biogas, but also ecologically clean fertilizers without odor, viable helminths and fertile weed seeds. Denmark has achieved the most success in this field; here 20% of consumed energy is provided from renewable sources, and a goal has been set to increase this indicator by 1.5 times and to process 50% of manure from local farms in methane tanks by the year 2020 (Komalova, 2010).

In our republic this technology has been only implemented by the Republican unitary agricultural enterprise "Selective Crossbreeding Center "Western" in Brest District, the Republican unitary enterprise "Breeding poultry factory "Belorusskiy" in Minsk District and JSC "Gomelskaya poultry factory". However,

in the coming years there are plans to launch 39 biogas generators with the total power capacity of 40.4 MW.

The liquid fraction is generally used for irrigation. During the mechanical separation process (in case when there's no artificial biological cleaning) most helminths end up in the solid fraction, though some of them are left in the liquid fraction. That is why it is recommended to compost the former, and process the latter according to veterinary requirements. Moreover, if a field tank is filled with the liquid fraction of pig slurry in autumn then it should be kept there for 9 months for dehelminthization. And for liquid pig slurry sanitation (without separation into fractions) this period has to be increased up to 1 year (Standards of technological ..., 2001). The drawback of this method is the relatively big (up to 30%) ammonia nitrogen losses from the storage in open field tanks.

14.2 Effects on groundwater, soils, and crops

The practice has shown that liquid waste processing on livestock farms is a serious ecological problem. In the last years the area of infiltration fields has significantly reduced. The technology of wastewater application is not followed in terms of both application rates and time and in terms of cultivated crops. In the Republic the ecological state of soils used in intensive livestock farming is monitored on a very limited basis. Fragmentary studies of some animal farm lands showed that in case of annual use of huge wastewater amount on limited areas, the environmentally safe condition of soil cover cannot be guaranteed. Geochemical examination of soils, which are used by the pig farm "Yuzhnoje" in Brest Region, showed that uneven wastewater distribution across its territory resulted in agricultural lands pollution with nitrates and heavy metals. Moreover, pollution indicators vary a lot depending on the application rate. When the amount of applied wastewater had 480 kg of nitrogen per ha a noticeable increase of mobile zinc and cadmium content in the plough layer was observed, which allows to consider these soils as a near reserve for forming the lands contaminated with heavy metals (Table 14.2).

Table 14.2. Heavy metals mobility (extracting agent - 1M HCl) in the topsoil for different levels of livestock wastewater use, mg/kg (Zhelyazko et al., 2006).

Nitrogen rate in livestock wastewater, kg/ha	Cu	Zn	Cd	Pb
Peaty gley soil				
0	1.2	4.5	0.35	15.2
160	1.1	4.7	0.35	15.7
300	1.8	5.2	0.40	15.9
Soddy-podzolic light loamy soil*				
0	1.0	5.4	0.05	4.0
300	1.5	6.3	0.07	5.3
480	2.4	10.4	0.10	5.7
*Approximate allowable concentrations (Large-scale agrochemical ..., 2001)	12	18.0	0.40	25.0

It was found that with the higher application rates of livestock wastewater the accumulation of mobile heavy metals in soil increases that is especially true for loamy soils. These data also show that loamy soils provide a more reliable protection for ground waters from contamination. It does not concern sands and sandy-loam soils of Belarus Polesie though.

The presence of microdepressions on the fields where liquid organic fertilizers are applied also has a negative impact, which is consistent with the results of foreign researchers (Asmus, 1993). According to our data the microrelief diversity results in redistribution of nutrients across the area that in turn influences the quality of ground waters. Variation coefficient of calcium and nitrate content in ground waters in these areas was 5 times higher compared to even surfaces. Moreover, 1/3 of nitrogen and 17% of phosphorus from livestock wastewater can be lost with the surface run-off. One of the ways to decrease the losses is to level the wastewater irrigated fields and to observe the scientifically based irrigation regime, which eliminates the possibility of exceeding the irrigation rates. Failure to follow these recommendations in some cases resulted in the situation, when the nitrate content in ground waters of Polesie zone reached 140 mg/l, with the maximum allowable concentration (MAC) of 45 mg/l (Sanitary Regulations and Standards 2.1.4.12-23-2006, 2006). In addition to nitrates the ammonium was also subject to leakage (Table 14.3) (Zhelyazko et al., 2006).

Table 14.3. Ground water pollution on disposal fields of Unitary Municipal Agricultural Enterprise "Borovitsa" in Brest Region.

Quantity of analyzed samples	Quantity of water samples, where MAC was exceeded, %			
	NH ₄ ⁺	Fe total	NO ₃ ⁻	Permanganate value
Spring flood				
29	34.5	34.5	13.8	20.7
Summer low-water				
51	15.7	74.5	15.7	43.1
Autumn flood				
51	19.6	82.4	9.8	27.5

Note: MAC for ammonium is 2 mg, for iron – 0.3 mg, for nitrates – 45 mg/l, permanganate value – 5 mg/l (Sanitary Regulations and Standards 2.1.4.12-23-2006, 2006).

However, the problem of soil cover pollution resulting from the operation of intensive animal farming facilities is linked not only to chemical soil contamination, but also to their sanitary and hygienic condition. The pathogenic microorganisms content in soils on the farm territory and on the disposal fields, is 2.5 times higher than in the nearby forest soils and remote agricultural lands. Soil cover on wastewater irrigated fields of Unitary Municipal Agricultural Enterprise "Borovitsa" was contaminated with helminths eggs and larvae (up to 2.3 instances per kg of soil).

The biggest negative impact on the soil cover comes from the wastewater of animal farms, which are located on floodplains. The microrelief seriously complicates the ecological situation also on heavy soils and on the fields adjacent to manure storages. Microdepressions accumulate, first of all, phosphorus (Table 14.4).

Upon the manure-bearing wastewater application the water and physical properties of soils change considerably. Thus, the subsurface layer of soils with heavy texture usually has a filtration coefficient of 0.06 m/day while the required value is no less than 0.3 m/day. In this case this layer needs to be decompacted in order to avoid surface run-off.

Soils contaminated by livestock wastewater are a source of substandard and ecologically dangerous crops. The studies established that high application rates of manure-bearing wastewater resulted in high nitrate content and low sugar-

protein ratio of grown feeds – from 0.4 to 0.7, with the optimum level being 0.8-1.2 (Figure 14.1) (Zhelyazko et al., 2006).

Table 14.4. Agrochemical properties of soddy-podzolic medium loam soil under disposal wastewater with N480, Unitary Municipal Agricultural Enterprise "Severnyi" (Krutko, 2008).

Sampling location	Depth, cm	pH	P ₂ O ₅ , mg/kg	K ₂ O, mg/kg
Irrigated area	0-20	6.28	374	206
	20-40	6.22	198	150
	40-60	5.70	159	80
	60-80	5.4	129	26
Irrigated area (lowering)	0-20	6.75	741	390
	20-40	6.42	275	103
	40-60	6.1	234	98
	60-80	5.3	98	70
Non-irrigated area (reference)	0-20	4.61	257	108
	20-40	4.8	148	101
	40-60	4.49	120	59
	60-80	3.75	74	60

Table 14.5. Nutritional elements content in perennial grass crops (average for 3 years), % on dry matter basis (Krutko, 2008).

Experiment variant	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
Reference	1.50	0.62	1.4	0.70
Wastewater application with nitrogen content of ... kg/ha:				
120	1.96	0.71	2.1	0.61
240	2.12	0.82	2.7	0.65
360	2.40	0.87	2.9	0.64
480	2.65	0.92	3.7	0.60

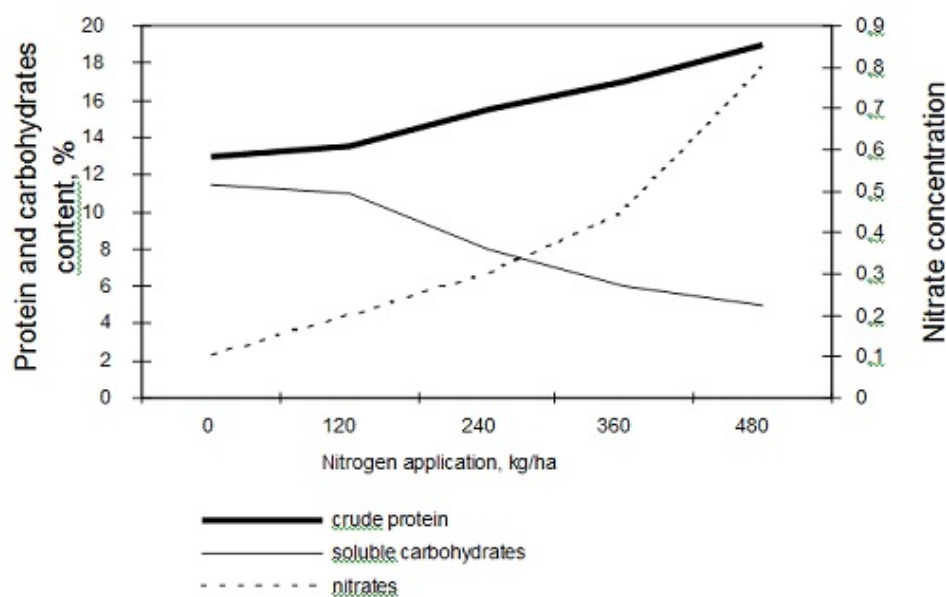


Figure 14.1. Perennial grass crop quality on soils irrigated by livestock wastewater.

Moreover with 480 kg/ha of nitrogen in the wastewater the NO_3 content in the dry mass of grass was as high as 0.8%, with the maximum allowed (in Belarus) content of 0.1% for hay, and 0.2% for grass meal (Ponomarenko et al., 2012). The feed mineral content also becomes worse and the ratio between mono- and divalent cations is broken (Table 14.5).

Chemical composition of drainage run-off from irrigated areas of the pig farm denotes the usage extent of manure-bearing wastewater on agricultural irrigated fields and the ecological condition of agrolandscape. The run-off has a neutral pH and a low content of potassium, sodium, and, especially, phosphates. However, the surface run-off from wastewater irrigated areas of Unitary Municipal Agricultural Enterprise "Severnyi" is much more contaminated because the infiltration capacity of medium loam soil has decreased as a result of over-compaction.

Observations of hydrochemical and hydrotechnical modes of a containment pond for the drainage run-offs, which is the terminal element before the water discharge into the water receiving structure, showed that the hydrocarbonate-chlorid-sulphate content of anions had the following range of cations: $\text{NH}_4 > \text{K} > \text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg}$ which is abnormal for natural waters. So the conclusion can be made that the salt composition of the containment pond results from intensive contamination with manure-bearing wastewater. This is also shown by the salt composition of ground waters, where potassium content is also higher than sodium content.

During the irrigation period the ammonium concentration in the containment pond significantly exceeds the maximum allowable concentration.

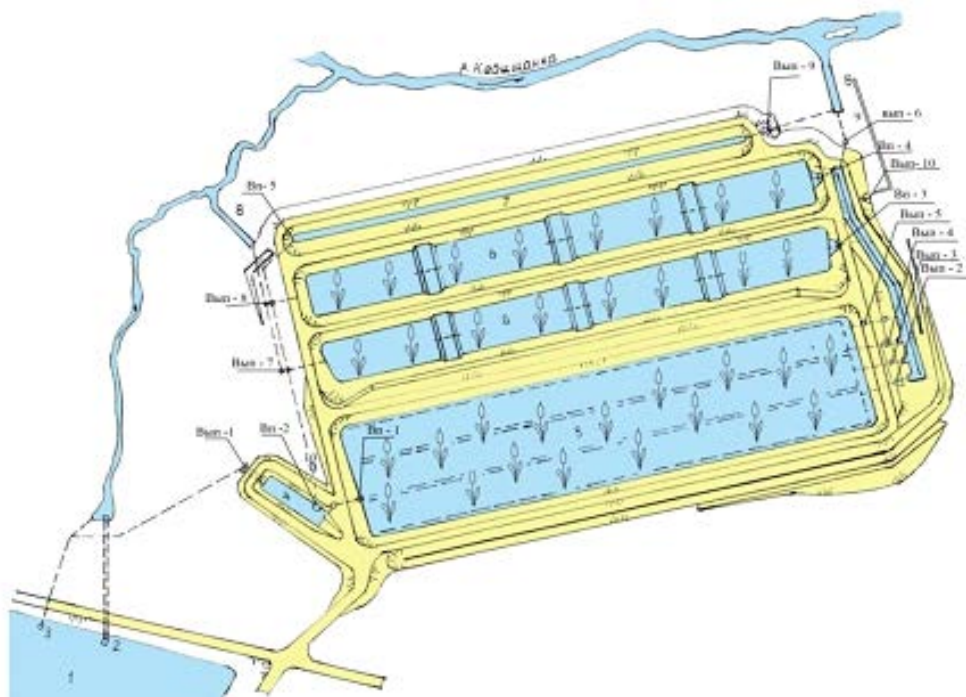


Figure 14.2. The layout of bioengineering facilities: 1 – holding basin (gathering pond), 2 – flood gate, 3 – bottom outlet, 4 – sediment pond, 5 – pond I, 6 – pond II, 7 – biochannel, 8 – escape canals, 9 – slope flooding plot, 10 – aerator.

14.3 Bioengineering facilities

In order to prevent pollution of natural waters some bioengineering facilities were designed. They are a cascade of facilities, where the waste water is treated by filtration, sedimentation, aeration, absorption of biogenic elements by higher aquatic plants and microbiota, and also with the help of hygrophilous plants growing on the sloped area. (Figure 14.2).

Total allocated area is 12.58 ha, including 5.86 ha of ponds. They are located on the first terrace above the floodplain slope of the Kabischanka River (the Western Dvina river watershed). The facilities operate during the warm period of the year in a self-flowing mode.

In the pond I the bed drainage was installed, also broadleaf cattail (*Typha latifolia*) and common reed (*Phragmites communis*) were planted. The design features provide the flow of the treated water in the horizontal plane (through macrophyte vegetation), and in the vertical plane – through the root habitable layer filled with microorganisms. The second treatment stage is organized in the form of two shallow ponds split by dams (barriers). In the first pond the higher aquatic plants are growing across the entire bed, and in the second pond they are planted only on dams. The system is closed by a biochannel, 300 m long and 5 m wide with higher aquatic plants growing on its banks.

To make it all work an integrated technology of the bioengineering facilities operation had been developed. This technology is based on the feedwater supply control depending on the substances concentration, which is determined in field conditions with the use of electrical conductivity according to regression equations:

$$\begin{aligned} yK^+ &= 0.06x - 17.517 \quad (R^2 = 0.93), \\ yNH_4^+ &= 0.11x - 57.25 \quad (R^2 = 0.89), \\ yPO_4^{3-} &= 0.02x - 0.15 \quad (R^2 = 0.77), \\ y\Sigma ions &= 0.72x + 41.5 \quad (R^2 = 0.94) \end{aligned}$$

(where y is the concentration of a chemical element, mg/l; x is electrical conductivity, micros/cm).

Also the parameters were determined defining the treatment efficiency for return water from the disposal fields in the bioengineering facilities, namely: the optimal water level for broadleaf cattail cultivation (0.6 to 0.8 m), optimal wastewater ammonium and phosphate content (no more than 80 mg/l and 50 mg/l, respectively), optimal filtration coefficient of the drainage backfill (no less than 0.14 to 0.35 m/day). Bioengineering facilities operation provides 85.2% and 79.7% average reduction, respectively of ammonium nitrogen and phosphates concentration. This allowed to avoid the discharge of 32.3 tons of ammonium and 10 tons of phosphates into the water receiving structure for merely six years (Krutko, 2009).

Economical efficiency of bioengineering facilities depends, first of all, on the quantity of biogenes withdrawn from the geochemical circulation. The prevented ecological damage cost for the study period was from 53 to 113 thousand US dollars.

14.4 Recommendations

Also, to reduce environmental pollution around the animal farms locations it is appropriate to do the following:

- to develop ecological passports for big pig farms and regulations regarding the use of the entire volume of manure and manure-bearing wastewater;

- to reduce the wastewater output by using less water-intensive manure removal systems, to strictly follow the technology of wastewater preparation for irrigation, including sanitation and dehelmentization. The best prospects in this respect has anaerobic fermentation of animal waste and biogas production, which help to enhance the organic fertilizers quality and reduce the emissions of greenhouse gases into the atmosphere;
- the liquid organic fertilizers rates calculated per nitrogen content should not exceed 240-250 kg/ha when applied on soddy-podzolic soils, even for perennial cereal grasses; they should be applied in fractional doses under every cut. Meanwhile, winter application of liquid livestock waste with the use of mobile devices should be avoided, especially on slopes;
- potassium fertilizers application on the lands irrigated by livestock wastewater is impractical as it makes the feed mineral content worse because of the unfavourable ratio between mono- and divalent cations;
- to perform local monitoring of soil cover ecological condition and cultivated crops and feeds quality;
- to reduce ammonia emissions via ventilation systems of livestock houses by installing filtration systems;
- to introduce the technology of subsurface liquid organic fertilizer application;
- new big farms cannot be constructed without thorough ecological examination aimed to prevent further concentration of factory farms on a limited area;
- execution of scheduled tasks for environmental protection in the areas affected by intensive animal farms operation should become just as crucial as other operation indicators (for example, economical or social).

14.5

References

Merzlaya, G.E. et al. (2006). Agroecological basics and technologies of manure without bedding usage. – Агроэкологические основы и технологии использования бесподстильного навоза / Г.Е. Мерзлая, М.Н. Новиков, А.И. Еськов [и др.].- М.: Россельхозакадемия - ГНУ ВНИПТИОУ, 2006. - 463 с.

Okladnikov, N.I. (1988). Sanitation of industrial livestock production. – Окладников, Н.И. Санитария промышленного животноводства / Н.И. Окладников, И.С. Безденежных. – М.: Росагропромиздат, 1988. – 191 с.

Agrobusiness – Russia (2005). – Агробизнес – Россия. – 2005. - №8. – С. 95.

Komalova, I. (2010). Danish style innovations in livestock production. – Комалова, И. Инновации в животноводстве по-датски / И. Комалова // Свиноводство. – 2010. - №1. – С. 44-47.

Standards of technological design for systems of manure and poultry droppings removal and preparation for usage (2001). – Нормы технологического проектирования систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета. НТП 17-99. – Москва: Министерство сельского хозяйства РФ, 2001. – 91 с.

Zhelyazko, V.I. et al. (2006). Using manure without bedding on meliorated agrolandscapes of Nonblack Soil Zones. – Желязко, В.И. Использование бесподстильного навоза на мелиорированных агроландшафтах Нечерноземья / В.И. Желязко, П.Ф. Тиво, Ю.А. Мажайский: монография. – Рязань: Мещерский ф-л Всеросс. НИИ гидротехники и мелиорации имени А.Н. Костякова, 2006. – 304 с.

Large-scale agrochemical and radiological examination of agricultural soils in Belarus: guidelines (2001). – Крупномасштабное агрохимическое и радиологическое обследование почв сельскохозяйственных угодий Беларуси: методические указания. – Минск: Белорусское издательское товарищество «Хата», 2001. – 60 с.

Asmus, F. (1993). Therapie für güllebelastete Böden / F. Asmus, M. Bolke // Neue Landwirtschaft. – 1993. - №7. – S. 43-44.

Sanitary Regulations and Standards 2.1.4.12-23-2006 (2006). Sanitary protection and hygienic requirements regarding the quality of water from uncentralized public water supply sources. – СанПиН 2.1.4.12-23-2006 Санитарная охрана и гигиенические требования к качеству воды источников нецентрализованного питьевого водоснабжения населения. – Минск: Министерство здравоохранения Республики Беларусь, 2006. – 24 с.

Krutko, S.M. (2008). The effect of livestock effluents on the fertility of soddy-podzolic medium loam soils. – Крутько, С.М. Влияние использования животноводческих стоков на плодородие дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы / С.М. Крутько // Мелиорация. – 2008. – №2 (60). – С. 189-198.

Ponomarenko, Y.A. et al. (2012). Safety of feeds, feed additives and food products. – Пономаренко, Ю.А. Безопасность кормов, кормовых добавок и продуктов питания / Ю.А. Пономаренко, В.И. Фисинин, И.А. Егоров: монография. – Минск: Экоперспектива, 2012. – 864 с.

Krutko, S.M. (2009). Improving treatment methods for return water from the disposal fields irrigated by pig farm effluents. – Крутько, С.М. Совершенствование способов очистки возвратных вод с полей орошения стоками свинокомплексов: автореф. дис. канд. с.-х. наук: 06.01.02 / С.М. Крутько: Институт мелиорации. – Минск, 2009. - 24 с.

15 Reactive nitrogen emissions in the Republic of Kazakhstan

I.B. Eserkepova, L.V. Lebed, Z.R. Tokpajev
 Republican state enterprise "Kazakh Scientific Research Institute for Ecology and Climate" (KAZNIIIEK), Republic of Kazakhstan
 email: iyesserkepova@mail.ru, Llebed@inbox.ru, zufartokpaev@mail.ru

Abstract

Currently Kazakhstan is not taking any special measures to reduce emissions of reactive nitrogen (including ammonia and nitrous oxide) into the atmosphere from the agricultural sector. The paper provides estimated values for emissions of nitrous oxide and ammonia from manure management and livestock housing systems in the country and offers possible ways to reduce these emissions.

15.1 General country information

Animal husbandry is one of the main agricultural sectors in Kazakhstan. Rich pastures and favorable climatic conditions create a good base for its development. For instance, in 2010 its contribution to the gross agricultural product was 53%. Animal husbandry, as opposed to crop cultivation, is less dependent on weather conditions and fluctuation of world product prices.

During agricultural production processes in Kazakhstan a significant amount of reactive nitrogen is emitted into the atmosphere, mostly from soil tillage and livestock housing. According to the national greenhouse gas inventory report for 2010 the nitrous oxide emissions from agricultural production amounted to 41.01 thousand tons (National inventory submission, Kazakhstan, 2012). At the same time tilled soils were responsible for emissions of around 19.83 thousand tons of ammonia, which has been getting intensively released in the past decades during the processes of mineralization and severe diminishment of soil fertility of arable lands. Animal husbandry in 2010 was responsible for more than 130 thousand tons of ammonia emissions and 21.3 thousand tons of nitrous oxide emissions, which are produced by manure left on pastures after livestock grazing and from manure storages.

Dairy cattle in the Republic is mostly kept in all-year-round zero-grazing systems. For beef cattle growing natural pastures are used as much as possible in the Republic, and the average grazing period is 185 days, while in the south, south east and south west it is up to 210 days. Sheep and goats spend 250-260 days per year on pastures. Pasture boarded horses are traditionally grazing on natural pastures 365 days a year. An exception are the horses kept in stables and in private companies, which are breeding the thoroughbred animals. Pigs are kept all year round in pig houses, and poultry are kept in poultry houses. Pig rations consist of 90-95% of concentrates and of around 5% of green feeds (Alfalfa, etc.).

Agricultural lands occupy 32% of the total Kazakhstan area, and 86% of these lands are pastures. Since 1990 the amount of fertilizers applied to the soil has reduced by dozens of times (Figure 15.1). Application of organic fertilizers (manure) also has significantly lowered.

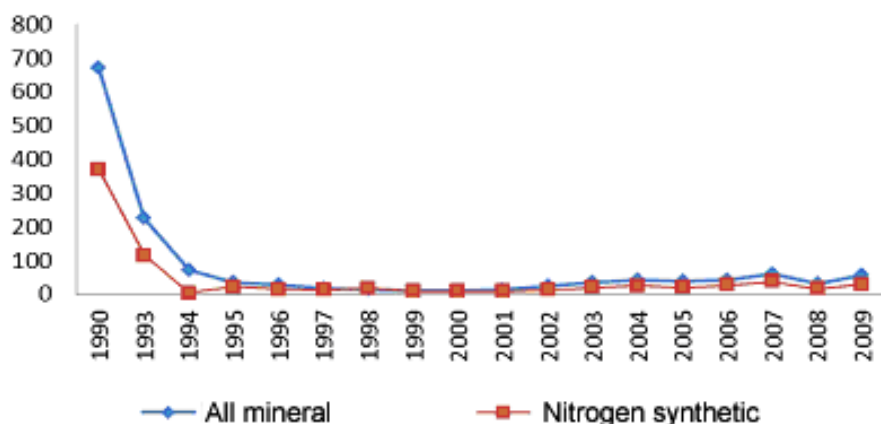


Figure 15.1. Application of mineral fertilizers in Kazakhstan, thousand tons.

15.2 Nitrous oxide emissions

When preparing annual greenhouse gas inventory reports the nitrous oxide (N_2O) emissions, which result from removal, storage and utilization of manure, are estimated. In order to calculate N_2O emissions the total amount of nitrogen emitted by all categories of livestock for each method of manure removal, storage and utilization is multiplied by the emission factors for the corresponding manure treatment system type. After that the emissions for all types of systems are summed up and nitrogen (N) is recalculated in terms of nitrous oxide (N_2O). Calculations are performed in accordance with the relevant guidelines (IPCC, 2006) using formulas (1) and (2):

$$E_{(N_2O-N)} = \sum(S) \{ [\sum(T) (N(T) \cdot N_{ex}(T) \cdot MS(T,S))] \cdot EF3(S) \} \quad (1)$$

Where

$E_{(N_2O-N)}$	= N_2O -N emissions from removal, storage and utilization of manure in the country (kg of N_2O -N per year);
$N(T)$	= animal stock of the respective category (T) in the country;
$N_{ex}(T)$	= average annual nitrogen (N) excretion per one animal of the respective category (T) in the country (kg of N per one animal per year) (Table 15.1);
$MS(T,S)$	= the share of total annual manure production, which is removed, stored and utilized according to the respective method (S), for each category of livestock (T) in the country (Table 15.2);
$EF3(S)$	= factor of N_2O emissions for the respective method of manure removal, storage and utilization (S) in the country (kg of N_2O -N per kg of N for the respective method (S)) (Table 15.3);
S	= system of manure removal, storage and utilization;
T	= category of livestock.

Then N_2O -N emissions are converted into N_2O emissions using the following equation:

$$E_{N_2O} = E_{(N_2O-N)} \cdot 44/28 \quad (2)$$

Table 15.1. Average annual nitrogen excretions by livestock categories.

Livestock category	Nitrogen excretions (kg per animal per year)
Dairy cattle	70
Other cattle	50
Sheep and goats	16
Camels	25
Horses	25
Pigs	20
Poultry	0.6

Table 15.2. Shares of different manure removal, storage, and utilization methods.

Livestock category	Share of manure stored in a dried form	left on pastures and ranges
Dairy cattle	0.9	0.1
Non-dairy cattle	0.3-0.4	0.6-0.7
Sheep and goats	0.3	0.7
Horses	0	1
Pigs	1	0
Poultry	1	0

Table 15.3. Factors of nitrous oxide emissions for different manure removal, storage, and utilization methods.

Method	Description	EF3 (kg of N ₂ O-N per kg of emitted nitrogen)
Pasture/farm/pen	Manure is left after the animal grazing right on the soil, i.e. it is not removed, stored or utilized.	0.02
Daily broadcasting	Before application to the soil manure is stored for a short period of time or not stored at all, and it is not treated in any way. Therefore, it is presumed that emissions during the storage and treatment are non-existent.	0.0
Dry storage	Manure is stored in the open air, usually for several months, in heaps or piles. Manure can be stockpiled owing to the presence of sufficient amount of bedding or the moisture loss via evaporation.	0.02
Dry pen	In dry climate the animals can be kept in non-paved pens, from where manure is periodically removed once it dries up. After the removal manure can be spread on the fields.	0.02

Figure 15.2 shows estimations of nitrous oxide emissions in Gg (gigagrams or thousand tons) from different manure removal, storage, and utilization systems. Relatively low emission values in the early 90s are explained by the fact that at that time considerable amounts of manure were applied directly to the soil, without preceding storage. Emissions in 2010 amounted to 11.85 Gg, with an increase of 286% compared to 1990.

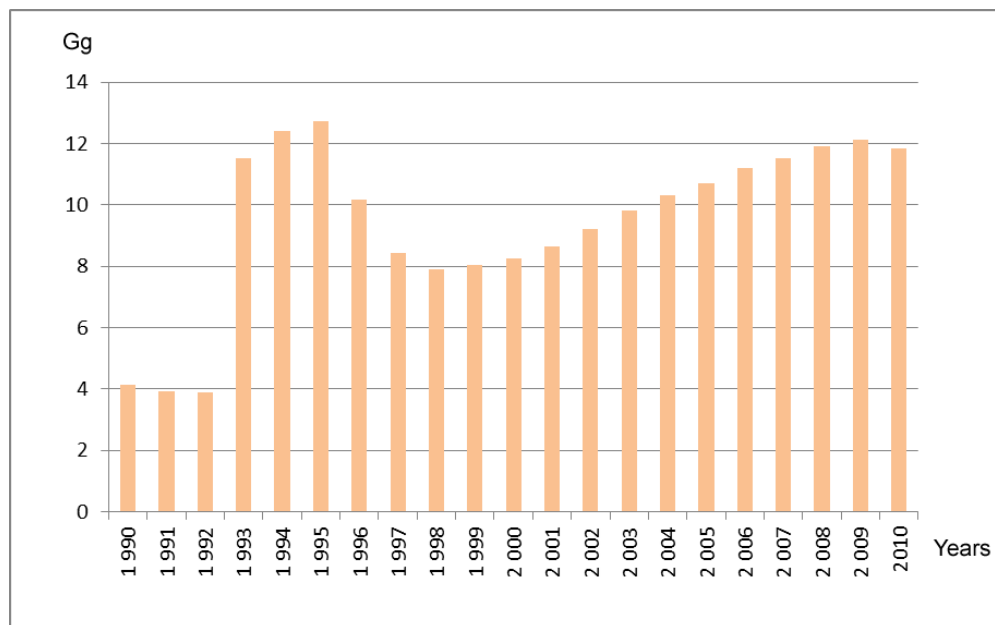


Figure 15.2. Nitrous oxide emissions from manure removal, storage, and utilization systems, Gg.

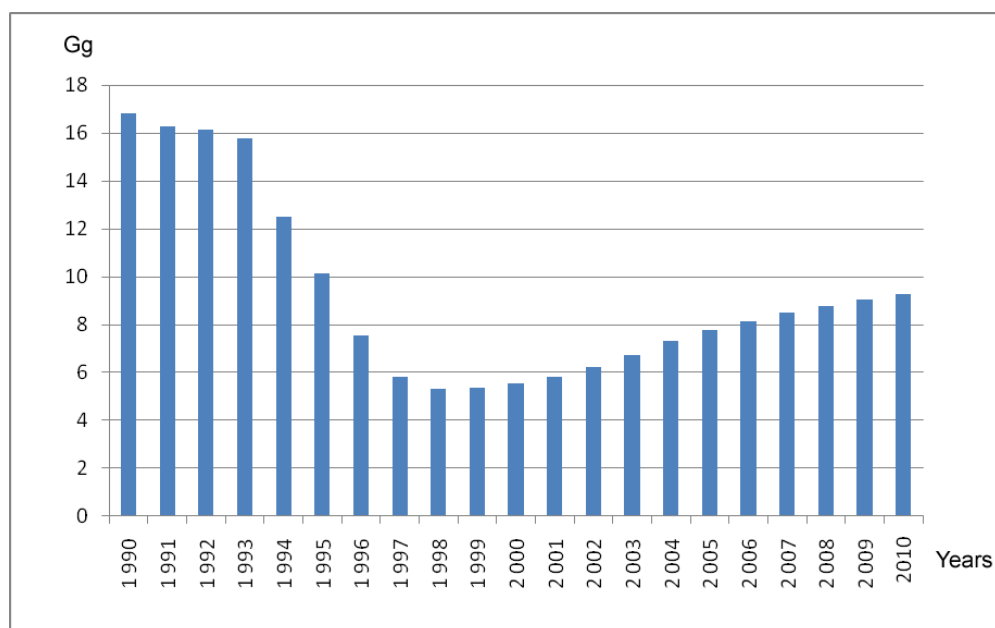


Figure 15.3. Nitrous oxide emissions from manure left on pastures during grazing, Gg.

Storage of dry manure is used almost on all private farms and agricultural enterprises, both small and big, for all categories of livestock. Depending on the used system of poultry keeping, the poultry houses are cleaned once a year and the poultry manure is mostly taken to fields as an organic fertilizer.

Figure 15.3 shows dynamics of nitrous oxide emissions from manure left on pastures where animals were grazing. As it can be seen from Figure 15.2 and 15.3, total nitrous oxide emissions from manure management systems and from manure, left on pastures, was around 21 Gg in 1990, and around 21.3 in 2010.

15.3 Ammonia emissions

To estimate ammonia emission for different manure removal, storage, and utilization methods the emission factors from the EMEP/EEA Guidebook are used (Table 15.4).

Figure 15.4 provides estimated values of ammonia emissions from manure during the livestock production processes. Calculation results show that total ammonia emissions from manure produced by all types of livestock reduced from 200,365 to 130,530 tons during the period from 1990 to 2010, and ammonia emissions in 2010 were around 65% of the emissions in 1990.

Table 15.4. Factors of ammonia emissions for different manure removal, storage, and utilization methods, kg of NH₃ per one animal per year. Emission factors include housing, storage, application and grazing.

Methods	Dairy cattle	Other cattle	Sheep/ goats	Horses	Sows	Fattening pigs	Chicken
Storage of liquid manure	39.3	13.4			15.8	6.7	
Storage of solid manure	28.7	9.2	0.46	5.1	18.2	6.5	0.48
Storage on pastures	3.9	2.0			-	-	

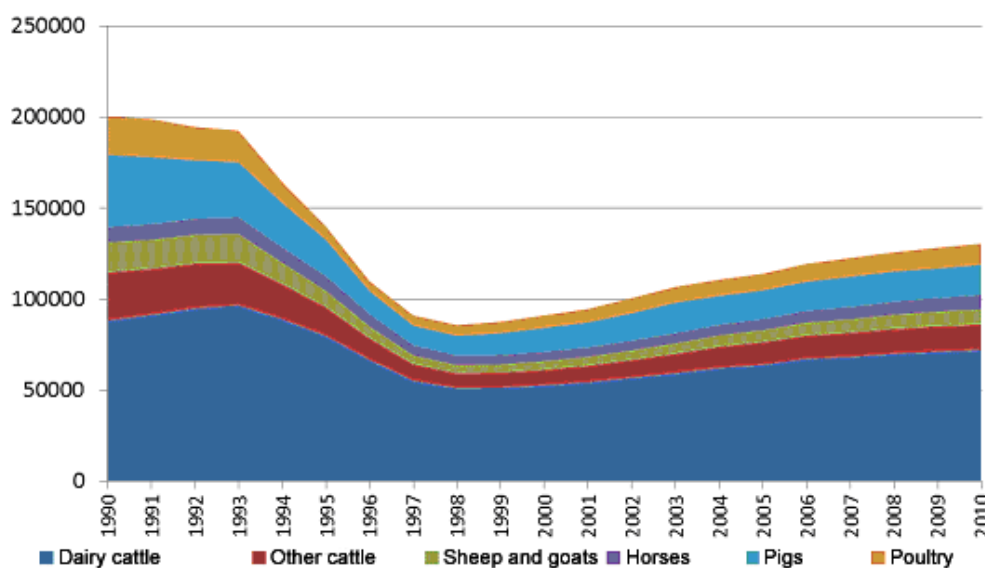


Figure 15.4. Ammonia emissions from manure of different types of livestock in Kazakhstan, tons.

15.4 Possible ways to reduce nitrogen emissions from agricultural sources

In crop farming it is possible to reduce emissions of nitrogen compounds from soil by restoring soil fertility with the help of wide implementation of modern agricultural technologies with minimal soil tillage and balanced application of mineral and organic fertilizers.

Reduction of nitrogen emissions from animal husbandry by 10-20% can be achieved only on farms and fattening grounds supplied with state-of-the-art equipment, which allows controlling animal feeding and the processes of manure removal and storage. However, the number of such agricultural enterprises in Kazakhstan in recent years was limited. Most livestock is kept in the backyard of small owners as yet.

Until now, few measures have been taken in Kazakhstan to reduce emissions of reactive nitrogen into the atmosphere because the main development priority for the agricultural sector is to raise livestock production effectiveness and to increase the yields of agricultural crops. According to research data, annual expansion of cereal cultivation areas by 300 thousand hectares through introduction of water, soil and resource saving technologies (with the use of herbicides) would provide by 2014 10% reduction average of total emissions of nitrogen compounds.

Emissions of nitrogen compounds can be reduced with the help of the following measures:

1. Introduction of no-tillage technologies, which can lead to 30% reduction of labour inputs, 47% reduction in capital investments, and 44% reduction of the required tractor power. Summarizing results of foreign studies, 3 groups of advantages of no-tillage technologies may be defined:
 - agricultural (agronomical) – increased soil fertility; enhanced soil texture; water and wind erosion control; higher soil moisture content and increased drought resistance; restored soil biota; increased soil biological activity; reduced pressure on soil from agricultural tractors and other machines;
 - economical – reduced costs and labour-intensiveness; increased stability and competitiveness of the farm; increased profits from crop production; decreased fuel consumption (up to 50-70%);
 - ecological – restored ground waters and increased water resources of rivers and lakes; reduced silting of rivers and lakes with a proportionally (up to 70-90%) reduced soil erosion; reduced pesticide consumption; reduced emissions of nitrogen, carbon dioxide and other compounds into the atmosphere.
2. Controlled application of nitrogen fertilizers, first of all saltpeter, to the soil with an expansion of areas occupied by leguminous crops in order to partially replace chemical fertilizers by green manure and to reduce nitrogen emissions from soil.
3. Improvement of management and storage of fertilizers (preventing inefficient usage of fertilizers, creating adequate storing conditions). Application of fertilizers with a prolonged lifetime, or long-lasting fertilizers, which gradually release nutrients during the contact with the soil. The large amount of acquired experimental data shows that new forms of fertilizers have a positive effect on agrochemical properties and humus content of the soil. Application of new forms of fertilizers can help to increase the crop yield by 10-20% and to enhance at the same time the product quality.

4. Restoration of degraded pasture lands by phytomelioration (amelioration with sowing of wild sub shrubs and shrubs from the Goosefoot Family and other phytomeliorant plants) on the areas of up to 5-6 million ha (2014) and up to 10-12 million ha (2020).
5. Increase of the number of big livestock farms based on facilities that are currently under construction (up to 8 in 2014); increase of the number of dairy farms (up to 5 in 2014) and poultry farms (up to 3 in 2014); construction of fattening grounds for cattle (3 in 2014). All these new farms with well developed infrastructure would expand the opportunities to reduce ammonia emissions from manure storages.
6. Development of selective breeding and increase of the share of pedigree stock in total farm animal stock from 6.5% to 14% by 2014 (from 5.5% to 15% for cattle, from 11.5% to 25% for sheep) while improving the feeding rations, reducing feed consumption and fermentation volumes in the rumen. Livestock production is most effective when animals are healthy and all the feeds are received by the animal organism simultaneously and in optimal proportions. In case of disease and a lack of one of the elements the usage level of other elements is decreased. Therefore, feeds should be given to healthy animals in required proportion and in the form of a mixture with a balanced content of all nutrition elements. Traditional feeds (rations) in Kazakhstan lack protein, some macro- and microelements, and vitamins that results in lower productivity and poor preservation of livestock.
7. Upgrading of removal, storage and utilization methods for animal and poultry manure and introduction of modern recycling technologies for livestock wastes (for example, biogas generators). That would help to reduce methane and ammonia emissions into the atmosphere. Biogas production is feasible on big livestock farms in the northern regions of Kazakhstan where housed period for livestock is sufficiently long. Biogas technologies provide a reliable method for recycling of hazardous biological wastes, allowing to reduce the risk of epidemiological diseases, both for people, and for animals. Also, biogas technologies provide a possibility to obtain high-quality organic fertilizers (biohumus), which help to stop the degradation of soils and to restore the fertile layer of disturbed lands. In terms of its effect 1 ton of biohumus is equivalent to 60 tons of manure.

Apart from specified measures for reduction of nitrogen compound emissions from soil into the atmosphere in Kazakhstan there are also needs for introduction of technologies optimizing protein content in livestock rations, for regular cleaning of manure stores, and for timely application of manure to the soil.

15.5

References

National inventory submissions, Kazakhstan (2012).

(http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/6598.php)

IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

16 National registration of nitrogen emissions in the Russian Federation

I.A. Morozova, N.M. Golovina, Y.S. Ignatyeva
JSC "SRI Atmosphere", Saint Petersburg, Russia
email: sriatm@yandex.ru

16.1 National registration system

In the Russian Federation the national recording of pollutant sources and their harmful impact on atmosphere is governed by chapters 21 and 22 of the Federal Law No. 96 of May 4th, 1999, "On Protection of Atmospheric Air" (as amended on 21 November, 2011).

According to these chapters the scope of the national registration should include:

- legal entities and entrepreneurs possessing sources of harmful substances (pollutants);
- sources of harmful substances (pollutants) emissions into the atmosphere;
- amount and composition of harmful substances (pollutants) emissions into the atmosphere.

Aims and objectives of the national registration are:

- to control the emissions of harmful substances (pollutants) and their physical impact on the atmosphere;
- to develop and ensure realization of Federal and local target programs on atmospheric air protection;
- to develop and implement measures on atmospheric air protection;
- to observe international obligations of the Russian Federation within the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and others.

The bulk of initial data acquisition work concerning emissions and their sources is done by the enterprises, which are responsible for the inventory, primary accounting and annual statistical reporting on pollutant emissions into the atmosphere in accordance with the Federal statistical monitoring form No. 2-TP (air). No. 2-TP (air) form is filled in by the legal entities having stationary sources of pollutant emissions into the atmosphere (including boiler-houses), regardless of whether they have waste treatment facilities or not, with the permitted emission volume of:

- above 10 tons per year;
- from 1 to 10 tons per year, inclusive, if emissions contain pollutants of Hazard Class 1 and/or 2.

National registration is mandatory for all the pollutants found in exhaust gases from stationary pollution sources. The amount of pollutants per the reporting period is specified by the instrumental measurements and calculations, which are performed using the certified methods.

The report on atmospheric air protection contains the data on stationary pollution sources detailing the amount of captured, utilized and emitted pollutants: basic (nitrogen oxides in terms of NO₂, sulfur dioxide, non-methane volatile organic compounds, carbon oxide, particulate matter) and specific substances, including ammonia.

Every year on January 22, after the end of the reporting period the enterprises submit the completed No. 2-TP (air) forms to the local office of Federal Supervisory Service for Natural Resources Management (Rosprirodnadzor), where the accuracy of the data is checked. Once the reports are checked and all errors and discrepancies are handled, the "CHECKED" stamp is placed on No. 2-TP (air) forms, and the local Rosprirodnadzor office summarizes the data from the No. 2-TP (air) forms of all the enterprises sorting them according to the types of business and locations on the territory of its jurisdiction.

Analysis results and summaries are presented in the Review of Pollutant Emissions into Atmosphere on the territory of a republic (province, region, autonomous national area) for the respective year. Guidelines for these reviews and Excel spreadsheet templates are published annually on the official website of the Scientific Research Institute of Atmosphere Protection (JSC "SRI Atmosphere") (<http://www.nii-atmosphere.ru>).

On the basis of the information from all the Reviews JSC "SRI Atmosphere" issues the "Yearbook of Pollutant Emissions into the Atmosphere by Cities and Regions in the Russian Federation" (Yearbook, 2011).

The emission data saved in spreadsheet templates is processed, summarized and analyzed using the information and analysis system developed by JSC "SRI Atmosphere". The data is analyzed separately for European and Asian parts of the country, and also separately for main and specific pollutants for the entire territory of the Russian Federation.

No. 2-TP (air) form includes only emissions from stationary industrial sources and does not show emissions from mobile pollution sources, including motor vehicles. To estimate nitrogen dioxide emissions from motor vehicles the calculation methods, which make use of the data from the traffic police and specific pollutant emissions data are used.

According to the Russian Federation Government decree No. 1280-r of 29.07.2010, within the framework of the Federal plan of statistical works, Rosprirodnadzor was entrusted with the responsibility to annually submit to Federal Service of State Statistics the data estimating pollutant emissions into atmosphere from mobile pollution sources for the Russian Federation as a whole, for all the cities, regions and Federal districts of the country, and for different types of vehicles. The deadline for submitting the information for a reporting year is 23 April of the following year.

Besides, according to the Russian Federation Government decree No. 1013-r of 10.06.2011, within the framework of the Federal plan of statistical works, Rosprirodnadzor was also entrusted with the responsibility to annually submit to Federal Service of State Statistics the data on the amount of pollutant emissions into the atmosphere from motor vehicles registered in the subjects of the Russian Federation. The deadline for submitting this information for a reporting year is 1 April of the following year.

From 2006 to 2009 estimation of emissions from mobile pollution sources (according to the Federal plan of statistical works for 2007-2009) was done by Rostekhnadzor (Federal Service of Environmental, Technological and Nuclear Supervision). According to the order of Rostekhnadzor (No. 14-06/1771 of 27.11.06) JSC "SRI Atmosphere" was tasked with the development of methodological materials for the local offices to estimate the gross emissions from mobile pollution sources.

In 2007 JSC “SRI Atmosphere” developed the “Guidelines for Estimating Pollutant Emissions from Motor Vehicles and Railway Transport”, which were used from 2007 to 2009 by the local offices, following the order of Rostekhnadzor, to prepare the data regarding pollutant emissions from motor vehicles and railway transport.

However, these Guidelines had some deficiencies. One of them was that the described calculation methodology did not take into account the Emission Classes of automobiles that resulted in overestimation of emissions.

In 2010 on the basis of a calculation instruction issued by the Research Institute of Motor Vehicles (NIIAT) (Calculation instruction, 2008) a new version of Guidelines for calculating the gross emissions from motor vehicles was developed. This version did take into account of Emission Classes of motor vehicles.

The calculation method to determine the vehicle emissions is based on the usage of the following data:

- quantity of motor vehicles (automobiles, trucks and buses) registered in the local traffic police office across the Russian Federation as of January 1 of the year after the reporting year;
- specific pollutant emissions per 1 km of traveled distance;
- estimated values of average yearly mileage of motor vehicles.

When estimating vehicle emissions the following pollutants are considered:

- nitrogen oxides in terms of nitrogen dioxide,
- sulfur dioxide,
- non-methane volatile organic substances,
- carbon oxide,
- particulate matter in terms of carbon (soot),
- methane,
- ammonia.

16.2 International cooperation and reporting

Data on pollutant emissions from stationary and mobile sources are not only used to prepare the local Reviews and Yearbooks of emissions, but also serve as the basis for the annual report to UNECE within the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution concerning the national pollutant emissions in the Russian Federation.

The Russian Federation as a subject of international law and as a legal successor of the former USSR, participates in the following three Protocols of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution:

1. Protocol on Long-term Financing of the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP) (1984);
2. Protocol on the Reduction of Sulphur Emissions or their Transboundary Fluxes by at least 30 per cent (1985);
3. Protocol concerning the Control of Nitrogen Oxides or their Transboundary Fluxes (1988).

All the Russia's obligations under the Convention are related to the EMEP region, which covers only the European territory of Russia including the regions from Central, Southern, North Caucasus, Volga, and Northwestern Federal Districts. Out of 83 subjects of the Russian Federation EMEP covers 56, i.e. more than the half.

According to the obligations under the Convention the Russian Federation must annually submit to UNECE the information about emissions of sulfur compounds, nitrogen oxides, non-methane volatile organic substances, ammonia, particulate matter, and, if possible, heavy metals (lead, mercury, cadmium) and persistent organic pollutants (POPs). Emission data is summarized only for the European part of Russia.

Table 16.1 shows the data on emissions of nitrogen oxides (in terms of NO₂) from stationary sources (Mp), motor vehicles (Ma) and total emissions for the European part of Russia for the years 1980-2010.

Figure 16.1 shows the dynamics of nitrogen oxides (in terms of NO₂) emissions from stationary sources (Mp), motor vehicles (Ma) and total emissions for the European part of Russia for the years 1980-2010.

Table 16.1. Emissions of nitrogen oxides (in terms of NO₂) in the European part of the Russian Federation in 1980-2010, thousand tons.

	1980	1987	1988	1990	1995	2000	2002	2004	2005	2006*	2007	2008	2009	2010
Mp	1419	1803	1598	1701	1156	873	856	876	827	890	862	848	797	849
Ma	315	1608	1309	1899	1407	1484	1635	1946	1968	1188	1237	1266	1209	1242
Total	1734	3411	2907	3600	2563	2357	2491	2822	2795	2078	2099	2114	2006	2091

Mp = stationary sources, Ma = motor vehicles

*The data for motor vehicles for the year 2006 and onwards has been recalculated according to the methodology issued in 2010 (taking into account the Emission Classes of automobiles).

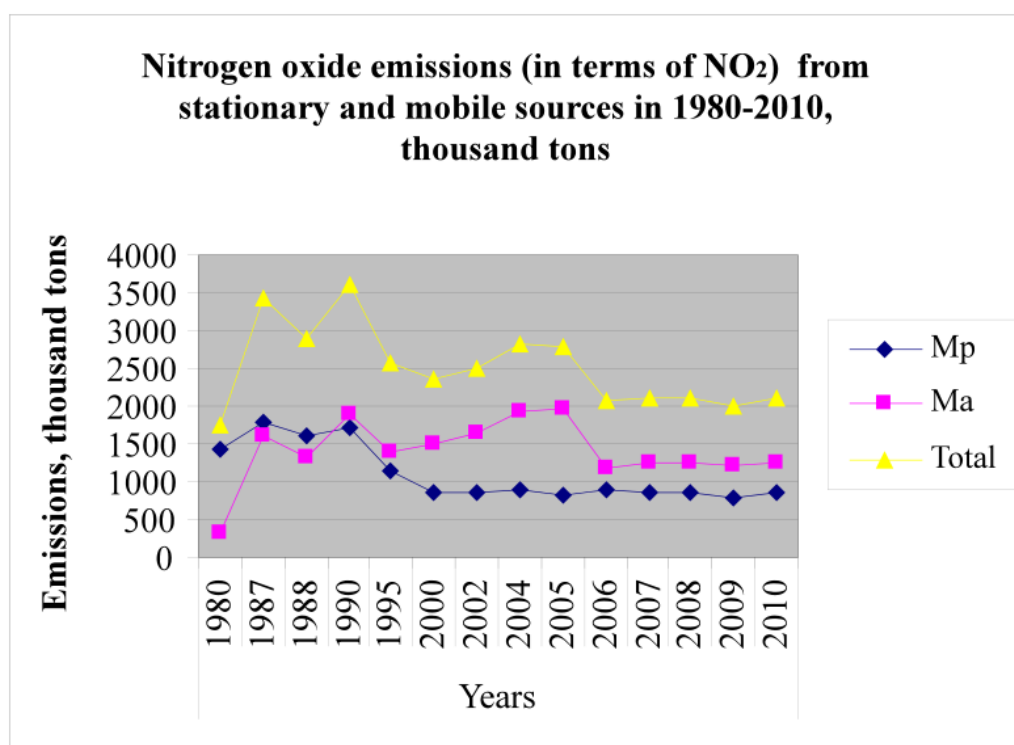


Figure 16.1. Dynamics of nitrogen oxides emissions from stationary sources (Mp) and motor vehicles (Ma) in the European part of the Russian Federation in 1980-2010 (thousand tons).

Under the “Protocol Concerning the Control of Nitrogen Oxides or Their Transboundary Fluxes” the Russian Federation accepted an obligation to limit or reduce its annual national nitrogen oxides emissions in the European part of the country so that they would not exceed the level of annual national emissions in 1987.

Figure 16.1 shows that the total nitrogen oxides emissions in 2010 were 38.7% less against the base level of 1987. Meanwhile, emissions from stationary sources decreased by more than twice (by 51.6%), and emissions from mobile sources dropped by 6.2%. Figure 16.1 also shows that in the last 5 years there were insignificant fluctuations of emissions with a slight (4.2%) increase of total nitrogen oxides emissions in 2010 compared to 2009.

The annual report on the implementation of Convention requirements, besides the total national pollutant emissions data, should also contain the information about emissions by different types of business (categories of sources). The report on the pollutant emissions by categories of sources submitted to UNECE is prepared using the following information:

- annual Reviews of pollutant emissions into the atmosphere in the subjects of the Russian Federation summarized by the local offices of Rosprirodnadzor according to the Russian Classification of Economic Activities (OKVED);
- data on emissions from mobile sources calculated according to the Guidelines from JSC “SRI Atmosphere”;
- data calculated according to the EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook 2009.

To prepare reports for UNECE is somewhat difficult due to the fact that the Convention Governing Body requires reporting materials with considerable amount of data, which is not generally included in Russian statistics, especially as far as persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals are concerned. That is why the Russian Federation has not been reporting on persistent organic pollutant emissions for a number of years, and concerning some other indicators it reported only estimated values.

Moreover, to prepare the data for the Russian Federation reports on national pollutant emissions into the atmosphere poses currently certain problems because the Russian data is reported according to the OKVED classification and it has to be adapted to NFR 09 formats, which are recommended by the UNECE document “Guidelines for reporting emission data under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution”. According to this document reported emissions have to be estimated in accordance with the EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook (2009).

16.3 Ammonia emissions

In the Russian Federation the EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook is used to calculate emissions from those categories of sources that are not included in the national statistics, for instance, to estimate ammonia emissions from farm livestock.

The estimations were made on the basis of national statistics data on the cattle, sheep, goats, pigs, and poultry stock on the farms of all categories in different regions of the Russian Federation in different years, taking into account the values of specific ammonia emissions (Tier 1 method) from these types of animals found in the Guidebook. Table 16.2 shows the results of these estimations, which were made by JSC “SRI Atmosphere” for the European part of Russia for the period from 1990 to 2010.

Table 16.2. Ammonia (NH₃) emissions from farm animals in the European part of Russia, thousand tons (in total from cattle, pigs, sheep, goats and poultry).

Years	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
NH ₃	1146	1031	855	763	697	627	821	699	724	727	799	740	686

Note. Ammonia emissions for the years 2005-2010 were estimated using the specific emission values from the Guidebook- 2009. Ammonia emissions for previous years were estimated using specific emission values from earlier editions.

Estimation of ammonia emissions from agricultural enterprises (livestock farms in the first place) and private farms in the European part of Russia shows that their amount is 20 times bigger than ammonia emissions from industrial sources.

Dairy cows and other cattle are the main source of ammonia emissions. Thus, in the European part of Russia dairy cows accounted for 31% of the total ammonia emissions from farm animals in 2010, while other cattle was the source of 23% of the total agricultural ammonia emissions. Emissions from pig and poultry farms were also significant, accounting for 20% of the total agricultural ammonia emissions in the European part of Russia in 2010.

The sources of ammonia emissions include livestock houses, open stock yards, and manure storages, as well as application of manure-bearing fertilizers over the agricultural lands, and pasturing of livestock.

Tier 1 method helps to determine the average annual stock of each class of farm animals on the basis of one default emission factor. This emission factor includes emissions from ruminants during pasturing and emissions resulting from application of manure from all livestock categories.

Figure 16.2 shows that ammonia emissions from farm livestock reduced in 2010 compared to 1990. This is connected with the decreased farm animals stock in 2010 against 1990:

- cattle stock decreased by 2.8 times;
- pig stock decreased by 2.2 times;
- sheep and goat stock decreased by 2.4 times.

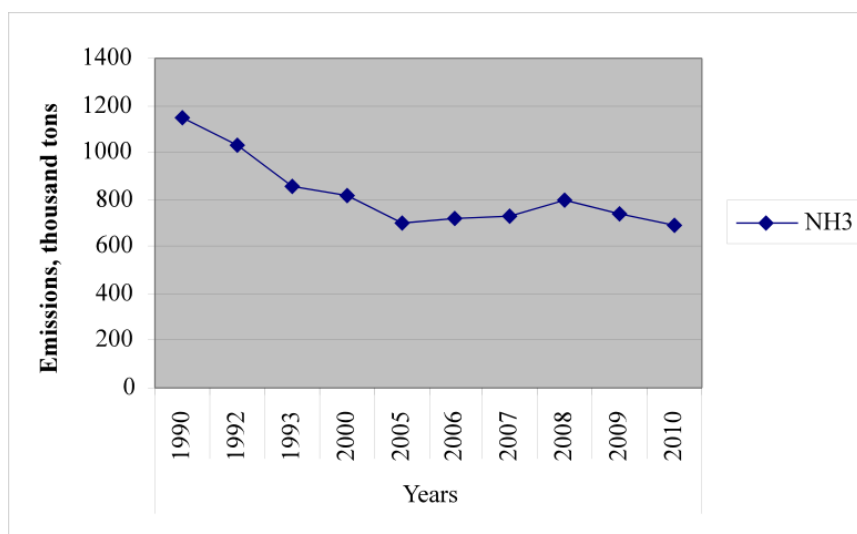


Figure 16.2. Dynamics of ammonia emissions from farm animals in the European part of Russia from 1990 to 2010, thousand tons.

It is worth noting that emissions of other nitrogen-containing pollutants, for instance, nitrogen oxides, from farm animals are hundreds times less than the ammonia emissions. Thus, in 2010 ammonia emissions from farm animals in the European part of Russia were 686 thousand tons, while nitrogen oxides emissions were 2.5 thousand tons.

16.4 Comparison with GAINS model

Since 2008 JSC “SRI Atmosphere” together with the Swedish Environmental Research Institute (IVL) and with the assistance of the International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) has been participating in the implementation of the Russian-Swedish project “Development of the Co-operation within the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution”. General project objective is to raise awareness regarding the problem of air pollution and strengthen the political profile of the Convention events taking place in Russia. The practical goal of the project is to investigate the possibilities to use the GAINS model for ecological and economical optimization of business and other activities in the Russian Federation.

Initially, when the work with the model just started, the data on animal stock used in the model by the specialists from IIASA was compared with the national statistics data. On Figure 16.3 these data demonstrate good consistency.

Once the calculations of ammonia emissions according to the GAINS model were made they were compared with the data from national reports in 2000 and 2005. As Figure 16.4 shows, the consistency between the ammonia emission data is rather high.

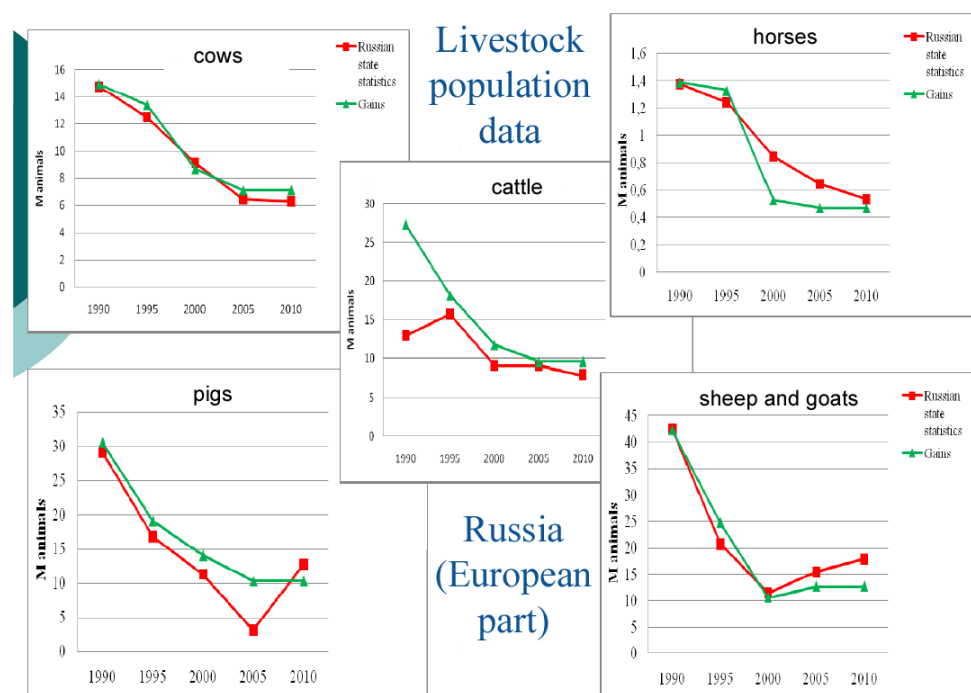


Figure 16.3. Comparison of farm animal stock data (million head) for the European part of Russia used in the GAINS model with the national statistics data.

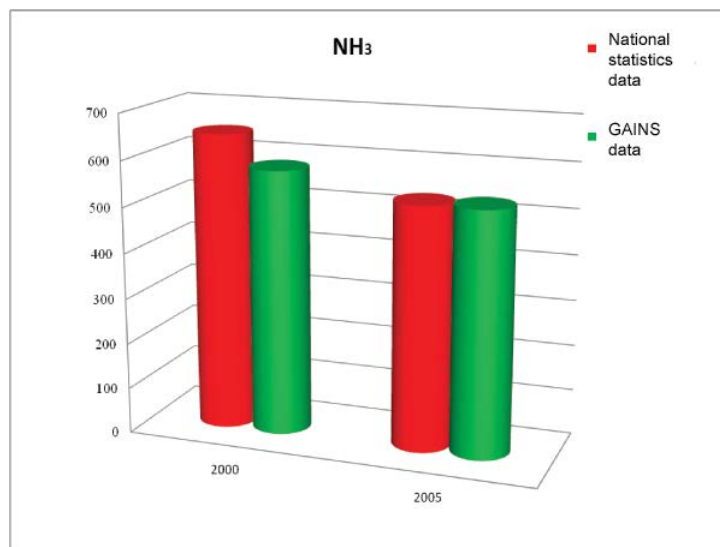


Figure 16.4. Comparison of ammonia emissions calculated according to the GAINS model with the data from national reports for 2000 and 2005, thousand tons of NH_3 .

In 2011 specialists of “SRI Atmosphere” used the Forecast for Social and Economic Development of the Russian Federation to prepare the expert estimation on ammonia emissions in 2020. According to this estimation the emissions are expected to decrease by 14% compared to 2010. Figure 16.5 matches this estimation with the data obtained by IIASA specialists on the GAINS model. It is clear that forecasted values are also rather close.

Therefore, the experiments with the GAINS model indicate that the latter can be used as a part of the environmental activities in the Russian Federation in the form of an additional tool for estimating pollutant emissions, and this should help to enhance the national registration system in our country.

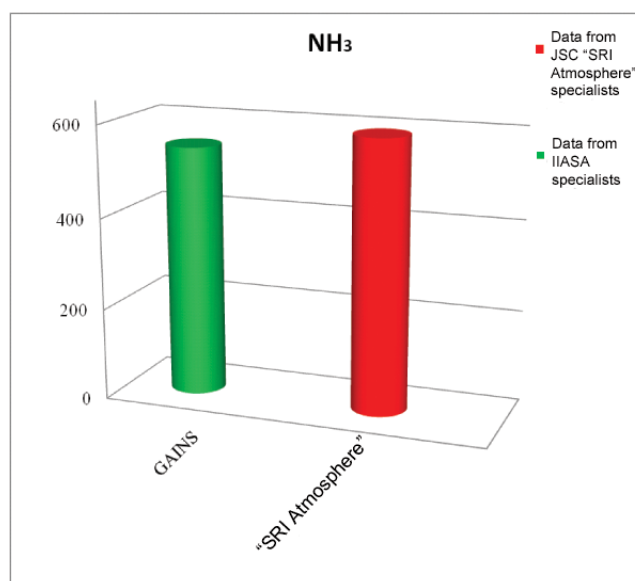


Figure 16.5. Forecasted ammonia emissions for 2020, thousand tons of NH_3 .

16.5 References

Yearbook of pollutant emissions into the atmosphere of cities and regions in the Russian Federation in 2010 (2011). – Ежегодник выбросов загрязняющих веществ в атмосферу городов и регионов Российской Федерации за 2010 год. Под редакцией кандидата технических наук А.Ю.Недре. СПб, 2011.

Calculation instruction (procedure) for inventories of pollutant emissions into the atmosphere from motor vehicles (2008). – Расчетная инструкция (методика) по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ автотранспортными средствами в атмосферный воздух. М., 2008 – 63 с.

ЕМЕР/EEA air pollutant emission inventory guidebook, 2009 (2011). – Справочное руководство по инвентаризации атмосферных выбросов КОРИНЭЙР/ЕМЕР, 2009 (<http://www.eea.europa.eu/publications-ru/emep-eea/>).

17 Monitoring of feeding systems for high-producing cows on dairy farms in Leningrad region

L.V. Romanenko, V.I. Volgin, Z.L. Fedorova
 State Scientific Institution The All-Russia Research Institute of genetics and livestock breeding, Saint Petersburg, Russia
 email: Vitko2007@yandex.ru

Abstract

The paper studies the environmental friendliness and completeness of feeding systems for high-producing cows on selected breeding farms in Leningrad region and conducts an extensive feed diet analysis. It presents biochemical analysis results for blood and milk of dairy cows.

The paper also devises measures, which would help to optimize feed diets for high-producing cows and make them ecologically safe and economically profitable.

17.1 Introduction

International experience in animal husbandry development shows that 30-35% of the progress in raising productivity and lowering production costs of animal products results from the achievements in genetics and selection, and 50-60% of this progress is owing to scientifically based feeding.

Complete feeding is one of the main driving factors for the success of selective breeding. It also is the basis for raising animal productivity, improving the existing animal breeds and types and creating the new ones. The completeness of feeding is achieved through the balance of main and biologically active substances. Special attention to feeding optimization should be paid in the herds with high genetic potential of productive traits, to realize which scientifically based feeding system is required, taking into account the peculiarities of high-producing animals' metabolism. Such animals are extremely sensitive to the imbalance as they feature the maximum metabolism level. The beginning of metabolic disturbance goes unnoticed, without any specific symptoms, and only a long-term influence of unbalanced feeding results in mass diseases, which are usually irreversible. That is why to achieve high productivity, good health, and high reproductive capacity the animal diets should include each and every needed nutrient regardless of the size of required doses. Strict compliance with the full-value feeding in all the nutrients guarantees the stable homeostasis. So it will always be strategically important to have a biologically complete feeding ensuring good health of the dairy cattle, high genetically imposed productivity and good reproductive ability (Volgin et al., 2006; Volgin, 1980; Vinogradov et al., 2003; Kalashnikov et al., 2003; Moroz, 2006; Kharitonov, 2003; Chase, 2006).

Most farms in Leningrad region, depending on the condition of their fodder resources, use various feeding systems for high-producing animals, but the environmental friendliness and efficiency of these systems is under investigated. That is why it was imperative to comprehensively study these feeding systems with a view to develop an adaptive feeding technology, more environmentally friendly and more cost-effective than the existing systems, based on enhanced feeding standards and local fodder resources.

The extent to which feeding strategies decrease ammonia emissions noticeably depend on the feeding methods in place on the farms in Leningrad Region.

Optimized feeding is to ensure closer conformity of feed to the livestock needs at different stages of dairy production.

The problem of controlling protein metabolism in high-producing dairy cows and rational use of feed proteins is as timely as ever. By controlling urea nitrogen levels in blood and milk it is possible to determine how to balance the diets and make them ecologically safe and economically profitable.

We have studied the full-value condition of high-producing cows feeding on selected breeding farms in Leningrad Region, conducted an extensive diet analysis, and made biochemical blood and milk examination.

17.2 Feeds and feed additives

Environmental friendliness and efficiency of the feeding systems for Holstein cows of Leningrad type was estimated on two leading farms in Leningrad Region: stud farm "Grazhdanskiy" and stud farm "Rapti". For detailed studies on each farm 20 cows were picked with an average productivity of 10680 kg of milk per year with 3.60% fat content. The diet composition (in terms of dry matter and energy metabolism) and feed quality, (in terms of metabolic energy, protein, sugar, cellulose, macro- and microelements, vitamin D, and especially carotene content) were examined. Formulation of compound feeds and premixes was also considered.

Feed distribution technologies were examined, taking into account the dairy productivity (milk yield, fat and protein content) and live weight of cows. Physiological condition of high-producing cows based on clinical examination and blood analysis was estimated. The completeness of feeding was mostly estimated by the chemical composition and nutritional value of feeds as well as biochemical indicators of blood and milk.

The research showed that the stud farm "Rapti" mostly used third class fodder. Table 17.1 lists the diets of dairy cows with various milk productivity on the stud farm "Rapti". Silage used on the stud farm "Rapti" contained from 25.6 mg/kg to 27.3 mg/kg of carotene and the grain fodder contained from 9.7 mg/kg to 41.3 mg/kg of carotene. The main flaw of the cow diets on the stud farm "Rapti" was their sugar deficit (35.9-48.1%).

Table 17.1. Cow diets on the stud farm "Rapti".

Types of feeds/feed additives	Feeds/feed additives (kg) for cows with daily milk yield of		
	27 kg	35 kg	40 kg
Timothy and clover hay	2	2	2
Timothy and clover silage	15	15	15
Grain fodder	15	15	15
Compound feed	9	11.8	13
Soy (beans)	1	1	1
Dry sugar beet pulp	1	1	1
Molasses	1	1	1
"Minvit" or "Nicomix"	0.2	0.2	0.2
Salt (sodium chloride)	0.1	0.1	0.1
Chalk (calcium carbonate)	0.1	-	-

Cows with daily milk yield of above 30 kg are given the compound feeds with 22-26% of raw protein. Animals with lower daily yield get compound feeds with 17-19% of raw protein. Protein-to-sugar ratio was within the limits of 0.48-0.50:1 (the normal ratio is 0.8:1) (Volgin et al., 2006). In order to balance macro- and microelements and vitamins in the diets the "Minvit" product is used (produced by "Agrobalt-Trade").

On the stud farm "Grazhdanskiy" the fodder is mostly of the 2nd and 3rd class. Carotene content in the feed was not determined. Table 17.2 lists the diets of dairy cows with various milk productivity on the stud farm "Grazhdanskiy".

Table 17.2. Cow diets on the stud farm "Grazhdanskiy".

Types of feeds/feed additives	Feeds/feed additives (kg) for cows with daily milk yield of		
	16 kg	36 kg	43 kg
Mixed grass hay	3.5	2.5	2.5
Perennial grass silage	30	35	30
Compound feed	5	12.5	12
Sunflower meal	1	0.5	1.5
Corn (grains)	2	0.9	2.5
Belkoff	0.2	0.8	2
Bergafat (palm oil)	0.3	-	-
Molasses	1	1.5	1.5
"Minvit" or "Nicomix"	feeding on the standard		
Salt (sodium chloride)	0.1	0.1	0.1
Chalk (calcium carbonate)	0.1	0.1	0.1

As was the case with the stud farm "Rapti" the sugar deficit in the diets ranged from 19.8 to 44.1%. Protein-to-sugar ratio was 0.51- 0.64:1.

To meet the deficit of macro- and microelements and vitamins the vitamin and mineral supplements "Minvit" and "Nicomix" are used.

Analyzing the diets in terms of supply of high-producing cows by digestible carbohydrates, including sugars, it should be noted that sugar standards (as of 2003) approved by the Russian academy of agricultural sciences are overestimated (Kalashnikov et al., 2003). Thus Chase (2006) believes that sugar content in the diets should be within 4-6% of dry matter. According to the standards of the Russian academy of agricultural sciences (Kalashnikov et al., 2003) this value should be in the range of 6.0-12.9% and for cows with a daily yield of 20-40 kg in the 7.5-12.9% range.

17.3 Blood and milk analysis

Blood analysis of high-producing cows on the stud farm "Rapti" showed that during the first lactation phase (0-100 days) blood glucose and carotene levels were low (2.40 mmol/L while the normal level is 3.33-3.61 mmol/L, and 0.26 mg% with the normal level of no lower than 0.40 mg%, respectively) (Volgin et al., 2006). See Table 17.3.

Table 17.3. Blood biochemical composition of high-producing cows (stud farm "Rapti").

Biochemical indicators	Lactation phase			Dry period
	I (0-100 days)	II (101-200 days)	III (201-305 days)	
Total protein, g%	9.11±0.19	10.47±0.25	9.91±0.21	9.66±0.21
Albumin, g%	4.25±0.14	4.10±0.24	4.04±0.22	4.29±0.21
% of total protein	44.2±3.37	39.2±2.35	40.9±2.84	44.6±1.93
Globulin, g%	4.85±0.20	6.37±0.33	5.88±0.40	5.37±0.24
A/G ratio	0.88±0.05	0.66±0.07	0.71±0.08	0.81±0.06
Urea, mmol/L	4.67±0.37	5.07±0.29	4.28±0.26	4.26±0.28
Glucose, mmol/L	2.40±0.23	2.22±0.20	2.64±0.16	3.10±0.22
Calcium, mg%	14.5±0.39	13.9±0.38	13.28±0.32	14.0±0.56
Inorganic phosphorus, mg%	5.14±0.17	5.23±0.08	5.25±0.14	5.26±0.08
Ca/P	2.83±0.16	2.65±0.05	2.54±0.08	2.67±0.13
Carotene, mg%	0.257±0.03	0.518±0.05	0.747±0.07	0.285±0.08
Reserve alkalinity, mg%	294±17	331±13	300±11	276±13
Ketone bodies, mg%	1.35±0.04	1.25±0.05	1.32±0.06	1.31±0.01
Iodine, mcg%	9.51±0.82	8.34±0.52	3.28±0.73	7.05±0.40

Protein excess in the diets is also confirmed by the total serum protein test results showing total protein content of 9.11-10.47 g% while the normal level is 7.0-8.9 g% (Volgin et al., 2006).

During the second lactation phase a low blood glucose level was observed. The same was observed in cows during the third lactation phase while additionally they had low total iodine concentration (3.28 mcg%, with the normal level being 5-9 mcg%) (Volgin et al., 2006).

During the dry period the observed cows have low blood glucose and carotene levels and this indicates that there is a sugar and carotene deficit in the diet feeds.

Milk analysis showed an excess of urea (7.3-8.4 mmol/L with the normal level being 3.5-5.5 mmol/L) (Volgin et al., 2006) which indicates the excess of protein in the diets for high-producing cows (Table 17.4).

Table 17.4. Biochemical indicators of milk by lactation phases on the stud farm "Rapti".

Lactation phases	Ketone bodies, mg%	Iodine, mcg/L	Urea, mmol/L
I (1-100 days)	1.10±0.07	235±12	7.3±0.42
II (101-200 days)	1.02±0.05	247±2	8.4±0.41
III (201-305 days)	1.12±0.12	244±5	8.2±0.20

Blood analysis of cows on the stud farm "Grazhdanskiy" showed that blood urea level was a bit too high (7.2 mmol/L while the normal level is 3.3-6.7 mmol/L) during the first lactation phase (0-100 days), and that blood carotene level was low during the entire lactation and dry periods (0.317-0.391 mg% with the normal level being 0.4-0.9 mg%) (Volgin et al., 2006). See Table 17.5.

Table 17.5. Blood biochemical composition of high-producing cows during the housed period (stud farm "Grazhdanskiy").

Biochemical indicators	Lactation phase			Dry period
	I (0-100 days)	II (101-200 days)	III (201-305 days)	
Total protein, g%	7.76±0.19	8.46±0.34	8.10±0.15	7.98±0.24
Albumin, g%	2.28±0.05	2.81±0.18	2.53±0.05	2.71±0.03
% of total protein	29.3±0.36	33.2±2.08	31.4±0.58	34.0±1.18
Globulin, g%	5.48±0.15	5.65±0.33	5.51±0.12	5.28±0.26
A/G ratio	0.48±0.01	0.50±0.05	0.45±0.02	0.52±0.03
Urea, mmol/L	7.2±0.42	7.5±0.54	6.9±0.34	3.6±0.34
Glucose, mmol/L	3.49±0.46	3.28±0.25	3.50±0.24	3.83±0.21
Calcium, mg%	11.6±0.45	11.7±0.24	11.1±0.64	12.6±0.18
Inorganic phosphorus, mg%	4.6±0.11	4.8±0.22	4.7±0.32	5.6±0.07
Ca/P	2.5±0.10	2.4±0.13	2.3±0.10	2.2±0.07
Carotene, mg%	0.356±0.04	0.391±0.05	0.317±0.02	0.345±0.05
Reserve alkalinity, mg%	476±12.93	442±13.04	474±15.74	457±20.9
Ketone bodies, mg%	0.98±0.07	0.85±0.05	0.95±0.06	1.04±0.04
Iodine, mcg%	6.52±1.22	5.0±0.36	5.12±0.44	3.62±0.54

This indicates that there is an excess of protein and a lack of carotene in the diets. The same was observed in cows during the second and third lactation phases. During the dry period the animals had low blood carotene and iodine levels.

During the housed period for all lactation phases there was a big excess of iodine (213-240 mcg/L, with the normal value being 80-130 mcg/L) and urea (17.3-21.4 mmol/L, with the normal value being 3.5-5.5 mmol/L) in milk (Volgin et al., 2006). The reason for this was the use of teat disinfectants containing iodine and urea feed additives.

17.4 Conclusion

The following has to be done in the observed herds in order to raise the realization of cows' genetic potential for milk production, to increase their longevity, to effectively use the feeds for production, to improve animals health, and protect the environment:

- to considerably increase the fodder quality;
- to optimize protein nutrition and the content of carotene and sugar in high-producing cows' diets;
- to balance the composition of premixes and vitamin and mineral additives to eliminate the deficit of particular nutritional elements with due account for the chemical composition of local feeds.

The set of these measures will help to optimize the protein consumption by high-producing cows that will decrease nitrogen content in their excrements and raise the environmental safety of the atmosphere.

17.5

References

Volgin, V.I. et al. (2006). Realization of productivity genetic potential in dairy cattle production on the basis of feeding system optimization. – Волгин В.И., Романенко Л.В., Бибикова А.С. и др. Реализация генетического потенциала продуктивности в молочном скотоводстве на основе оптимизации системы кормления. М., ФГНУ «Росинформагротех», Москва, 2006, с. 35.

Volgin, V.I. (1980). Guidelines for increasing the completeness of feeding of high-producing cows. – Волгин В.И. Методические рекомендации по повышению полноценности кормления высокопродуктивных коров ВНИИГРЖ. Пушкин, 1980.

Vinogradov, V.I. et al. (2003). Problems of livestock feeding under the current conditions of livestock production development. – Виноградов В.И., Владимиров В.Л., Кирилов М.П., Первов Н.Г., Гуденко Н. Д.. Проблемы кормления сельскохозяйственных животных в современных условиях развития животноводства. Дубровицы - 2003. – С. 169.

Kalashnikov, A.P. et al. (2003). Livestock feeding standards and rations. Reference book, 3rd edition. – Калашников А.П., Фисинин В.И., Щеглов В.В., Клейменов Н.И. Нормы и рационы кормления сельскохозяйственных животных. Справочное пособие, 3-е издание. М., 2003.

Moroz, M.T. (2006). Feeding young stock and high-producing cows under the conditions of intensive technologies. – Мороз М.Т. Кормление молодняка и высокопродуктивных коров в условиях интенсивных технологий. Санкт-Петербург -2006. С. 140.

Kharitonov, E.L. (2003). Optimization of feeding of high-producing milk cows. Promising areas in production and usage of compound feeds and balancing additives. – Харитонов Е.Л. Оптимизация питания высокопродуктивных молочных коров. Перспективные направления в производстве и использовании комбикормов и балансирующих добавок. Материалы III научно-практической конференции. Дубровицы, 2003:18-19.

Chase, L. (2006). Balancing and composition of milk. – Чейз Л.Е. Балансирование и состав молока. //II Международная конференция. «Молочные реки», Сб. докладов. Изд. «Агро-Союз», с. Майское, Украина, 2006. - С. 159-162.

18 An effective method to reduce ammonia content in pig house air

S.I. Tarasov

State Scientific Institution "All-Russia Research Institute of Organic Fertilizers and Peat" of RAAS, Vyatkins, Vladimir region

email: tarasov.s.i@mail.ru

Abstract

This paper provides a case study of the biological preparation Bio-algeen G-40 application on the pig farm Closed Joint-Stock Company "Vladimirskeye". This preparation, based on the brown seaweed extract (*Ascophyllum Nodosum*), has proved to be very effective in reducing ammonia content in pig houses. Reduction of ammonia concentration in the air of fattening pig houses helped to decrease the morbidity and mortality rates and to increase daily weight gain.

18.1 Introduction

The use of biological preparations, which suppress organic matter ammonification in animal and poultry manure, is one of the effective and less costly methods to reduce ammonia emissions (Soldatova, 2011). According to the study results (Tarasov, 2011; Tarasov, 2010; Gubar, 1994; Tarasov, 1991) the biological preparation Bio-algeen G-40 is one of the most promising and in-demand products, which improves microclimate sanitary and hygienic indicators and decreases ammonia, hydrogen sulfide and other toxic gases concentration in the production area air of big livestock and poultry factory farms. This preparation is produced from brown seaweed extracts (*Ascophyllum Nodosum*), with the active ingredient in this preparation being alginic acid, similar to polyuronic acid. When this preparation is added to the feed it creates favorable conditions in the animal organisms for better digestion, increased weight gains, and effective evacuation of toxic elements. Bio-algeen G-40 significantly improves rheological, sanitary and hygienic manure properties, impedes formation of ammonia, hydrogen sulfide, skatole, mercaptan and other toxic gases. As reported by medical and hygienic examinations from more than 50 countries, this preparation is completely safe for the environment, animals, birds, fish, and insects, it is not phytotoxic and phytopathogenic, and it has no residual effects. The preparation has been produced since 1983, by «Schulze & Hermsen GmbH» (Mittelstrasse 6, Dahlenburg-Gienau, 21368 Germany; <http://www.schulze-hermsen.de/kontakt.html>).

18.2 Objects and methods

Following the assignment from the Ministry of Agriculture the specialists of the All-Russia Research Institute of Organic Fertilizers and Peat of the Russian Academy of Agricultural Sciences have experimented for 2 years with the preparation on the pig farm Closed Joint-Stock Company "Vladimirskeye" (growing and fattening farm with the capacity of 108 thousand pigs). The goal of these experiments was to determine the preparation's efficacy in raising the farm production effectiveness and lowering the environmental loading.

Table 18.1. Bio–algeen G-40 influence on sanitary and hygienic livestock management conditions.

Indicators	Reference (Bio–algeen G-40 was not used)	Experiment (Bio–algeen G-40 was used)	Maximum Allowable Concentration*
Air humidity in production facilities, %	85-88	70-73	75-80
Air concentration, mg/l:			
- ammonia	0.029	0.01-0.015	0.02
- hydrogen sulfide	0.009-0.02	0.003-0.006	0.01

*GN 2.2.5.1313-03 Hygienic standards. Maximum allowable concentrations in the working zone air.

Two groups of 600 four-month old animals were formed on the farm. At the start of the experiment the average live-weight of the animals was 36.5 kg. Animals from the first (reference) group were housed in pens, which were not treated by the preparation; animals from the other (experiment) group were housed in pens, which were cleaned with the use of Bio–algeen G-40 on a weekly basis. The surfaces of pens were covered by the preparation by a mobile cleaning and disinfecting machine. Prior to weekly spraying 3.4 liters of preparation were dissolved in 20 liters of water. This solution was used to thoroughly clean slatted floors and pen walls up to the height of at least 50 cm. Once the pigs were placed in the pens they licked off the preparation actively. Pig manure from the pens, which had been treated by the preparation and from the ones, which had not been treated, was collected in separate tanks; then after careful mixing samples were taken. Changes in microclimate sanitary and hygienic indicators in the pig farm production areas were observed with the help of a psychrometer and an AG-2 device. The presence of hydrogen sulfide in the air was determined using a standard biochemical method. Ammonia content was determined using the photometric method (Federal Environmental Regulatory Document - PND F 13.1.33-2002). The effect of the preparation on daily gains was determined by weighing.

18.3 Results with Bio–algeen G-40

According to experiment results the usage of biological preparation Bio–algeen G-40 in the production process on the pig farm “Vladimirskoye” allowed to considerably increase the manure viscosity. Owing to the activity of physiologically active preparation compounds (first of all, analogues of the polyuronic acid) excrements with increased moisture content and enhanced homogeneity were formed in the animal's organism. Manure from animals, which received Bio–algeen G-40, contained an insignificant amount of big particles and was characterized by lower density. The improvement of manure rheological properties under the influence of Bio–algeen G-40 in the production process on the pig farm “Vladimirskoye” enabled to use three times less water for cleaning the slatted floors and pen walls from animal excrements. The usage of this preparation resulted in a notable decrease of manure moisture content and its output, and in its improved agrochemical, veterinary and sanitary properties. Tests of manure from animals, which received Bio–algeen G-40, had the following results: pathogenic *Escherichia coli* could not be defined according to the Kauffman serological classification scheme for *E. coli*; toxigenic microorganisms and viable helminth eggs were not found. Improvement of rheological properties of bedding-free manure under the influence of Bio–algeen G-40 and lower water consumption for manure removal resulted in 2 to 3 times

Table 18.2. Bio–algeen G-40 influence on pig growing.

Indicators	Control (Bio–algeen G-40 was not used)	Experiment (Bio–algeen G-40 was used)
Number of pigs in the group	600	600
Average pig weight before the experiment, kg	36.5	37.45
Average pig weight after 90 days of fattening, kg	91.2	99.41
Average daily weight gain for 90 days, kg	0.608	0.688
Bio–algeen G-40 induced daily weight gain, kg	-	+0.080

lower air humidity in the farm production areas, and lower ammonia and hydrogen sulfide content in the air (Table 18.1). The improvement of sanitary and hygienic livestock management conditions had a positive effect on the biochemical composition of animal blood: methemoglobin level decreased twofold, haemoglobin, protein, and sugar content increased. The treatment of pens with the preparation helped to decrease animal morbidity and mortality: mortality halved and animal culling decreased by 3 times. The preparation also had a positive effect on animal productivity. Thus, under the identical feeding rations during the first 90 days of fattening the pigs in the pens, which had been treated by the preparation, the daily weight gains were on average 80 g higher than those of pigs in the reference group (Table 18.2).

So the high effectiveness of Bio–algeen G-40 during the production process on the pig farm “Vladimirskeye” has been confirmed. This proved to be a way to solve economical and ecological problems of industrial livestock farming. The calculations show that transfer to the production technology featuring Bio–algeen G-40 application for all the animals on this farm would annually allow:

- to lower the process water consumption by 679 thousand m³;
- to lower delivery, storage, treatment and application costs for bedding-free (liquid) manure;
- to increase livestock output through higher weight gains and better livestock protection;
- to decrease ecological damage (as a result of lower air emissions of ammonia, hydrogen sulfide and other toxic gases, and application of disinfected and neutralized manure).

Total annual economical effect of using Bio–algeen G-40 on this farm would exceed 72 million rubles.

18.4 Recent developments

Recently the Bio–algeen G-40 preparation has been improved. Now it is used as a feed additive under the name «Biopolym FZ-Granulat» with the standard dose of 0.6 kg per 1 ton of compound feed. The preparation does not require any special storage conditions. Its shelf life is no less than 24 months from the production date. This feed additive is totally harmless for animals and its overdose is not dangerous. In 2010 «Biopolym FZ-Granulat» was officially certified for wide use in animal farming in Russia (“State Registration Certificate” of the Federal Service for Veterinary and Phytosanitary Surveillance dated 23.03.2010, registration number PVI-2-1.0/03067). «Biopolym FZ-Granulat» effectiveness in production process on the pig farm “Vladimirskeye” has not been defined. However, this product is widely used in Western European countries. The practice shows that its use results in a guaranteed 3 times reduction of ammonia content in pig houses after 4 to 7 days of application.

In the investigations carried out by the University of Zagreb the ammonia concentration in the air of the reference pig house (where this product was not applied) was $10.5 \pm 1.3 \text{ mg/m}^3$, while ammonia concentration in the air of the test pig house (the application rate of «Biopolym FZ-Granulat» was 0.6 kg per 1 ton of the compound feed) was $3.5 \pm 1.1 \text{ mg/m}^3$. Animal mortality due to respiratory diseases was 0.84-1.17% in the reference pig house, and 0.05-0.22% in the test pig house (Using the «Biopolym FZ-Granulat», 2010).

18.5

References

Soldatova, V.V. (2011). How to decrease ammonia concentration in the air. – Солдатова В.В. Как снизить концентрацию аммиака в воздухе/ В.В. Солдатова, В.Н.Большаков, Г.Ю. Лаптев // Agricultural News. - 2011.- № 4. – С. 24.

Tarasov, S.I. (2011). Estimating the Bio-Algina G-40 drug efficiency in increasing quality, safety and usage effectiveness of manure without bedding. – Тарасов С.И. Оценка эффективности препарата Био- Альгина Г-40 в целях повышения качества, безопасности, эффективности использования бесподстилочного навоза/ С.И. Тарасов// Нетрадиционные источники и приемы организации питания растений: сб. науч. тр./ Н.Новгородская ГСХА. - Н.Новгород, 2011. – С. 219-223.

Tarasov, S.I. (2010). The Bio-Algina G-40 drug usage effectiveness on pig farm CJSC “Vladimirskoye”. – Тарасов С.И. Эффективность применения Био- Альгина Г-40 в ЗАО по свиноводству «Владимирское» / С.И. Тарасов// Управление производственным процессом в агротехнологиях 21 века: Реальность и перспективы: сб. науч. тр./ Белгородский НИИСХ, 2010. – С. 138-141.

Gubar, V. (1994). The Bio-Algina G-40 drug usage effectiveness. – Губарь В. Эффективность применения Био-Альгина Г-40 / В.Губарь, С.И. Тарасов // Свиноводство. - 1994. - №1.- С. 21-22.

Tarasov, S.I. (1991). The Bio-Algina G-40 drug impact on animals. – Тарасов С.И. Влияние Био-Альгина Г-40 на животных / С.И. Тарасов, В.И.Губарь// Химизация сельского хозяйства. – 1991.- №9. – С. 15-16.

Using the «Biopolym FZ-Granulat» feed additive for cattle and pigs: guidelines (2010). – Применение кормовой добавки «Биополим FZ – Гранулят» для крупного рогатого скота и свиней: методические указания / ООО «БАЗУ-Русь» - Курск, 2010. – 8 с.

19 Selecting manure management technologies to reduce ammonia emissions from big livestock farms in the Northwestern Federal District of Russia

D.A. Maximov, A.Y. Bryukhanov, I.A. Subbotin, E.V. Vasilyev
 SZNIIMESH of RAAS, Saint Petersburg, Russia
 email: nii@sznii.ru

Abstract

The paper presents ecological problems of agricultural production in the Northwestern Federal District of Russia. It also suggests the ways, which would help to reduce ammonia losses and its negative impact on the environment and select technological solutions for manure management under the conditions of intensifying livestock production.

19.1 General country information

Modern agricultural farming may be regarded as a natural and technical system, which includes different engineering facilities located and operating on a specific territory within the agro landscape. The main goal of a farm is to produce the most possible amount of agricultural products with the lowest possible costs and then sell these products on the market. The production involves technologies of various intensity levels, and each technology is, basically, a sequence of technological operations accomplished by means of engineering infrastructure facilities. The higher the intensity levels of a technology the bigger the flow of anthropogenic substance and energy through the facilities of the above natural and technical system in the process of technological operations. Only a part of used substance and energy is transformed into the end product, while the remaining part is released into the environment and creates a negative impact on it. Almost all waste produced by agricultural enterprises can be used as secondary raw materials directly or after certain treatment (Popov et al., 2011).

That is why the main ways to raise the ecological safety of agricultural production are:

- to increase effectiveness of technological processes, which utilize anthropogenic substances and energy;
- to improve technologies for recycling of produced waste.

Animal husbandry is the main source of waste from agricultural production in the Northwest Federal District of Russia as it is the most advanced agricultural sector in the region owing to existing natural and climatic conditions.

To ensure a competitive production farming is possible only with an industrial approach and narrow specialization. In livestock and poultry farming this approach results in the transfer to big farms and complexes. This reduces costs per unit of product, but separates this sector from plant growing and results in accumulation of wastes in the form of unprocessed animal and poultry manure, waste water, that significantly increases the environmental load.

In dairy farming intensification means the transfer to the loose bedding free housing of animals. Not so long ago the region mostly featured small farms with tied housing of animals on abundant bedding; these farms produced bedding

manure, which was composted on the field sites. Soil application of produced composts helped to increase the fertility, and poor soils had an increase in humus content. Construction of big livestock complexes with loose housing results in production of increased volumes of manure with higher moisture content. Moreover, milking rooms produce large volume of waste water, comparable to manure output from the farm. Application of such liquid manure to soil does not increase its humus content, and on poor soils with high permeability it results in increased leakage of nitrogen and phosphorus into the ground waters.

Poultry and pig farms face a difficult task as the vast majority of them do not own required agricultural lands where they could utilize produced animal and poultry manure. Therefore, the negative consequence of industrial development of agriculture in the region is the appeared gap between plant production and animal husbandry. It results in accumulation of animal and poultry manure near the farms and increases the risk of discharge of biogenes into water sources and ammonia emissions into the atmosphere.

Now in the Northwest Federal District reasonably big farms prevail, which specialize in livestock, pig and poultry production. These farms count above 719 thousand head of cattle, around 693 thousand pigs, and above 34 million head of poultry. In total, these farms occupy over 5 million hectares of agricultural lands.

The share of dairy farming is rather high. According to statistical data in 2009 in the Northwest Federal District the average milk yield was 5057 kg per cow, while average milk yield in the country was 4089 kg per cow, and average milk yield in the Leningrad region (which accounts for 38% of cattle stock in the Northwest of Russia) was 6738 kg per cow. The average size of farms in the Northwest of Russia is around 400-600 head. Farms with more than 1000 head of cattle account for around 40% of the total farms in the Leningrad Region.

Table 19.1. Animal and poultry manure output in the various parts of the Northwest Federal District of the Russian Federation.

Region	Overall output of animal and poultry manure by year, thousand tons			Arable land area, thousand ha			Availability of organic fertilizers, in % of required amount		
	2005	2007	2010	2005	2007	2010	2005	2007	2010
Republic of Karelia	436	426	360	59.4	59.1	55.4	18.4	18.6	17.4
Republic of Komi	628	614	555	74.1	74.5	67.9	21.2	22.0	21.0
Archangelsk Region	946	902	761	225.3	226.1	222.8	10.5	10.1	8.8
Vologda Region	3173	3058	2698	763.5	759.8	750.2	10.4	10.2	8.5
Kaliningrad Region	1221	933	921	355.8	348.4	347.4	8.6	6.7	5.9
St. Petersburg and Leningrad Region	3111	3125	3266	417.4	418.0	412.4	18.6	18.9	20.0
Murmansk Region	216	238	237	17.1	14.0	13.5	31.6	42.6	44.5
Novgorod Region	841	814	726	434.3	434.1	430.1	4.8	4.7	4.1
Pskov Region	1706	1551	1385	679.7	665.2	671.6	6.3	5.8	5.0
Northwest Federal District	12280	11661	10917	3027	2999	2971	10.1	9.8	9.0

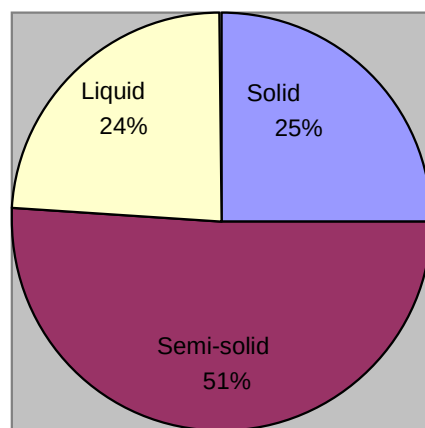


Figure 19.1. Distribution of produced animal and poultry manure by moisture content in Leningrad Region.

19.2 Animal manure production

Waste generation in different parts of Northwest Federal District was analyzed after having calculated the output of animal and poultry manure. The total volume of produced animal and poultry manure in the Northwest Federal District is around 11 million tons, as can be seen from Table 19.1.

At the same time it can be seen from the above data that even this amount is not enough for effective crop production. Hence one more ecological problem – lack of organic fertilizers. As a result agricultural landscape demonstrates technogenic transformations in soils, and also the humus layer becomes thinner. That is why organic wastes from livestock and poultry farming should be, first of all, used as a raw material to produce organic fertilizers, which would help to improve soil fertility and provide cultivated crops with all the required nutrients. The analysis also showed an increase in production of semi-solid (with relative moisture content from 85% to 92%) and liquid (with moisture content of above 92%) manure. Distribution of manure by its moisture content for Leningrad Region is shown on Figure 19.1.

Taking into account that currently misused animal and poultry manure is the main source of environment pollution, our institute keeps a Register of Animal and Poultry Manure Management Technologies, which offers various technical solutions for a more complete usage of nutrients of organic fertilizers.

According to the Ministry of Natural Resources Decree No. 786 of 2nd December, 2002, "On Approval of Federal Classification Catalogue for Waste" fresh cattle manure is classified as Hazard Class 4 waste, while pig manure and poultry manure are classified as Hazard Class 3 waste. Therefore, processing of different types of manure should comply with legal requirements for handling the waste of respective hazard class, and this sort of activity should be licensed accordingly.

Our institute has put forward a proposal and makes steps to cancel the obligatory licensing for the farms when the waste of this type is used as a raw material in their own production, or to replace the licensing by approved by the farm director "Technological Regulations for ecologically safe processing of animal and poultry manure". These technological Regulations must specify the order of technological operations guaranteeing the sanitation of manure and reduction of harmful substances and microorganism concentrations in the end

product to the level below the standard hygienic approved maximum allowable concentrations. This measure would allow the agricultural enterprises, which mostly have low profitability, to reduce the licensing costs.

19.3 Selection of technologies for manure management

Currently there are a number of technologies providing production of high quality organic fertilizers. The choice of any specific technology, which is a sequence of technological operations, depends on the existing farm conditions. For instance, the choice seriously depends on soil and climatic conditions, production type and volume, layout of facilities, availability of machines, equipment and required additives, personnel expertise, and some other factors.

Our institute has designed a software module for ecological and economical estimations of various manure management technologies under specific conditions of different farms. Higher effectiveness of organic fertilizer production from animal and poultry manure and lower nitrogen losses can be achieved by using scientifically proven methods when offering the good machine-based practices for organic fertilizers production and soil application. These tasks may be completed with the use of optimization methods, which enable production of organic fertilizers with minimal costs under specific farm conditions (Bryukhanov, 2009; Larry Ullman; Sokolov, 2007).

Ecological safety factor of the used technologies and mechanical setups is the critical criterion in technology selection. At the current stage it is suggested to use the ratio between the volume of nitrogen supplied to plants and the volume of manure nitrogen at the farm exit.

$$K_{\text{ecs}} = \frac{Q_N^1}{Q_N}, \quad (1)$$

where

K_{ecs} = ecological safety factor;

Q_N^1 = amount of nitrogen supplied to plants;

Q_N = amount of nitrogen in fresh manure.

In order to determine the amount of nitrogen supplied to plants the nitrogen losses from the technological operations were estimated and the main spots in the technological chain of nitrogen losses were identified (Table 19.2) (Bryukhanov, 2009).

Table 19.2. Nitrogen losses from technological operations of manure processing.

Technological operation index number	Description of technological operation	Nitrogen losses, %
1	Transportation	1-2
2	Intermediate storage	2-5
3	Rough separation	2
4	Fine separation in settlement tanks	2-5
5	Biological cleaning	15
6	Mixing with additives	2
7	Composting	10-25
8	Drying	5-20
9	Storage	5-20
10	Application	5-15

The following main directions of subsequent works to reduce nitrogen losses can be defined on the basis of obtained results: enhancing technologies for composting, storage and application of organic fertilizers.

In order to select the optimal technical and technological solution machine-based technologies are assessed by the software application using Pareto analysis (National Registration Certificate of a software application No. 2010612118 of 19.03.2010). The indicator defined by the costs per volume unit of nutrients supplied to plants is used as a selection criterion:

$$C_{\text{rel.k}} = \frac{C_{\text{rel}}}{K_{\text{ecs}}}, \quad (2)$$

where

$C_{\text{rel.k}}$ = costs per volume unit of nutrients supplied to plants, rubles/ton;
 C_{rel} = specific costs (per 1 ton of produced organic fertilizers), rubles/ton;
 K_{ecs} = ecological safety factor.

The ecological effect from the increase of agricultural land productivity (or from preventing its decrease) is suggested as an additional criterion. It is defined by the following formula:

$$E_{\text{ipr}} = (Q_2 - Q_1)S_3, \quad (3)$$

where

E_{ipr} = the effect from the increase of agricultural land productivity, rubles;
 Q_1, Q_2 = annual production volume from a unit of agricultural land before and after the implementation of measures, rubles/ha;
 S_3 = the area affected by environment protection measures, ha.

Under Pareto estimation the "preferences" of people who make the decision are defined as follows: option x' is preferable to option x'' then and only then when the $f(x')$ estimation of the first option is strictly higher (lower) than the $f(x'')$ estimation of the second option, where f is a specified numerical function that is defined on the X set and called the goal function or optimality criterion (Larry Ullman).

$$x', x'' \in X, f_i(x') \geq f_i(x''), i = 1, 2, \dots, m; \exists k \in \{1, 2, \dots, m\}: f_k(x') > f_k(x'') \Rightarrow x' \succ_X x'' \quad (4)$$

With a view to harmonize the economical and ecological interests it is suggested to select technological options on the basis of the values of two goal functions (criteria): costs per volume unit of nutrients supplied to plants ($C_{\text{rel.k}}$) and effect from the increase of agricultural land productivity (E_{ipr}). An implementation example of Pareto analysis is shown in Table 19.3, where Pareto-optimal solutions, defined according to the formula (4), are highlighted.

Table 19.3. Selection of Pareto-optimal solutions.

Table 15.3. Selection of Pareto optimal solutions.														
Goal function	Extremum direction	Technology												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Costs, based on K_{ecs} , thousand rubles per ton	min	1.98	2.02	1.77	1.78	1.69	1.7	1.63	1.61	1.41	1.38	1.56	1.37	4.75
Ecological effect from the increase of agricultural land productivity, thousand rubles per ton	max	9600	9780	10320	10500	11040	11220	15750	15750	16020	16020	16560	16830	5865

Implementation of this methodology with the help of modern information systems – web programming with PHP and MySQL – gives an opportunity to quickly estimate a large number of technologies and their variations, differing in terms of used machines, equipment and facilities, and to select the most suitable technology for a specific farm (Larry Ullman; Sokolov, 2007). It also provides a way to use scientifically proven methods for cost optimization of nitrogen emission reduction.

Presented methods are used to create and maintain the database of technical solutions for removal, processing, storage and soil application of organic fertilizers.

19.4 Technologies in use and planned

Currently one of the more widely used technologies, owing to its simplicity and low economical requirements, is field composting of animal and poultry manure or their solid fraction mixed with moisture absorbers, such as peat, straw and sawdust (Figure 19.2).

Composting makes use of available common, non-specific means on the farms. The most advanced farms purchase special equipment, which can be found on the market, for clamp reconstruction in order to accelerate the process and obtain the product of higher quality (Figure 19.3).

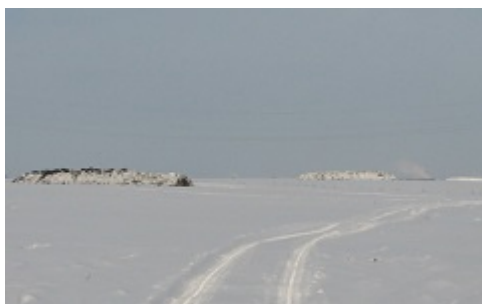


Figure 19.2. Field composting of manure mixed with peat ("Slavyanka M" LLC, Leningrad Region).



Figure 19.3. Active composting on a specialized floor ("Poultry Factory Roskar" CJSC, Leningrad Region).



Figure 19.4. Manure separation
("Ryurik-Agro" LLC, Leningrad Region).



Figure 19.5. Manure separation
("Breeding farm Krasnoozernoje"
CJSC, Leningrad Region).

There are isolated cases of specific fermenter usage, both periodically operated fermenters of the section type and continuously operated fermenters of the drum type. However, implementation of this type of equipment is held back by their high costs (Popov et al., 2011).

Liquid manure handling consists of its storing for more than 6 months in special steel reinforced concrete, enameled storages or film lagoons with subsequent field application with the use of spreaders or injectors. For example, only 5 farms in the Leningrad Region have special machines for the injection of liquid organic fertilizers into soil.

A number of pig farms have already implemented, while some cattle farms are planning to implement, a separation technology for producing liquid and solid fractions of manure (Figure 19.4; 19.5). This technology simplifies the liquid fraction processing and contributes to production of high quality solid organic fertilizers. For farms with limited land resources projects have been designed with 2-stage separation of the liquid fraction and its application to the irrigation fields, green houses, and systems of biological ponds (Popov et al., 2011).

Dairy farms could potentially benefit from the layout and technological solutions to use manure-bearing waste water from milking rooms and ventilation emissions from cow houses in plant cultivation facilities. Our institute has studied these possibilities on the pre-design concept level. They could help to significantly reduce the negative environmental impact of dairy farms.

Technologies to generate energy from the organic matter of animal and poultry manure have not become a frequent practice in the Northwest of Russia. Methane digestion cannot be implemented because of existing natural and climatic conditions and a lack of support from the state. However, introduction of bedding chicken manure combustion is in progress, and the possibilities of using generators, which work on dried chicken manure are being explored.

Implementation of modern cutting-edge technologies for processing of livestock waste and reduction of their negative environmental impact is held back by the low profitability of agricultural production and by the absence of state support at different levels. In order to effectively solve the problems it is necessary to study the experience of other countries and to develop our own ecological programs, which would help to accelerate the implementation of modern technologies for manure processing.

19.5 References

Popov, V.D. et al. (2011). Engineering methods solving problems of stable agricultural production development: Agricultural machines and technologies. – Попов. В.Д., Максимов Д.А., Брюханов А.Ю. Инженерные методы решения проблем устойчивого развития сельскохозяйственного производства: Сельскохозяйственные машины и технологии, №4, 2011, с. 4-8, ISSN 2073-7533.

Bryukhanov, A.Y. (2009). Increasing efficiency of manure usage by the way of an automated design of technology variants for preparation of organic fertilizers and their application to soil. – Брюханов А.Ю. Повышение эффективности использования навоза путем автоматизированного проектирования вариантов технологий приготовления органических удобрений и их внесения в почву: Автореф. дис...канд. техн. наук. - СПб, 2009. – 19 с.

Larry Ullman. PHP for the World Wide Web: Visual QuickStart Guide. – Ларри Урман. Основы программирования на PHP.

Sokolov, S.A. (2007). HTML and CSS: examples, general tasks and solutions. – Соколов С.А. HTML и CSS в примерах, типовых решениях и задачах. Профессиональная работа. / С.А. Соколов. - М.: Вильямс, 2007. — 416 с. — ISBN 978-5-8459-1192-6.

20 Methods to reduce ammonia nitrogen losses during production and application of organic fertilizers

S.M. Lukin, K.S. Nikolskiy, V.V. Ryabkov, I.V. Rusakova
 State Scientific Institution "All-Russia Scientific Research Institute of Organic Fertilizers and Peat" of RAAS, Vyatkins, Vladimirsky Region
 email: vnion@vtsnet.ru

Abstract

The paper studies the methods to reduce ammonia nitrogen losses during production and application of organic fertilizers. It was established that the best sorbents, which allow to reduce ammonia emissions during the storage of organic fertilizers by 15-20 times, are those based on peat, loam, and zeolites. Field experiments showed that manure incorporation into the soil 24 hours after its land application resulted in 5 times higher ammonia nitrogen losses in comparison to its incorporation 2 hours after the application.

20.1 Animal numbers and manure production

Livestock and poultry husbandry is accompanied by significant ammonia nitrogen emissions into the atmosphere, and these nitrogen losses occur both in the animal houses and during the storage and application of animal and poultry manure. To develop methods to reduce ammonia nitrogen losses is extremely important to protect the environment from contamination with reactive nitrogen.

From 1990 to 2010 the cattle stock in the Russian Federation decreased by 2.8 times, pig stock by 2.4 times, sheep stock by 2.6 times, and horse stock by 1.9 times (Table 20.1). Currently animal and poultry stock in all types of farms amounts to 32.8 million of livestock units or 0.43 livestock units per one ha of crop area. In agricultural enterprises the animal stock density is 0.26 equivalent livestock units per one ha, and on private farms it is 3.0 equivalent livestock units per one ha.

Table 20.1. Changes in farm animals stock in the Russian Federation from 1990 to 2010, million head (Eskov et al., 2006; Livestock population, 2011).

Year	Cattle		Pigs	Sheep and goats	Horses	Poultry	Total, livestock units*	Number of livestock units per 1 ha of crop area
	total	including cows						
1990	57.0	20.5	38.3	58.2	2.6	660	75.5	0.64
1995	39.7	17.4	22.6	28.0	2.4	425	51.3	0.54
2000	27.5	12.7	15.8	15.0	1.6	343	36.0	0.42
2005	21.6	9.5	13.8	18.6	1.3	357	31.2	0.41
2006	21.6	9.4	16.2	20.2	1.3	375	32.4	0.43
2007	21.5	9.3	16.3	21.5	1.3	389	32.7	0.44
2008	21.0	9.1	16.2	21.7	1.4	405	32.8	0.43
2010	20.1	8.9	17.3	22.4	1.4	471	32.8	0.43

*Coefficients for converting animal and poultry stock into livestock units: cows, bulls = 1.0; calves = 0.5; pigs = 0.3; horses = 1.0; sheep and goats = 0.1; poultry = 0.02.

Volga Federal District accumulates 29% of the total animal stock in Russia, Central Federal District 23%, Syberia Federal District 17%, Southern and North Caucasus Federal Districts 15%, Northwestern Federal District 7%, Far Eastern Federal District 2%.

According to calculations the total output of animal and poultry manure from the current farm animal and poultry stock is 294.3 million tons of physical mass or 211.0 million tons in terms of bedding manure, while 48% of animal and poultry manure is produced in personal smallholdings. Total nitrogen content in animal and poultry manure is 1179.0 thousand tons, and ammonia nitrogen content is 296.4 thousand tons (Table 20.2).

Table 20.2. Output of organic fertilizers in Russian agriculture and the total and ammonia nitrogen content in them.

Type of organic fertilizer	Production volume, million tons	Content, thousand tons	
		Total nitrogen N	Ammonia nitrogen N-NH ₄
Bedding manure, poultry manure	125.2	688.6	137.7
Composts	38.6	231.6	46.3
Semi-solid manure, poultry manure	40.1	140.35	56.1
Liquid manure, poultry manure	56.1	84.15	42.1
Cattle, pig and poultry wastewater	34.3	34.3	17.2
Total	294.3	1179.0	296.4
of which Agricultural enterprises	201.1	666.3	196.9
of which Private farms	93.2	512.7	99.5

Over the last 20 years the usage of organic fertilizers by agricultural entities in Russia has decreased by 8 times and currently it amounts to 51 to 53 million tons per year (Figure 20.1).

According to calculations, under the current volumes of organic fertilizers usage by agricultural enterprises in Russia, 250 to 272 thousand tons of nitrogen enters annually the soil. Together with mineral fertilizers, organic fertilizers account for 19% of total nitrogen input with all fertilizers (Table 20.3).

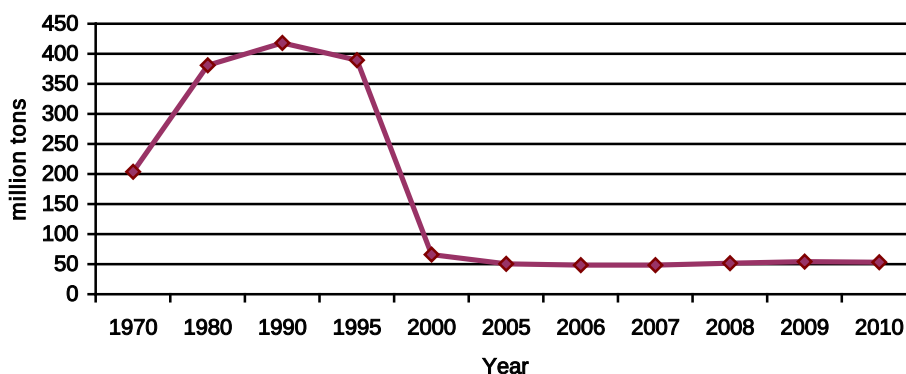


Figure 20.1. Changes in organic fertilizer usage by agricultural entities in Russia, million tons.

Table 20.3. Nitrogen input with mineral and organic fertilizers in agricultural enterprises in Russia, thousand tons.

Fertilizers/years	1970	1980	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Mineral	1883	3635	4334	995	959	854	906	1034	1201	1231	1188
Organic	1039	1942	1987	570	342	257	247	248	262	275	272
Total	2922	5577	6321	1565	1301	1111	1153	1282	1463	1506	1460

The difference between accumulated nitrogen on agricultural enterprises and nitrogen, which was applied together with organic fertilizers in agricultural enterprises, amounts to 394.3 thousand tons. Due to the extreme wear of equipment for production and application of organic fertilizers a significant amount of animal and poultry manure is not used by agricultural enterprises, but is stored on the farm territories. Even though some organic fertilizers are sold to community, the nutrients losses during production and application of organic fertilizers in agriculture in Russia exceed 30%.

20.2 Soil and groundwater pollution during storage

As the research at our institute showed, during long-term storage of organic fertilizers on unpaved sites the soil and groundwaters are intensively contaminated by mineral nitrogen.

Under conditions of Vladimir Region during the long-term storage of cattle manure and composts the nitrate content in the 120-200 cm soil layer of the affected areas exceeded the nitrate content in the unaffected soil by 30-100 times. On the site, where poultry manure-based fertilizers were stored, the highest nitrate content was observed in the 0-100 cm soil layer, while N-NO₃ concentration in the top horizon of soil reached 476 mg/kg or 1100 kg/ha. Ammonia nitrogen typically has 2 accumulation peaks: the first in the top horizons of soil, and the second at the depths of 120-200 and 340-400 cm. This results from two periodic cycles of soil moisturizing, in spring and in autumn. Ammonia nitrogen content in these soil horizons reached 30.4-112.0 mg/kg that is 11-30 times higher than that of non-contaminated soil.

According to calculations, the 0-400 cm soil layer contains from 4950 kg (poultry farm) to 6340 kg (cattle farm) of mineral nitrogen per ha, including 2500-4500 kg of nitrate nitrogen. At the same time, reserves of mineral nitrogen in non-contaminated soil amounted to 298 kg/ha, including 144 kg/ha of nitrate nitrogen (Figure 20.2).

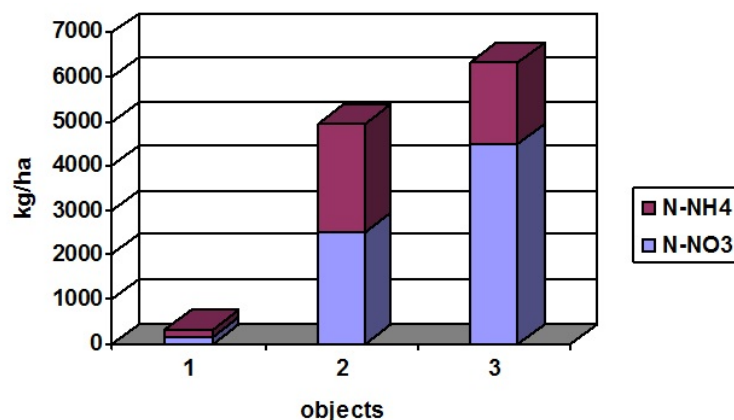


Figure 20.2. Mineral nitrogen content in the 0-400 cm soil layer, kg/ha. 1 = non-contaminated soil; 2 = poultry farm; 3 = cattle farm

Ground waters at the storing site for organic fertilizers were also significantly contaminated by biogenic elements. Their content exceeded that of drainage waters by 8 times for ammonia nitrogen, by 2 times for nitrates, by 1172 times for phosphates, and by 106 times for potassium.

20.3 Ammonia emission during housing, storage and application

Apart from soil and ground waters, a significant amount of nitrogen enters the atmosphere.

According to approved standards for pollutant emissions into the atmosphere in the Russian Federation, specific ammonia emissions (for housing, manure storage, manure application and grazing) per 100 kg of live weight are as follows: 6.6 µg per second for cattle, 6.0 µg per second for horses, 12.8 µg per second for sheep, 11.2 µg per second for goats, 10.2 µg per second for pigs, 10.1 µg per second for rabbits, 8.1-14.9 µg per second for fur-bearing animals, 14.5 µg per second for chicken, 13.4 µg per second for ducks, 11.4 µg per second for geese (Guidebook, 2005).

Nitrogen losses from bedding manure reach 10% during the storage, 30% during the biothermal treatment, 5% during the application; from liquid fraction of bedding-free manure the nitrogen losses are 15% during the storage, and 10% during the application (Standards, 1999).

In order to decrease ammonia nitrogen losses from poultry manure storage the effectiveness of different sorbents (peat, loam, zeolite, phosphogypsum) was studied. The studies were carried out at the composting site of our institute. Poultry manure was loaded into boxes with a capacity of 50 kg each, and then it was covered with a 10 cm layer of sorbent. Intensity of NH_3 and CO_2 emissions was determined over time.

It was established that ammonia nitrogen losses are reduced by 75 times when the clamps are covered with zeolites, by 17 times when they are covered with peat, and by 21 times when they are covered with loam. At the same time the use of sorbents does not affect the intensity of CO_2 emissions during composting (Figures 20.3 and 20.4).

Total ammonia nitrogen emissions from poultry manure amounted to 5.9% when it was covered with peat, 4.7% when it was covered with loam, 1.3% when it was covered with zeolites, and 16.9% when it was covered with phosphogypsum. These values are relative to N-NH_3 emissions in the reference variant. Therefore, using the simplest materials to cover the piles of organic fertilizers helps to drastically decrease ammonia emissions into the atmosphere.

Field experiments showed that incorporation of manure into the soil 24 hours after its land application led to 5 times higher ammonia nitrogen losses in comparison to its incorporation 2 hours after the application. When manure is incorporated into the soil 48 hours after its spreading over the field, 80-90% of ammonia nitrogen in it is lost (Figure 20.5).

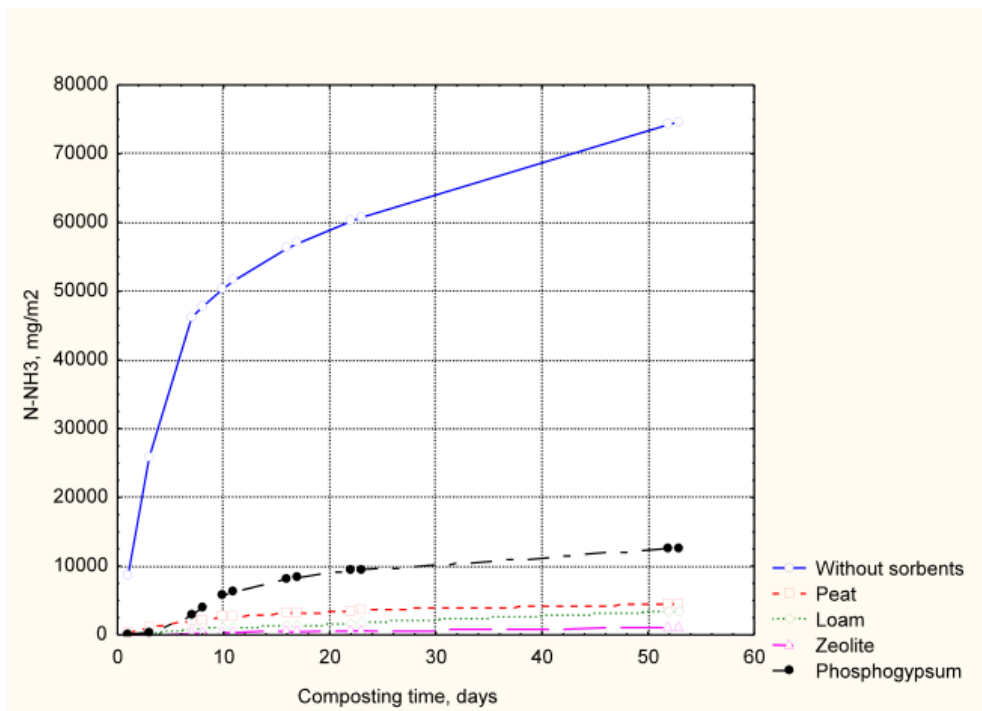


Figure 20.3. Cumulative ammonia nitrogen emissions when different sorbents are used to cover the piles of poultry manure, $N-NH_3$, mg/m^2 .

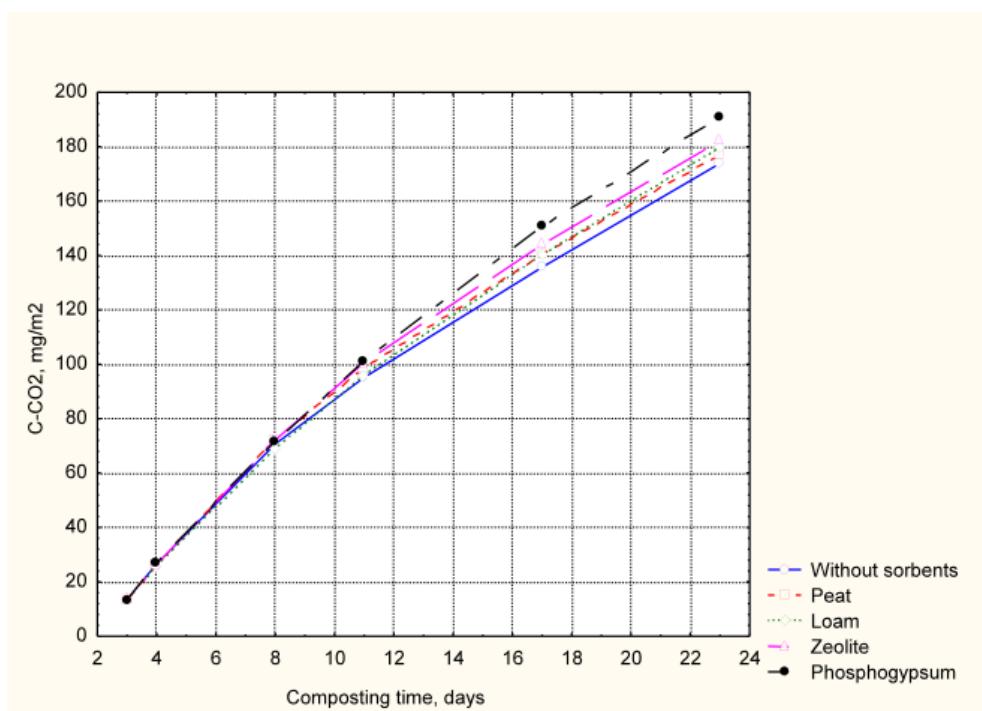


Figure 20.4. Cumulative $C-CO_2$ emissions when different sorbents are used to cover the piles of poultry manure, $C-CO_2$, mg/m^2 .

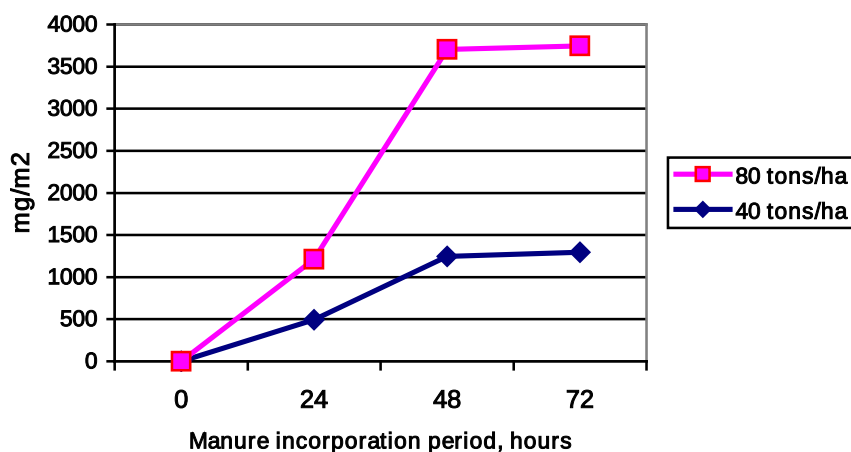


Figure 20.5. $N-NH_3$ losses (mg/m^2) depending on the application rate of bedding-free manure and the period of its incorporation into the soil, hours.

20.4 Recommendations

Mineral nitrogen losses from application of organic fertilizers can be reduced by growing green manure crops. When a green manure crop – oil radish – is grown after the application of bedding manure the losses with ground waters decrease by 1.5 times for ammonia nitrogen, by 13 times for nitrate nitrogen, by 10 times for phosphorous, and by 4 times for potassium. A range of indicators showed that the content of biogenic substances in the soil under the green manure crop was even lower than that where fertilizers were not applied. Similar results were obtained when bedding-free manure was used.

The main methods to decrease ammonia nitrogen losses during production and application of organic fertilizers are directed at:

- transforming mineral nitrogen into organic form by keeping the animals on deep bedding;
- using various sorbents and reactive substances to bind ammonia;
- implementing technologies for accelerated compost production;
- using balanced feeds, which help to reduce generation of urea in the animal organisms;
- using biological preparations both inside livestock houses and in the systems, which prepare manure for application;
- producing composts inside closed facilities with subsequent removal of ammonia from the air;
- storing animal and poultry manure in closed storing facilities, which prevent ammonia emission into the atmosphere;
- reducing application periods for organic fertilizers, their application under low temperatures;
- deep incorporation of manure into the soil;
- optimizing application rates of organic fertilizers with due account for the planned yields of agricultural crops;
- growing intermediate and green manure crops, which are characterized by high nitrogen removal; etc.

In highly contaminated territories it is recommended to grow crops characterized by increased removal of biogenic elements and resistance to high concentrations of mineral nitrogen in the soil.

20.5

References

Eskov, A.I. et al. (2006). Organic fertilizer resources in Russian agriculture. – Еськов А.И., Лукин С.М., Анисимова Т.Ю. и др. Ресурсы органических удобрений в сельском хозяйстве России (информационно-аналитический справочник) /Под ред. д-ра с.-х. наук А.И. Еськова / А.И. Еськов, Лукин, С.М. Т.Ю.Анисимова и др. - Владимир: ГНУ ВНИПТИОУ Россельхозакадемии, 2006. – 200 с.

Livestock population in the Russian Federation in 2010 (2011). – Поголовье скота в Российской Федерации в 2010году // Росстат. Главный межрегиональный центр. – М., 2011.

Guidebook for calculation, regulation and control of pollutant emissions into the atmosphere (revised and enlarged edition) (2005). – Методическое пособие по расчету, нормированию и контролю выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух (дополненное и переработанное). - СПб.: НИИ Атмосфера, 2005. – 149 с.

Standards for technological design of systems for manure removal and preparation for further utilization (1999). – Нормы технологического проектирования систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета НТП17-99. – М.: МСХ РФ. – 38 с.

21 Nitrogen management in crop production

A.A. Zavalin, G.G. Blagoveschenskaya, O.A. Sokolov, L.S. Chernova, N.Y. Shmyreva
 All-Russian Research Institute of Agrochemistry named after D. N. Pryanishnikov
 of RAAS. Moscow, Russia
 email: bioazot@mail.ru

Abstract

The paper presents the data for the volume of mineral and organic fertilizers application in crop production in the Russian Federation during the last decade. The results of experiments with fertilizers labeled with a stable nitrogen isotope ^{15}N are summarized. These experiments were aimed to assess the amount of gaseous nitrogen losses in the form of ammonia from mineral and organic fertilizers during crop cultivation in the main soil and climatic zones of the country. Measures to reduce the amount of gaseous nitrogen losses in the form of ammonia from mineral and organic fertilizers are suggested.

21.1 Application of nitrogen fertilizers in Russia

The role of mineral fertilizers in crop cultivation is well-known, with nitrogen being the leader. Its contribution to the yield increment of winter wheat and barley is from 45% to 50% (Derzhavin, 1992). Every applied kilogram of nitrogen in non-chernozemic regions provides the yield of 8 to 15 kg of grain, 3 to 4 kg of common flax, 50 to 70 kg of potato tubers (Korenkov, 1999). That is why the production and application of nitrogen fertilizers always prevailed over other fertilizers. At the beginning of (the development of) chemicalization of agriculture in Russia (in 1966-1975) the N:P:K ratio in the applied mineral fertilizers was 1:0.5:0.5, during the period of intensive use of agrochemical substances (in 1976-1990) this ratio was 1:0.8:0.6 and in modern days this ratio is 1:0.34:0.2. Under these circumstances the total volume of crop production significantly depends on the effectiveness of nitrogen fertilizers use.

In the last 5 years the production of mineral fertilizers averaged around 17 million tons per year, including 7.4 million tons per year of nitrogen fertilizers. The application of mineral fertilizers (in terms of 100% nutrients) is 2.02 million tons per year. 1.31 million tons of nitrogen are applied with mineral nitrogen fertilizers, 0.27 million tons of nitrogen are applied with organic fertilizers, and 0.71 million tons come with biological nitrogen. In 2007-2011 the nitrogen outputs in agricultural products in the Russian Federation on average reached 3.26 million tons per year. Average annual gross nitrogen balance was minus 0.97 million tons per year.

By the year 2020 under forecasted expansion of the territories occupied by legume crops, the increase of their yield and the growth of their share in the perennial grass mixtures up to 50%, around 1.7 million tons of fixed nitrogen may be accumulated that will exceed the amount of currently applied mineral fertilizers (Tables 21.1 and 21.2).

Table 21.1. Contribution of legume crops to plant protein production and nitrogen accumulation.

	Year 2010	Year 2020
Plant protein output (yield), million tons	2.34	7.23
Plant protein collection via nitrogen fixation, million tons	2.18	4.42
Accumulation of total nitrogen in biomass, thousand tons	866.9	2700.2
Accumulation of fixed nitrogen in biomass, thousand tons	544.3	1662.1

Table 21.2. Organic matter and biological nitrogen inputs to the soil after the plowing of legume crops.

	Year 2010	Year 2020
Organic matter mass, million tons	15.8	45.9
Total nitrogen, thousand tons	275.0	814.0
Fixed nitrogen, thousand tons	172.4	501.0

21.2 Ammonia losses from soils, fertilizers and farms

21.2.1 Losses of nitrogen from soil and fertilizers

It was established with the help of the labeled stable nitrogen isotope ^{15}N that utilization ratio of fertilizer nitrogen by plants does not exceed 30-50% in field conditions. 15-30% of fertilizer nitrogen is lost in the form of gaseous products, 20-40% of fertilizer nitrogen is immobilized in the soil organic matter, and losses via nitrate leaching can reach 10% or more (Osipov and Sokolov, 2001). Gaseous nitrogen losses from soil and fertilizers occur as a result of denitrification, ammonification and nitrification in the form of molecular nitrogen (N_2), its oxides (NO , N_2O , NO_2), and ammonia (NH_3) (Makarov, 1977). During soil resting gaseous nitrogen losses on soddy-podzolic soils are 50% from fertilizers and 50% from soil; in crop rotations they are 30% from fertilizers and 70% from soil, and on virgin soils they are 70% from fertilizers and 30% from soil (Kidin and Ionova, 1993). When ammonium nitrate, ammonium sulphate and calcium nitrate labeled by ^{15}N were applied on soddy-podzolic soils, the gaseous losses were composed of 70-80% N_2 , 16-24% N_2O , 2-3% NO , 1-2% NO_2 , and 0.1 - 1% NH_3 (Figure 21.1).

The amount of gaseous nitrogen losses depends on the time of day. For example, NH_3 emission intensity when applying 120 kg/ha of ammonium sulphate and urea was twice as high in the day-time as in the nighttime due to the soil temperature (Table 21.3) (Makarov and Patrikeeva, 1973).

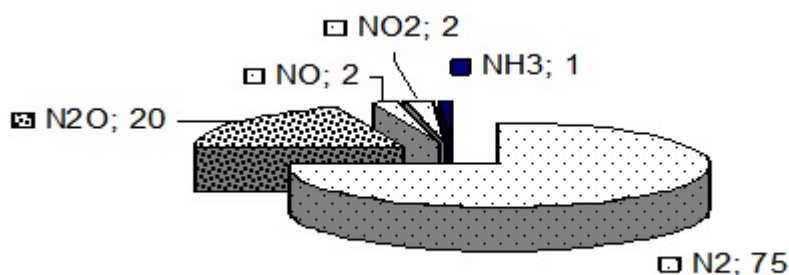


Figure 21.1. Composition of gaseous losses from soddy-podzolic soils after the application of nitrogen fertilizers.

Table 21.3. Daily course of NH_3 emissions from soil under the application of 120 kg/ha of nitrogen fertilizers.

Variant	Observation hours					
	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-6
Soil temperature ($^{\circ}\text{C}$)						
	18	23	25	25	23	16
NH_3 emission						
Lime + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	4.87	7.64	5.63	6.00	4.25	1.88
Lime + $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	3.39	4.27	4.39	2.55	2.13	1.77

Gaseous nitrogen losses in the form of ammonia from chernozem, degraded during the soil resting as a result of intense mineralization processes, occur for the entire summer. During the warm period around 4 kg/ha ammonia nitrogen are lost that is 1-2% (of the amount) of mineral nitrogen accumulated on a hectare of a fallow field in the 0-50 cm layer (Gamzikov et al., 1985). Under controlled conditions during the composting of soddy-podzolic soil and chernozem degraded when applying ammonium sulphate, the main ammonia nitrogen losses occur in the first 15-20 days peaking in the first week after the fertilizer application (Figure 21.2) (Gamzikov et al., 1985).

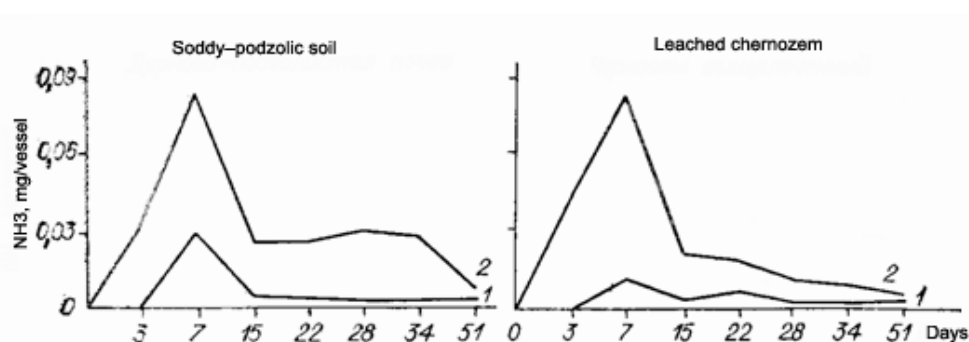


Figure 21.2. Ammonia emission from soil during composting:
1 - reference; 2 – after application of $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$

The main portion of nitrogen is lost in the first month after the application of fertilizers. Then ammonia emission significantly decreases because as a result of nitrification most nitrogen is converted to a nitrate form (Movsunov, 1969; Kudеyаrov et al., 1986). Intense ammonia emission from soddy-podzolic soil occurs during the first 10 days after the application of ammonia and amide forms of nitrogen fertilizers, and after 2-3 weeks NH_3 emission from soil completely stops (Makarov and Makarov, 1976).

Table 21.4. NH_3 losses vs the form of nitrogen fertilizer (percentage of the applied fertilizer quantity).

Fertilizer	Korenkov, 1999	Osipov and Sokolov, 2001	Makarov and Makarov, 1976
Ammonium sulphate	3.1	14.7 - 16.1	-
Ammonium nitrate	1.05	11.5 - 14.3	8-12
Urea	2.10	20.1 - 26.1	11-17
Aqua ammonia	-	-	45-53

21.2.2 Ammonia losses from mineral fertilizers

The amount of ammonia volatilizing from the soil depends on the form of nitrogen fertilizer. In terms of NH_3 losses from soil the nitrogen fertilizers are ranked as follows: ammonium sulphate (3-14% of applied quantity), ammonium nitrate (1-14%), urea (2-20%), aqua ammonia (45-53%) (Table 21.4) (Makarov and Makarov, 1976; Korenkov, 1999; Osipov and Sokolov, 2001).

Nitrogen losses and agronomical efficiency of nitrogen fertilizers depend also on the depth of their incorporation into the soil. Gaseous nitrogen losses from fertilizers on soddy-podzolic and chernozem soils are maximal in case of superficial application of urea or its shallow incorporation (to the depth of 3-5 cm), while in case of deep incorporation (to the depth of down to 15 cm) nitrogen losses are almost non-existent. On common chernozem the application of ammonium nitrate, ammonium sulphate, and urea to the depth of 18-20 cm (for ploughing) decreases the ammonia emission intensity by several times as opposed to their application to the depth of 1-2 cm (for harrowing). Gaseous nitrogen losses from fertilizers under deep incorporation decrease as a result of reduced intensity of microbiological processes. In this case gases formed during ammonification, denitrification, and nitrification have to pass through a thicker layer of soil and are more fully absorbed by it (Makarov and Makarov, 1976; Smirnov, 1977). According to the data from Movsunov (1969) fertilizer nitrogen volatilization in the form of ammonia reached considerable quantities (20-30% of applied dose) under the superficial and late incorporation of fertilizers into the soil. Combining nitrogen application and soil incorporation decreases nitrogen losses in the form of ammonia to 2-7% of the applied (dose of) fertilizers.

NH_3 losses from mineral fertilizers depend on soil moisture. Thus with the increase of soil moisture from 25 to 75% of total moisture capacity the ammonia losses from ammonium sulphate and ammonium nitrate decrease twofold, and ammonia losses from urea decrease by 1.5 times (Figure 21.3) (Korenkov, 1999).

NH_3 nitrogen losses increase with the variation of soil reaction from 5% of the applied quantity (for soil pH 6 and lower) to 60% of the applied quantity (for soil pH 8). Under the superficial application of urea ammonia losses were less than 5% at the temperature of 7°C, and at the temperature of 32°C they increased to 25% of the applied quantity. When urea is applied on soddy-podzolic soil NH_3 emission increases from 3.6% under pH 5.0 and soil moisture of 60% of total moisture capacity to 12.6-24.6% under pH 6.0 and soil moisture of 75% of total

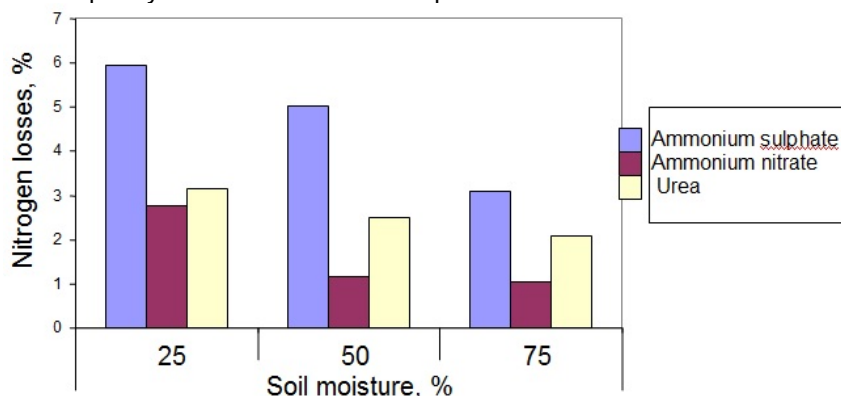


Figure 21.3. NH_3 losses vs. the source of nitrogen and soil moisture (percentage from the applied quantity).

moisture capacity. Under controlled conditions of a vegetation experiment the maximum ammonia losses from urea were observed at the temperature of 28°C and soil moisture of 7-10%. Reduction of soil moisture to 4.5% drastically decreased the losses. With the increase of soil moisture the ammonia losses also decreased and reached 1.9% under soil moisture of 30% (Korenkov, 1999). Observations with the use of the stable nitrogen isotope in field experiments showed that there were no gaseous nitrogen losses in the form of NH_3 during cultivation of spring wheat, millet and sugar beet on deep typical chernozems (Makarov, 1977). The experiment on grey forest soil revealed insignificant amounts of emitted NH_3 – 0.23-0.62% of the applied dose (Kudeyarov et al., 1986).

21.2.3 *Ammonia pollution near livestock farms*

The main source of ammonia emissions in agriculture is animal husbandry. Thus a facility for 216 thousand pigs emits 80 kg of ammonia per hour into the atmosphere in summer (Sudakov, 1996). A facility for 10 thousand young cattle emits 57 kg of ammonia daily through its ventilation system, and the daily emissions of ammonia from a pig farm for 108 thousand head are 1.3 tons (Plyaschenko et al., 1990). Ammonium sulphate is formed in the atmosphere near pig farms as a result of the reaction between ammonia and sulphur dioxide and it deposits with atmospheric precipitation into soil increasing its acidity. According to the expected growth of cattle and poultry stock in Russia by the year 2020 the output of animal and poultry manure will reach 178 million tons calculated in terms of farmyard manure. Its use in arable farming will allow involving of around 36 million tons of organic matter and 2.7 million tons of NPK, including 0.89 million tons of nitrogen in the economical and biological cycle.

Pollution of soil and natural waters occurs not only near farms and manure storages, but also at livestock waste utilization facilities. Currently in Russia the livestock manure is the main form of organic fertilizers of animal origin. Winter wheat on sandy-loam soil uses 13.7% of nitrogen from liquid manure while 69.9% of manure nitrogen is fixed in the soil and 12.7% of manure nitrogen is lost in the form of gaseous compounds (Varyushkina et al., 1979). When organic fertilizers are applied on soil, the gaseous nitrogen losses amount to 15-16% of its quantity (Mamchenkov et al., 1977; Aleynikova, 1979; Varyushkina et al., 1979). The amounts of losses vary considerably depending on the type of applied organic fertilizer that is connected with the ratio of carbon and nitrogen in it: green oat mass – 9-12% of applied nitrogen; liquid manure – 13-25% of applied nitrogen; green lupin mass – 17-23% of applied nitrogen. Ammonia nitrogen losses during the four months of storage decrease drastically with the increase of the dose of superphosphate added to the manure, which suppresses the vital activities of microorganisms during composting. Ploughing of cereal straws into the soddy-podzolic soil reduces the nitrogen losses in the form of ammonia and nitrogen dioxide by 1.5-2 times (Makarov, 1988; Lavrova, 1992).

21.3 **Role of microorganisms in nitrogen cycle regulation in soil**

The mineralization process of nitrogen-containing organic compounds with the emission of ammonia is performed by many microorganisms under a wide range of conditions, except for locations with extremely hot and dry climate, where dead remains are mummified. The most dynamic part in the nitrogen cycle is the ammonification of proteins. Both aerobic and anaerobic microorganisms of different taxonomic groups take part in this process. Ammonia, which is formed

during microbial decomposition of nitrogen-containing organic compounds of plant and animal origin, undergoes various transformations in the soil: it is partially adsorbed on clay-humus complexes or it neutralizes soil acids; it is uptaken by plants as a source of nitrogen and immobilized during the metabolic process of soil microorganisms; it is emitted into the atmosphere; and it is oxidized to nitrites and nitrates.

Ammonia losses from soil and fertilizers are connected, first of all, with the activity of microorganisms, which depends, to a considerable degree, on the C:N ratio in the decomposed substrate: the lower this ratio the higher the efficiency of ammonification. For every 100g of decomposed organic matter (50g of carbon) the bacteria use 2g of nitrogen for the synthesis of protein of their own biomass (C:N = 25). If nitrogen content of the organic matter is less than 2%, the nitrogen will be completely immobilized in the cells of microorganisms. When nitrogen content is higher (C:N < 25) the ammonia is emitted (Babyeva and Zenova, 1989).

For chernozem soils in Russia it is common to have concentrations of organic carbon in the range from 2.3% (low supply) to 4.3% (medium supply), and concentrations of total nitrogen from 0.22 to 0.52%. C:N ratio is in the range of 9.3-13.5, which indicates that intensity of mobilization processes is low and that low mineralized substances are present in the soil in sufficient quantities. 70-90% of microbiota of virgin areas of chernozem soils is composed of microorganisms, which take part in the transformation of organic and mineral nitrogen forms while nitrifying bacteria dominate ammonifying bacteria as witnessed by the mineralization coefficient which changes in the range of 1.4-1.8. Ploughing of chernozems and their long-term (for more than 30 years) agrogenic use has not changed the focus of the processes: the number and ratio of microorganisms using organic and mineral nitrogen forms remained virtually the same that can be characterized as a reaction within the limits of the homeostasis zone. Similar results regarding microbiota were obtained in the long-term (21 year) field experiment on soddy-podzolic light loamy soil during the comparative study of various fertilizing systems of the crop rotations.

21.4 Conclusions and research proposals

The summary of a big number of studies (around 100 Russian and foreign publications) allowed to outline the main paths for decreasing the gaseous nitrogen losses from soil and fertilizers.

- Drawing the dates of nitrogen fertilizer application closer to sowing. The reason is considerably higher losses (up to 5 times) on the fields not covered by plants.
- Drawing the dates of fertilizer application closer to the period when plants start to actively uptake the nitrogen.
- Deep incorporation of fertilizers. In case of superficial application the losses are always higher.
- Precise application of fertilizers.
- Taking into account the forms of nitrogen when choosing the means of their application. In case of surface application the gaseous nitrogen losses are higher for urea than for ammonium nitrate, but when the fertilizers are incorporated into the soil the difference in losses between them is reduced.
- Balanced mineral nutrition of plants increases nitrogen consumption from soil and fertilizers.
- Liming of acidic soils creates more favorable agrochemical and agrophysical conditions for plant growing, facilitates the growth of nitrogen consumption, and helps to increase the utilization coefficient of fertilizer nitrogen.
- Usage of slow release nitrogen fertilizers.

Proposals regarding the directions of studies on the reduction of environmental pollution by nitrogen compounds

- To identify the amounts of gaseous nitrogen losses from manure in the farm – storage – field chain in respect to soil and climatic conditions in Russia.
- To determine the changes of agrochemical, physicochemical and biological properties of soils during the long-term application of various manure types in order to monitor the ecological conditions of agro-landscapes.
- To study the flow of soil and fertilizer nitrogen including gaseous losses, uptake by plants, and fixation in the soil, leaching with drain waters and stability degree of agroecosystems, when manure is used (research with ^{15}N).
- To assess the quality of crops grown with the application of various types of organic fertilizers.

21.5

References

Aleynikova, L.D. (1979). Transformation of lupin nitrogen in soddy-podzolic soils and its uptake by cereal crops. – Алейникова Л.Д. Превращение азота люпина в дерново-подзолистых почвах и усвоение его зерновыми культурами. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук., М.: ВИУА, 1979. 19 с.

Babyeva, I.P., Zenova, G.M. (1989). Soil biology. – Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. 336 с.

Varyushkina, N.M. et al. (1979). Transformation of organic and mineral fertilizer nitrogen in the soil-plant system. – Варюшкина Н.М., Никифорова М.В., Никитина М.М. Превращение азота органических и минеральных удобрений в системе почва-растение // Бюл. ВИУА. №45. 1979. С. 18-25.

Gamzikov, G.P. et al. (1985). Fertilizer nitrogen balance and transformation. – Гамзиков Г.П., Кострик Г.И., Емельянова В.Н. Баланс и превращение азота удобрений. Новосибирск: Наука. 1985. С. 61-72.

Derzhavin, L.M. (1992). Using mineral fertilizers in intensive crop production. – Державин Л.М. Применение минеральных удобрений в интенсивном земледелии. М.: Колос, 1992. 272 с.

Kidin, V.V., Ionova, O.N. (1993). Balance of nitrogen from fertilizers with different forms and application rates and its transformation in soddy-podzolic soils under long-term lysimetric experiment conditions. – Кидин В.В., Ионова О.Н. Превращение в дерново-подзолистой почве и баланс азота разных форм и доз удобрений в условиях длительного лизиметрического опыта // Агрохимия. 1993. №11. С. 3-20.

Korenkov, D.A. (1999). Agroecological aspects of nitrogen fertilizer usage. – Кореньков Д.А. Агроэкологические аспекты применения азотных удобрений. М. 1999. 299 с.

Kudeyarov, V.N. et al. (1986). Nitrogen balance and transformation of nitrogen fertilizers in soils. – Кудеяров В.Н., Биелек П., Соколов О.А., Кноп К. и др. Баланс азота и трансформация азотных удобрений в почвах. Пушкино, ОНТИ НЦБИ АН СССР. 1986. 160 с.

Lavrova, I.A. (1992). Transformation of fertilizer nitrogen in the soil-plant system and efficiency improvement. – Лаврова И.А. Превращение азота удобрений в системе почва-растение и повышение эффективности. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук.. М.: ВИУА, 1992. 36 с.

Makarov, N.B. (1977). Gaseous losses of fertilizer nitrogen on typical powerful chernozems of the Kursk region. – Макаров Н.Б. Газообразные потери азота удобрений на мощных типичных черноземах Курской области // Агрохимия. 1977. №9. С. 3-6.

Makarov, B.N, Makarov, N.B. (1976). Gaseous losses of soil and fertilizer nitrogen. – Макаров Б.Н., Макаров Н.Б. Газообразные потери азота почвы и удобрений // Агрохимия. 1976. №12. С. 120-130.

Makarov, B.N., Patrikeeva, T.A. (1973). Daily variation of ammonia and nitrogen dioxide emissions from soil. – Макаров Б.Н., Патрикеева Т.А. Суточный ход выделения аммиака и двуокиси азота из почвы // Агрохимия. 1973. №2. С. 141-143.

Makarov, B.N. (1988). Soil gas conditions. – Макаров Б.Н. Газовый режим почвы. М.: Агропромиздат, 1988. 104 с.

Mamchenkov, I.P. et al. (1977). Transformation of nitrogen from the green fertilizer labeled with ¹⁵N and its usage by plants. – Мамченков И.П., Ташеева Р.М., Васильев В.А. Превращение в почве азота зеленого удобрения, меченого ¹⁵N и использование его растениями // Бюллетень ВИУА. №33. 1977. С. 11-22.

Movsunov, E.R. (1969). Nitrogen losses in the form of ammonia from nitrogen fertilizers applied to silicate soils. – Мовсунов Э.Р. Потери азота в виде аммиака из внесенных в карбонатные почвы азотных удобрений // Агрохимия. 1969. №5. С. 25-28.

Osipov, A.I., Sokolov, O.A. (2001). The role of nitrogen in soil fertility and plant nutrition. – Осипов А.И., Соколов О.А. Роль азота в плодородии почв и питании растений. С-Петербург. 2001. С. 20-43.

Plyaschenko, S.I. et al. (1990). Obtaining and growing healthy calves. – Плященко С.И., Сидоров В.Т., Трофимов А.Ф. Получение и выращивание здоровых телят. - Мн.: Ураджай, 1990. 250 с.

Smirnov, P.M. (1977). Nitrogen agrochemistry questions. – Смирнов П.М. Вопросы агрохимии азота. М.: МСХА, 1977. 72 с.

Sudakov, V.G. (1996). Ecological problems of pig farm operation. – Судаков В.Г. Экологические проблемы эксплуатации свиноводческих ферм и комплексов // тезисы докл. международной конференции Баренц. ЕвроАрктич. региона. Петрозаводск, 1996. С. 196-197.

22 Field studies estimating direct N₂O and CO₂ emissions from arable and pasture soils in Northwestern and Central Regions of Russia

N.P. Buchkina¹, E.Y. Rizhiya¹, S.I. Zinchenko², S.M. Lukin³, E.V. Balashov¹

¹Agrophysical Research Institute (AFI) of RAAS, Saint Petersburg, Russia

²Vladimirskiy Research Institute of Agriculture (NIISH) of RAAS, Suzdal, Russia

³All-Russian Research Institute of Liquid Organic Fertilizers and Peat (VNIIOU) of RAAS, Vyatkins, Vladimir region, Russia

email: buchkina_natalya@mail.ru

Abstract

The paper presents the main research trends in the Agrophysical Research Institute of the Russian Academy of Agricultural Sciences regarding the nitrous oxide and carbon dioxide emissions from agricultural soils. It shows the influence of soil organic matter, mineral fertilizers and soil tillage on nitrous oxide emission, it also evaluates the emission of this greenhouse gas from pasture soils.

22.1 Introduction

Many people link the global climate change to the strengthening of the natural atmospheric phenomenon called greenhouse effect. Out of all known greenhouse gases the most significant are carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O), which are emitted from soils as a result of microbiological processes.

Atmospheric lifetime of these gases is very long - they stay in the atmosphere for many decades. CO₂ has the biggest share of all greenhouse gases, and N₂O accumulates infrared radiation energy 310 times more effectively than CO₂.

More than half of the CO₂ and N₂O volume emitted into the atmosphere from agriculture is formed as a result of soil microorganisms' activity. N₂O is formed during the microbiological processes of nitrification and denitrification, and CO₂ is formed through biological transformation of organic matter. Various agricultural activities, such as annual soil tillage, application of mineral and organic fertilizers, crop residue ploughing and livestock pasturing result in increased CO₂ and N₂O emissions from soils.

Measuring direct CO₂ and N₂O emissions from soils of different regions in Russia is one of the critical steps in estimating the agricultural input into the greenhouse gases budget. This information is required to develop the agriculture strategy in the country, to choose the rational soil tillage technologies, and to apply fertilizers and crop rotations leading to decreased agricultural input into the greenhouse gases budget without crop yield reduction.

Since there are no systematic data about direct CO₂ and N₂O emissions from agricultural soils of different regions in Russia, the first and most important steps to estimate greenhouse gases emissions are to find out what influence on these emissions have (1) types of cultivated crops, (2) amount of nitrogen applied to the soil with organic, mineral and green fertilizers, (3) basic soil tillage method, (4) soil properties and (5) climatic conditions.

Our research tasks included measuring direct CO₂ and N₂O emissions from arable and pasture soils in Northwestern and Central Regions of Russia. For arable soils the effect of the cultivation of different crops, the application of different doses of nitrogen-containing fertilizers, and the use of several basic soil tillage methods on emissions of greenhouse gases from soils were estimated. For pastures the changes in greenhouse gases emissions from soils depending on grazing intensity were estimated. Also the influence of climatic conditions and soil properties on CO₂ and N₂O emissions from soils under investigation was identified.

22.2 Objects and methods

Field studies were carried out (1) at an experimental station of Agrophysical Research Institute of RAAS (Menkovo settlement, Leningrad Region); (2) at an experimental field of Vladimirskiy NIISH of RAAS (Suzdal); (3) at an experimental field of GNU VNIIOU of RAAS (Vyatkin settlement, Vladimir Region); (4) on a pasture of the experimental production farm "Suyda" (Leningrad Region); (5) on a pasture of JSC "Essoyla" (Karelia).

At the Agrophysical Station in Menkovo direct CO₂ and N₂O emissions from sod-podzolic sandy loam soil with low, medium and high development level were studied in the years 2003-2009. The measurements were performed when cultivating cereal and tilled crops during the vegetation period. Areas of soil with different development levels were also split into plots with different mineral fertilizer rates: reference (without fertilizers), medium (N 50-80), and high (N 90-110).

At the experimental field in Suzdal the effect of basic treatment methods for grey forest medium loamy soil on direct N₂O emissions have been investigated since 2008. The experiment, which investigated the effect of basic soil tillage on crop yield in a 5-field crop rotation, was established in 1986. Experiment variants included test plots with annual subsurface basic tillage to the depth of 6 to 8 cm and 20 to 22 cm, plots with mouldboard ploughing to the depth of 20 to 22 cm, and plots with combined tillage (consisting of annual shallow subsurface tillage to the depth of 6 to 8 cm and layer ploughing to the depth of 28 to 30 cm performed once per each rotation of crops).

At the experimental field in Vyatkin settlement the measurements of greenhouse gases emission from sod-podzolic sandy loam soil were performed as a part of a multi-year field experiment, which studied organic, mineral and organomineral fertilization in cereal and tilled crops rotation. The experiment pattern, which was established in 1968, included the areas, where various manure and mineral fertilizer amounts were applied, and also areas with combined organic and mineral fertilizer application.

The studies on the pasture in the Leningrad Region (experimental production farm "Suyda"), where continuous grazing of 200 cow herd was in place, and on the pasture in Karelia (JSC "Essoyla") with the rotational grazing of 100 cows herd, took place in 2010.

The pasture soil cover at Suyda consisted of sod-podzolic and sod-calcerous soils, and at Essoyla it consisted of depleted valley peat bogs (agrozems on clays).

Direct N_2O and CO_2 emissions from soils were measured once or twice a week throughout the vegetation season for several years. N_2O emissions were determined using the closed chambers method (Buchkina et al., 2008) and CO_2 emissions were determined with the use of Sharkov's absorption method. N_2O concentration in the air samples from the chambers was determined using a gas chromatograph equipped with an electronic capture detector. Once the measurements were finished the cumulative N_2O and CO_2 fluxes from soils throughout the vegetation period were calculated.

Together with N_2O and CO_2 emission measurements, the soil and climatic parameters, which influence these emissions, were determined, such as soil moisture, available nitrogen and carbon content, soil structure density, rainfall, soil and air temperature.

22.3 Results

The highest cumulative N_2O flows from sod-podzolic sandy loam soils in the Northwestern Region of Russia were observed when high doses of nitrogen-containing fertilizer were applied, especially when cultivating the tilled crops. More dense and moistened soils in furrows had more favorable conditions for the denitrification process and, as a result, a higher amount of N_2O was generated (Figure 22.1). Well-developed soils were characterized by higher cumulative N_2O flows than poorly developed soils (Figure 22.1), however, N_2O emissions per crop yield unit in well-developed soils were lower. In most cases emission factors for studied soils did not exceed the critical value of 1.25% suggested by IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Though, in the variant with tilled crops cultivation on well-developed soils with high mineral nitrogen fertilizer doses, there were years when the emission factor reached 1.8%.

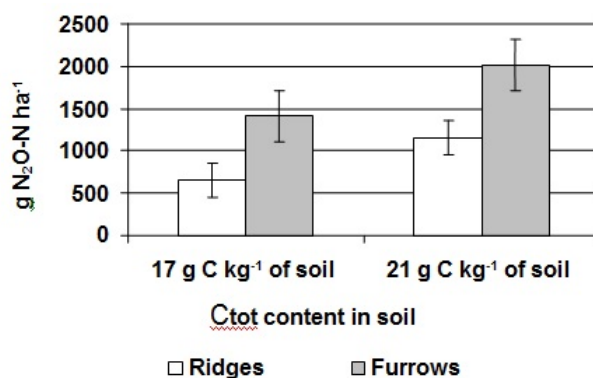


Figure 22.1. Cumulative nitrous oxide emissions from soil in furrows and ridges when cultivating potatoes on plots with different organic matter content in sod-podzolic sandy loam soil.

Cumulative N_2O flows were reliably different when growing one and the same crop in different years that was, most probably due to significant differences in the total amount and distribution of rainfall. High rainfall immediately after the nitrogen fertilizer application in May and June contributed to the increase of cumulative N_2O flows from soil (Buchkina et al., 2010).

N_2O emission from light sod-podzolic soils in Central Russia was the highest also when high doses of manure and fertilizer nitrogen were applied (for organomineral and highly intensive farming systems). However, in 2008 there were no reliable intervariant differences in cumulative N_2O flows from soils for different experiment versions (Table 22.1).

Table 22.1. Cumulative N_2O and CO_2 flows from sod-podzolic sandy loam soils at the experimental field of GNU VNIIOU of the Russian Academy of Agricultural Sciences in Vyatkins for different fertilization systems during the vegetation period (April – October) in 2008.

Fertilization system	kg N- N_2O ha ⁻¹	kg C- CO_2 ha ⁻¹
Reference, without fertilizers	0.36 ± 0.09	2534 ± 60
Manure, 10 tons ha ⁻¹	0.45 ± 0.10	3880 ± 193
Manure, 20 tons ha ⁻¹	0.41 ± 0.09	4878 ± 242
N50P25K60	0.44 ± 0.18	2718 ± 109
N25P12K30 + Manure, 5 tons ha ⁻¹	0.57 ± 0.23	3922 ± 184
N50P25K60 + Manure, 10 tons ha ⁻¹	0.57 ± 0.21	3565 ± 159
N100P50K120	0.57 ± 0.17	3162 ± 136

The highest reliable cumulative CO_2 flow from sod-podzolic soils in Vladimir Region was observed when the maximum manure dose (20 tons ha⁻¹) was applied. Application of nitrogen-containing mineral fertilizers did not have a reliable effect on CO_2 emissions from these soils. Also, reduction of manure doses and the increase of nitrogen-containing mineral fertilizer doses in 2008 did not lead to a reliable decrease of cumulative CO_2 flows from these soils (Table 22.1).

The highest cumulative N_2O emissions from grey forest soils in Central Russia during the vegetation period in 2009 were observed when mouldboard ploughing was used. In case of two subsurface and one combined tillage, N_2O emissions from the same soils were 1.5-2 times lower (Figure 22.2) (Buchkina et al., 2009).

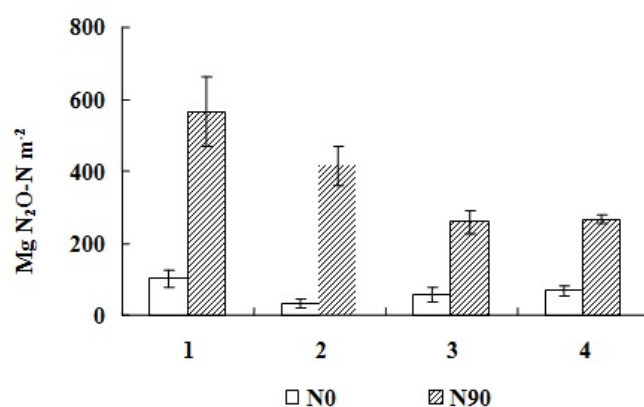


Figure 22.2. Cumulative N_2O emissions from grey forest medium loam soil under the following conditions: 1 = annual mouldboard ploughing to the depth of 20 to 22 cm; 2 = annual subsurface tillage to the depth of 6 to 8 cm; 3 = annual subsurface tillage to the depth of 20 to 22 cm; 4 = combined subsurface layer tillage to the depth of 28 to 30 cm.

During the 100-day grazing period on the pastures both at Suyda and at Essoyla the N_2O emissions were higher at the beginning and the end of the season, while in July and August the emissions were low because of the drought in the region. It can be concluded on the basis of obtained data that the areas with different grazing intensity had reliable differences in cumulative N_2O emissions. Cumulative N_2O emissions for 100 days from soils in the areas with high grazing intensity was the highest and amounted to 0.9 and 2.7 kg of N_2O -N ha⁻¹ for soils at Suyda and Essoyla, respectively.

Soils in the areas with medium grazing intensity had cumulative N_2O emissions of 0.3 and 0.7 kg of $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ during the same time frame, and cumulative N_2O emission figures for soils in the areas with low grazing intensity were 0.2 and 0.3 kg of $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1}$, for soils at Suyda and Essoyla, respectively. Excessive rainfall in May-June (2 times the normal value), higher density ($> 1.4 \text{ g.cm}^{-3}$) and increased mineral nitrogen content (from 56 to 145 mg.kg^{-1}) in soils combined with the rotational grazing resulted in higher N_2O emissions at Essoyla than at Suyda.

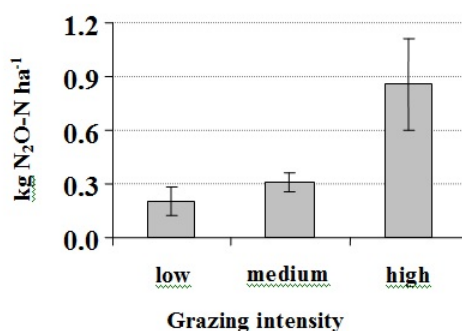


Figure 22.3. Cumulative N_2O emissions from pasture soils with different grazing intensity during the vegetation season in 2010 (experimental production farm “Suyda”).

22.4

Conclusion

Light agricultural soils both in Northwestern and Central Russia Regions do not produce a lot of N_2O and CO_2 . The risk of high N_2O emissions from these soils originates from large quantities of nitrogen-containing mineral and organic fertilizers, when they are applied to over compacted and over moisturized soils. Agricultural technologies have a significant effect on N_2O emissions both from light and heavy soils because they define the physical properties of soil plough layer. Strict observance of rational pasture use methods and grazing intensity redistribution should result in lower N_2O emissions from pasture soils.

22.5

References

- Buchkina, N.P. et al. (2008). Monitoring of nitrous oxide emissions from agricultural soils. Guidelines. – Бучкина Н.П., Балашов Е.В., Рижия Е.Я., Павлик С.В. 2008. Мониторинг эмиссии закиси азота из сельскохозяйственных почв. Методические рекомендации. СПб, 20 с.
- Buchkina, N.P., Balashov, E.V., Rizhiya, E.Y. and Smith, K.A. (2010). Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87, 429-442.
- Buchkina, N.P., Rizhiya, E.Y., Pavlik, S.V., Zinchenko, V.S., Zinchenko, S.I. (2009). N_2O emission from loamy grey soil under different tillage in Vladimir region of Russia // *Proceedings of the 18 Triennial ISTRO conference “Sustainable agriculture”, June 15-19 2009, Izmir, Turkey, T6-003-1 – T6-003-6.*

23 Nutrient load on the Gulf of Finland: problems of modeling

S.A. Kondratyev

Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, Saint Petersburg

email: kondratyev@limno.org.ru

Abstract

After the adoption of the HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP) in 2007 all the countries in the Baltic Sea region started developing mathematical models describing the nutrient load (P_{tot} and N_{tot}) on the Baltic Sea from its catchment area. Currently in order to assess the nutrient load from the territory of Russia the model developed by the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences is used. The paper defines the ways to significantly improve this model.

23.1 Institute of Limnology Loading Model

In November, 2007, at the Helsinki Commission (HELCOM) meeting the Baltic Sea Action Plan (BSAP) was adopted (HELCOM, 2007). This plan is a long-term environmental strategy to restore the healthy Baltic Sea. One of the main BSAP tasks is the development of measures to reduce the input of total phosphorus and total nitrogen (P_{tot} and N_{tot}) into the Baltic marine ecosystem that leads to undesirable eutrophication. BSAP assumes that in future each country will be charged for the excessive input of biogenic matter into the Baltic Sea. All the countries in the Baltic Sea region are now working on creation and improvement of mathematical models describing the nutrient load on the Baltic Sea from its catchment area. Currently in order to assess the nutrient load from the territory of Russia the ILLM (Institute of Limnology Loading Model) model is used. This model was developed by the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences. It is adapted to the limited opportunities to obtain the data from the Roshydromet national system for water bodies monitoring and from the Office of national statistics reports on waste water discharge and agricultural activities in the catchment areas of the Northwestern Federal District of the Russian Federation (Kondratyev et al., 2010).

The model takes into account the contribution of point and diffuse sources to the nutrient loading on the catchment area and helps to calculate the removal of impurities from the catchment area with due account of the influence of hydrologic factors, the retention of biogenic matter by the catchment area and the hydrographic network, and the mass exchange with the atmosphere. The end result of the modeling is a quantitative estimation of nutrient load on a water body from the catchment area and its components. The step of calculation is one year according to the HELCOM requirements for the reduction of average annual loads on the Baltic Sea and because the original data on main sources of the nutrient load has this exact period. Figure 23.1 shows the structure of this model.

The model was verified on a number of experimental facilities in the Russian part of the Gulf of Finland catchment area and is successfully used to estimate the removal of biogenic matter from the territories, which are not covered by the monitoring system and to find the ways to reduce the load on the marine ecosystem (Kondratyev, 2011).

According to implementation results of the EU BaltHazAR (Phase II), item 2.2 “Building capacity within environmental monitoring to produce pollution load data from different sources for e.g. HELCOM pollution load compilations” it was concluded that “the ILLM model can be used to calculate the nutrient load on the Baltic Sea from unexplored and poorly explored catchment areas”.

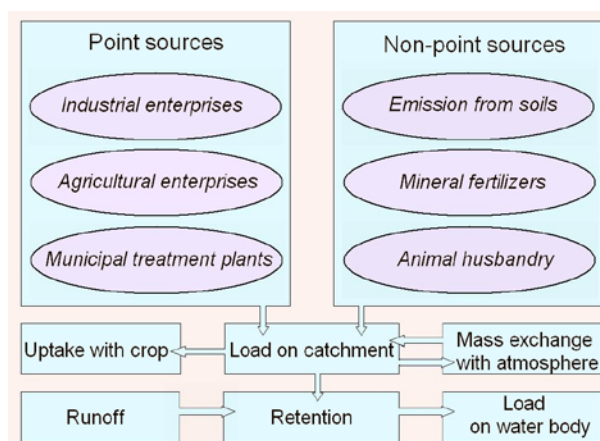


Figure 23.1. Calculation pattern of biogenic matter removal from a catchment area and of external nutrient load on water bodies.

The developed model was used to calculate the nutrient load on the Gulf of Finland from the Russian part of the Gulf of Finland basin (catchment areas of northern and southern minor tributaries and also of the Neva and Luga rivers). In this case the load on the Gulf of Finland from its local catchment area was 3127 tons of P_{tot} per year and 15065 tons of N_{tot} per year (Table 23.1). Also the dominant role of diffuse sources of the nutrient load is rather obvious here as they contributed to 86% of P_{tot} and 68% of N_{tot} of the total load on the Gulf. The presented modeling results are the upper (maximum) estimate of the nutrient load on the Gulf from the local catchment area as the calculations are based on the assumption that all biogenic matter produced by livestock and poultry farms contributes to the load. The reality is different from this hypothesis, though it is unknown how significant this difference is. This quantitative estimation should be defined more accurately once the more detailed and reliable data on the biogenic matter fluxes within the studied catchment area are obtained.

23.2 Simulation and trend calculations

The major application of load models is simulation and trend calculations. Full-scale experiments on water bodies and their watersheds are usually costly and time consuming. Moreover, according to multiyear experience if full scale experiments do not have theoretical justification their results turn out unconvincing, contradictive and are difficult to summarize, both in time and space. In such situations simulation modeling or computational experiments are of vital necessity in order to “study, forecast and optimize complex multiparameter non-linear processes, which are otherwise difficult or impossible to study in theory or in practice using traditional methods” (Samarskiy, 1983). By simulation calculations on the ILLM model possible changes in the nutrient load on the Gulf of Finland depending on the intensity of point and diffuse load sources were estimated.

Table 23.1. Main components of the nutrient load (tons per year) on the Gulf of Finland from a local catchment area (25948 km²) calculated for the average multiannual catchment area yield (flow rate) of 300 mm per year.

Indicators	P _{tot}	N _{tot}
Runoff from urbanized territories (dispersed population)	60	692
Emission from soils	397	6515
Mass exchange with the atmosphere	84	-
Discharges from point sources	212	1324
Organic and mineral fertilizers	6357	27269
Total for the drainage area	7110	35800
Uptake with crops	2222	15325
Retention by the drainage area and hydrographic network	1761	5410
Load on the Gulf of Finland	3127	15065
of which Input of point sources	136	974
of which Input of anthropogenic nonpoint sources	2691	10122
of which Input of natural sources	300	3969

Possible intensity variation of point sources of pollution was described by the water use and water disposal scenario in the Gulf of Finland basin, which was developed by the Lenvodstroyproekt institute (Territory planning scheme, 2008) for the period until 2026. Water disposal up to the year 2015 was estimated with the use of long-term forecast data for local economic development in the Leningrad region. Water disposal for the period from 2016 to 2025 was determined on condition that development trends for the growth of economic sectors production will remain the same as in the preceding periods and taking into account the recommendations from the "Long-term development strategies for the water resources utilization system in Russia". A conclusion was made that during the calculation period stretching until 2026 the total water disposal volume will decrease from 4508 to 1423 million m³ (or by 68%) due to significant reduction of water intake. The biggest changes will take place in the energy industry as the increased water recycling and reduced sea water intake at the Leningrad Nuclear Power Plant will result in a 72% decrease of water disposal volume in this sector. Even though the share of water in the recirculating water supply remains the same the waste water disposal will increase in all the industries. Main industrial sectors will feature 83% total water use increase, while other industrial sectors are expected to have 86% total water use increase. Public utilities sector is expected to have a decrease in the daily per capita water use owing to the lower losses in water supply networks under 2.5% growth of population. This sector development under such a scenario will not lead to significant changes in water disposal. The waste water disposal is predicted to somewhat increase by 7% until 2015 and after that it will start going down (Territory planning scheme, 2008). Table 23.2 shows the quantitative estimation of variation in the nutrient load from point sources of pollution on water bodies in the local catchment area of the Gulf of Finland that was made in accordance with the above scenario. It can be assumed from the obtained estimations that the nutrient load on water bodies in the local catchment area of the Gulf of Finland by the year 2026 will increase by 66.82 tons of P_{tot} per year and by 333.18 tons of N_{tot} per year.

However, not all the biogenic matter discharged into the drainage basin reaches the Gulf of Finland. A significant portion of this matter is retained by different elements of the hydrographic network. The developed model was used to calculate the retention of chemicals by the watersheds and their hydrographic

networks. According to the modeling results the expected nutrient load on the Gulf of Finland from the point sources of pollution in its local catchment area by the year 2026 will increase by 42.76 tons of P_{tot} per year and by 246.55 tons of N_{tot} per year and will reach 216.13 tons of P_{tot} per year and 1383.44 tons of N_{tot} per year for moderately dry (normal) years.

Table 23.2. Discharge of biogenic matter into water bodies in the local catchment area of the Gulf of Finland as projected until 2026 (Territory planning scheme, 2008).

Drainage basin	Discharged, tons 2006		Estimated discharge, tons 2025	
	P_{tot}	N_{tot}	P_{tot}	N_{tot}
The Narva river	9.25	70.16	10.14	76.90
Including the Plussa river	7.08	62.81	7.54	66.91
Southeast coast	36.58	239	14.69	95.99
The Luga river	40.64	320.91	55.03	434.54
The Neva river, proper	138.71	659.86	201.88	960.37
Northeast coast	45.7	246.4	55.96	301.71
Total	270.88	1536.33	337.70	1869.51
Increase			66.82	333.18

23.3 Nutrient use by agricultural production

As a part of this study a series of simulation calculations was performed with the use of the ILLM model in order to estimate the possible changes in the diffuse nutrient load on the Gulf of Finland in case of enhanced agricultural production in the Northwestern region. It was assumed that organic matter produced by poultry and pig farms would be removed from the catchment area nutrient cycle owing to upgraded manure management systems and optimal mineral and organic fertilizer application in the Leningrad region farming practices, resulting in their partial (80%) or complete (100%) uptake by crops grown on fertilized fields and a subsequent export of biogenic matter from the catchment area with agricultural products.

Table 23.3 shows the calculation results, from which it is evident that when 80% of fertilizers is appropriated used by plants, the nutrient load on the Gulf of Finland from the local catchment area can decrease to 1295 tons of P_{tot} per year and 10290 tons of N_{tot} per year, or by 59% for phosphorus and by 32% for nitrogen against the year 2007. Under complete assimilation of fertilizers by plants, the load will amount to 482 tons of P_{tot} per year and 6277 tons of N_{tot} per year, i.e. it will decrease by 85% for phosphorus and by 58% for nitrogen against the year 2007.

It is important to note that nutrient load on the Gulf of Finland from the total Russian catchment area under the conditions of the above calculations will amount to 2979 tons of P_{tot} per year and 63947 tons of N_{tot} per year that would actually meet the HELCOM recommendations (HELCOM, 2007) regarding the allowable load on the Gulf of Finland (4860 tons of P_{tot} per year and 106680 tons of N_{tot} per year).

Table 23.3. Load on the Gulf of Finland (tons per year) according to the results of the computational experiment aimed to estimate the implications of mineral and organic fertilizer usage optimization in agriculture in the Gulf of Finland local catchment area.

Conditions (scenario) of the calculation	P _{tot}	N _{tot}
Local catchment area		
Current situation (calculated per flow rate)	3127	15066
80% of organic and mineral fertilizers are assimilated by plants	1295	10290
100% of organic and mineral fertilizers are assimilated by plants	482	6277
Total catchment area		
Current situation (calculated per flow rate)	5624	72736
80% of organic and mineral fertilizers are assimilated by plants	3792	67960
100% of organic and mineral fertilizers are assimilated by plants	2979	63947

A natural question is if it is possible for plants to assimilate all the animal and poultry manure produced during one year on livestock and poultry farms in the Leningrad region. To answer this question we estimated and compared the real nutrient load on agricultural lands in the Leningrad region from the application of mineral and organic fertilizers in 1987 with the possible nutrient load calculated under the assumption that all biogenic matter in mineral fertilizers, animal and poultry manure is assimilated by plants and with the HELCOM recommended load (HELCOM, 2007).

The figures in Table 23.4 demonstrate that the hypothetical situation with full plant uptake of the organic matter produced by livestock and poultry farms can be achieved in reality. Nitrogen load is within the HELCOM limits and phosphorus load exceeds the limits by 40% while both hypothetical calculated values of the nutrient load (35 kg/ha/yr for P_{tot} and 151 kg/ha/yr for N_{tot}) are significantly lower than application rates of biogenic matter in 1987 (43 kg/ha/yr for P_{tot} and 228 kg/ha/yr for N_{tot}). Therefore, it can be concluded that almost all biogenic matter produced by livestock and poultry farms can be effectively used in agricultural production of the Leningrad region to ensure higher yields, and at the same time being excluded from the nutrient cycle in the catchment area and not contributing to the nutrient load on the Gulf of Finland.

Table 23.4. Current, past and regulatory nutrient loads on the field areas in the Leningrad region (kg/ha/yr).

Nutrient load	P _{tot}	N _{tot}
Nutrient load from mineral and organic fertilizers on the field areas in the Leningrad region in 1987	43	228
Possible current load on the field areas of the watershed from the application of mineral fertilizers and full uptake of the produced organic matter	35	151
Nutrient load from fertilizers on the field areas according to HELCOM requirements	25	170

Such an ideal situation is hardly possible in the present-day Leningrad region farming. However, the obtained results help to identify the main course of action to achieve the practical reduction of diffuse nutrient load on the Gulf of Finland from its local catchment area, and that is to optimize agricultural production by maximum and efficient fertilizing application of organic matter produced by livestock and poultry farms.

23.4 Recommendations

Despite the certain success in the modeling of the nutrient load on the Gulf of Finland from the Russian part of its catchment area it should still be acknowledged that the model described here requires further improvement by addressing the following issues.

Estimation of the role of mass exchange with the atmosphere in the process of nutrient load modeling

This role is insignificant for phosphorus, but in case of nitrogen, on the contrary, the mass exchange with the atmosphere specifies the main input and output elements of the nitrogen balance, both in catchment areas and in water bodies. The ILLM model uses the hypothesis suggested by the German colleagues (Behrendt and Dannowski, 2007) that “according to the standard knowledge at that time, atmospheric deposition + symbiotic N accumulation and denitrification were considered to be equal and left out the balance calculations”. Calculation results show that this suggestion is true for Germany. However, in case of Russia special studies are required either to confirm or reject this hypothesis.

Transition from a point to an area

Models describing the nitrogen cycle at a point (on a small uniform area) are rather well developed (CREAMS, GLEAMS, etc., Kondratyev, 2007). However, to model the nutrient balance for big catchment areas and the nutrient load on water bodies like Ladoga Lake and the Gulf of Finland with the catchment area of roughly 300,000 km² a special procedure is required for transition from a point model to a distributed model, which would take into account the spatial irregularity of underlying surface properties and anthropogenic impact factors. Moreover, in our case it should be also taken into account that this problem is being solved under the conditions of extreme scarcity and low reliability of available data from national monitoring and statistics agencies.

Assessment of the relationship between the components of the nutrient balance of catchment areas and water bodies

It is yet to be made clear whether a reduction of one of the catchments area nutrient balance components will result in variation of its other components. For example, if emissions reduction into the atmosphere will lead to the increased run-off from the catchments areas and higher nutrient load on the water bodies. The specified possible changes in the nutrient balance of catchment areas should be properly reflected in the models. Moreover, there is a question about the possible reaction of water bodies to the variations of the impurity content in atmosphere and how it will modify their ability to retain the biogenic matter coming from the catchments area.

Collaboration with the Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) is one of the possible ways to create a more perfect nutrient load model on big water bodies which would to provide scientifically proven recommendations to restore the healthy Baltic Sea.

This paper was completed with the support of the Russian Foundation for Basic Research (RFBR), project 12-05-00702-a.

23.5**References**

Kondratyev, S.A. (2007). Formation of external load on water bodies and problems of modeling. – Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования / С.А. Кондратьев. - СПб.: Наука, 2007. - 255 с.

Kondratyev, S.A. (2011). Evaluation of the nutrient load on the Gulf of Finland (Baltic Sea) from the Russian part of the catchment area – Кондратьев С.А. Оценка биогенной нагрузки на Финский залив Балтийского моря с российской части водосбора / С.А. Кондратьев // Водные ресурсы. - 2011. - Т. 38. - № 1. - С. 56-64.

Kondratyev, S.A. et al. (2010). Modeling abiotic processes in the catch – water body system (the case of Chudskoe-Pskovskoe lake) – Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Рябченко В.А., Дворников А.Ю. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор-водоем (на примере Чудско-Псковского озера) / С.А. Кондратьев, С.Д. Голосов, И.С. Зверев, В.А. Рябченко, А.Ю. Дворников. – СПб, Изд-во «Нестор-История», 2010. - 116 с.

Samarskiy, A.A. (1983). Modern applied mathematics and the computational experiment. – Самарский А.А. Современная прикладная математика и вычислительный эксперимент / А.А. Самарский // Коммунист. - 1983. - № 18. - С. 31-42.

Territory planning scheme for the Leningrad region. Hydroeconomic calculations and balances (2008). – Схема территориального планирования Ленинградской области. Водохозяйственные расчеты и балансы. – СПб.: ООО «Ленводстройпроект», 2008. - 311 с.

Behrendt, H., Dannowski, R. (2007). Nutrients and heavy metals in the Odra River system.- Weissensee Verlag Publ., Germany, 2007, 337 p.

HELCOM (2007). Baltic Sea Action Plan - Helsinki Commission Publ. Helsinki. Finland. 2007. 103 p.

24 Ammonia emissions from agricultural sources in Ukraine

L. Moklyachuk, O. Furdychko, O. Zhukorskiy, V. Pinchuk, O. Mineralov, E. Keyvan, A. Marchenko
 Institute of Agroecology and Management of Natural Resources of National Academy of Agrarian Sciences (NAAN), Kiev, Ukraine
 email: moklyachuk@ukr.net

Abstract

The paper analyses the measures taken by Ukraine in terms of implementation of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. According to recent stock dynamics of major farm animals types, the poultry farming remains the only fast developing agricultural sector. The paper also describes the newly developed method of waste utilization on the farms with floor housing of poultry to produce organo-mineral fertilizers.

24.1 Environmental regulations

Air pollution is harmful to human health and the environment. Since late 1970s the European Union has been treating the problem of air pollution as one of the main political problems. According to the data from the National Inventory of anthropogenic sources of greenhouse gases emissions and absorption of these gases for 1990-2010 in Ukraine the greenhouse emissions occur in the following sectors established by IPCC: Energy; Industrial Processes and Product Use; Agriculture, Forestry and Other Land Use; Waste (National Inventory, 2011).

Ukraine signed the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution in Geneva in 1979 and ratified it in 1980. In 2001 the Ukrainian law "On atmosphere protection" was adopted. This law harmonizes relationships in this sphere; it complies with the prevention and abatement system of pollution and with the European Union legislation provisions. A regulation mechanism for atmosphere protection was developed in accordance with this law. A series of government decrees were issued to implement the provisions of the above law. These decrees approved the list of the most common and dangerous pollutants, whose emissions should be regulated, and the procedures for national accounting programs in the field of atmosphere protection.

As a part of the Geneva Convention implementation in 1985 Ukraine ratified the Protocol on Long-term Financing of the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP) (1984). The Protocol on the Reduction of Sulphur Emissions (1985) was ratified in 1986. The Protocol concerning the Control of Nitrogen Oxides (1988) was ratified in 1989. The Protocol concerning the Control of Emissions of Volatile Organic Compounds (1991) was ratified in 1991. The Protocol on Further Reduction of Sulphur Emissions (1994) was ratified in 1994. The Protocol on Persistent Organic Pollutants (1998) was ratified in 1998, and the Protocol on Heavy Metals (1998) was also ratified in 1998. In order to implement the provisions of Convention protocols Ukraine is working on harmonizing its legislation in the field of atmosphere protection in accordance with European Union legislation on reduction of pollutant emissions caused by anthropogenic activities.

As far as atmosphere protection is concerned Ukraine is currently implementing a new system regulating pollutant emissions into the atmosphere with the aim to reduce pollutant emissions and to provide the public access to the information about obtaining permissions for pollutant emissions from stationary sources. Within the implementation of the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone a draft document "Guidelines for Good Agricultural Practices, which contribute to reduction of ammonia emissions and biogas utilization" was produced.

High livestock concentration and usage of traditional housing and milking technologies on dairy farms are accompanied by environment pollution with livestock wastes. This problem could be solved by the introduction of innovative technologies of manure storage and application. Implementing these technologies while keeping the agricultural production in compliance with international environmental requirements would help to obtain additional competitive advantage in terms of savings on mineral fertilizers costs. Enhancement of manure treatment technologies to completely utilize the physical mass and nutrients in animal and poultry manure and minimization of the period between land application of manure and its incorporation into the soil would help to decrease the water source pollution and reduce emissions of ammonia into the environment. Different measures are being taken in order to decrease air pollution. These measures are directed at significant reduction of ammonia emissions into the environment through enhancing design technique for microclimate control systems; developing and approving the standards for pollutant emissions from buildings; change-over to closed microclimate control systems utilizing biological heat of animals with the use of air drying, cleaning and deodorization elements; developing highly effective microprocessor-based control modules for microclimate in livestock houses.

24.2 Greenhouse gas emissions

Greenhouse gas emissions from agricultural sources

The agriculture sector had a 9% share of total greenhouse gas emissions in Ukraine in 2010. The main emission sources in this sector are enteric fermentation of animals and agricultural soils, accounting for 26% and 58% of total emissions in the sector, respectively. In 2010 emissions decreased by 67% compared to 1990, while increasing by 3% in comparison to 2009. The sharp reduction of emissions is connected, first of all, with the decrease of animal stock in agricultural enterprises, application of less fertilizers to the soil, and the changes in animal manure treatment practices. The reason for all of that was the economical crisis resulting from the collapse of the USSR (National inventory, 2011). The defining factor in the rise of emissions in 2010 compared to the previous year was the increased amount of nitrogen fertilizers applied to the soil: from 634.9 to 774.7 thousand tons (a 22% increase). It is commonly known that cattle stock is the key factor determining the dynamics of emissions from enteric fermentation. Due to the collapse of the USSR and subsequent reorganization of the agricultural sector the cattle stock in the country dropped considerably, and this post-USSR crisis especially affected agricultural enterprises. According to the available data (Figure 24.1) the cattle stock keeps decreasing, both on agricultural enterprises and on private farms.

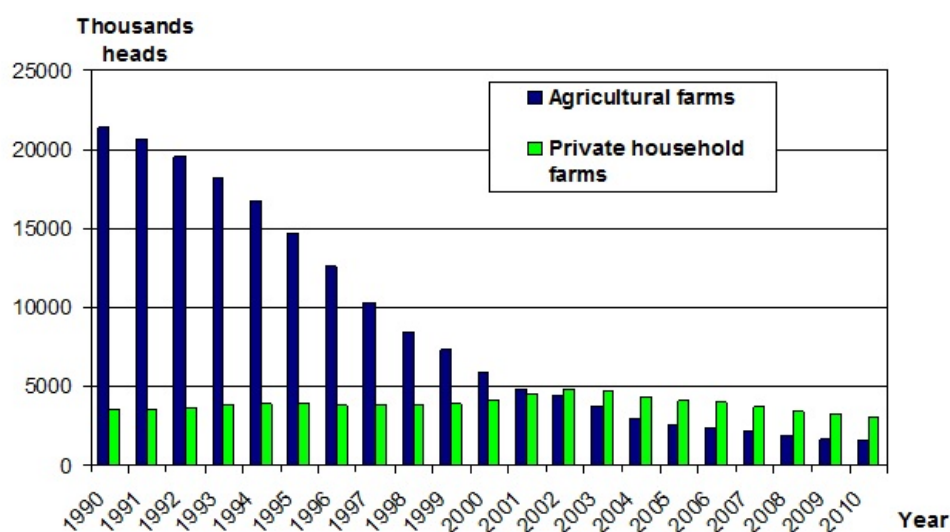


Figure 24.1. Average annual cattle stock on big farms and on private farms, thousand head.

Total cattle stock in 2010 compared to 2009 decreased on big farms by 97 thousand head, and on private farms by 195 thousand head. Also, a similar negative trend can be seen in the breeding sector for dairy cows and stud bulls (Figure 24.2) (Animal husbandry in Ukraine, 2011).

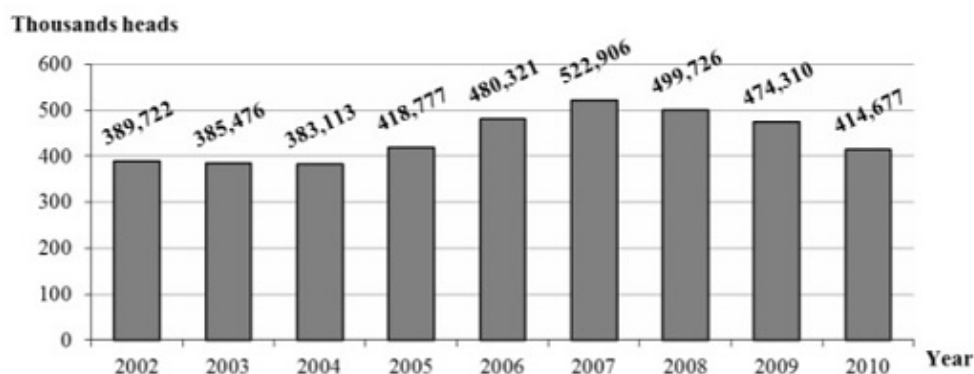


Figure 24.2. Stock dynamics for pedigree dairy and beef/dairy cattle in Ukraine (2002-2010).

Together with persistently low profitability of most Ukrainian agricultural enterprises, low quality of meat products and competition between big farms and private farms, the rise of meat product import, particularly beef, was another factor, which affected livestock population in 2010. From 1992 to 2002 Ukraine seriously lost its positions in global livestock production in terms of main livestock types. Thus, in 1992 Ukraine ranked 13th in the world in terms of cattle stock (23,092 thousand head), but in 2006 (6,345 thousand head) it ranked only 35th, while the biggest farm animal stock in the world is found in Brazil (207,200 thousand head) and India (180,800 thousand head) (Materials of the global cattle-stocks, 2011).

Categories of greenhouse gas emission sources

According to the IPCC recommendation the following categories of emission sources are considered in the agricultural sector in Ukraine:

- Enteric fermentation;
- Removal, storage and utilization of manure (CH_4);
- Removal, storage and utilization of manure (N_2O);
- Growing of rice;
- Direct N_2O emissions from agricultural soils;
- Manure on pastures;
- Indirect N_2O emissions as a result of nitrogen usage in agriculture;
- Indirect N_2O emissions as a result of removal, storage and utilization of manure.

In 2010 the main input in total emissions in the agricultural sector was from the following categories: “Enteric fermentation” (8814 thousand tons of CO_2 -equivalent) and “Direct N_2O emissions from agricultural soils” (14473 thousand tons of CO_2 -equivalent). These categories had 26% and 42% shares of total emissions in the sector, respectively. In 2010 methane share was 30% of total emissions and N_2O share was 70% of total emissions (National inventory, 2011). The dynamics of greenhouse gas emissions in the agricultural sector split by categories is shown on Figure 24.3.

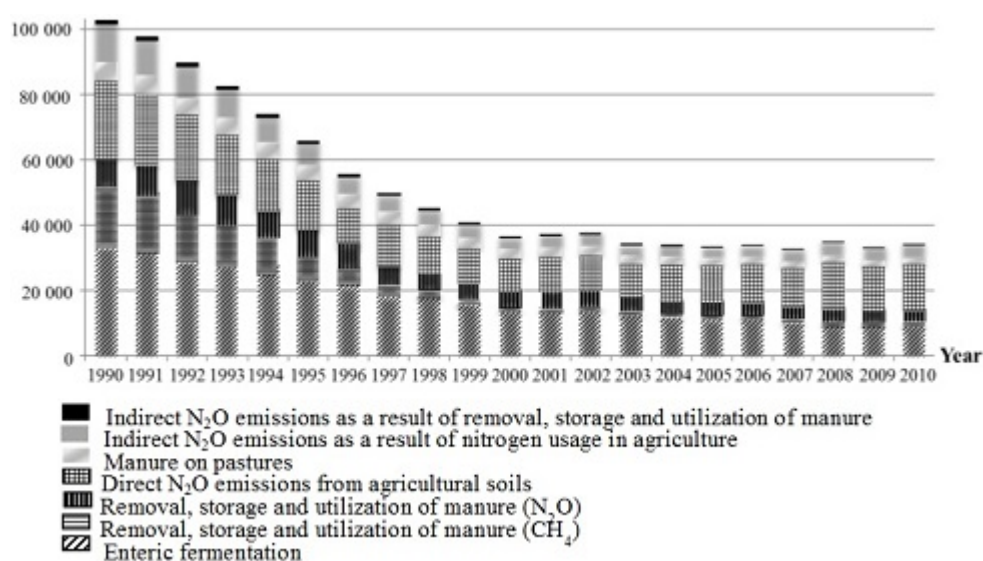


Figure 24.3. Dynamics of greenhouse gas emissions in the agricultural sector split by categories, in thousand tonne CO_2 -equivalent (National inventory, 2011).

“Indirect emissions as a result of removal, storage and utilization of manure” is an additional category as it is not on the list of categories from IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006 (IPCC, 2006). Emissions in this category were taken into account to keep the data complete.

24.3 Ammonia emissions

Indicators of ammonia emissions in 2010 were calculated using relevant methods (Rules for Emission Calculations, 2008) based on the information from the database for farm animal stock in Ukraine (Animal husbandry in Ukraine, 2011) (Table 24.1).

Table 24.1. Indicators of ammonia emissions in animal husbandry in 2010.

Type of livestock	Source of emissions	Emissions from manure, thousand tons per year
Cattle	Housing systems with output of	
	Liquid manure	61.98
	Solid manure	88.51
	Pasturing	12.03
Pigs	Housing systems with output of	
	Liquid manure	54.78
	Solid manure	78.30
Poultry	Cage systems	19.65
	Deep-litter systems	17.57
	Free-range poultry systems	29.50
Horses	–	2.19
Sheep/goats	–	0.819
Total		365.3

24.4 Poultry farming

According to stock dynamics of major livestock types, the poultry farming remains the only fast developing branch in Ukraine in recent years. Total poultry stock in Ukraine increased by 39% from 2006 to 2011 and now amounts to 228,720 thousand head (Figure 24.4) (Animal Husbandry in Ukraine, 2012).

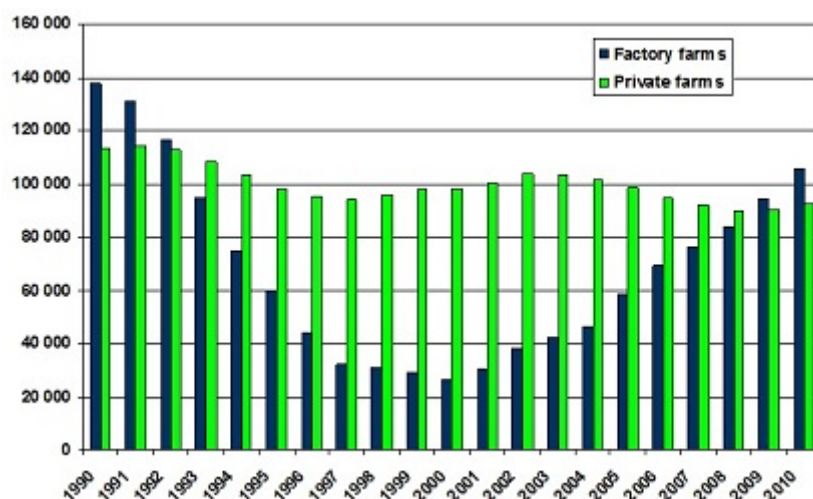


Figure 24.4. Average annual poultry stock in agricultural enterprises and on private farms, thousand head.

As a result the waste volume from this branch has increased and at present it amounts to 31% of total waste from livestock farms. With the current development rates the poultry farming may become the main source of environment pollution with livestock wastes (Figure 24.5).

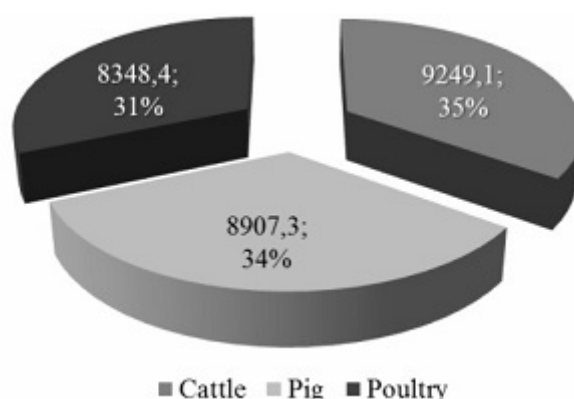


Figure 24.5. Total amount (thousand tons) and structure of livestock wastes by types of animals in Ukraine in 2011 (%).

The Institute of Agroecology and Management of Natural Resources has studied pollutant emissions from poultry farms. Broiler production on big poultry farms is organized as a rigid structure of interconnected subdivisions for breeding of broiler chicks from their first day until the slaughter age of 45 days. For example, in 37 broiler departments of a big poultry farm with a standard population density, 9.0 million of broiler chicks of different ages are kept simultaneously. Optimal housing conditions allow to grow chicks with the live weight of 2.6 kg in 45 days. The ratio between the amount of used feeds and obtained live weight of poultry is 1.9 that corresponds to the average European indicators. On average the pollutant emissions into the atmosphere from poultry farms increased by 30.1% from 2007 to 2009, e.g. ammonia emissions increased from 58.3 to 88.1 tons per year (Table 24.2) (Marchenko, 2010).

Table 24.2. Total emissions of pollutants and greenhouse gases into the atmosphere from a poultry farm (37 broiler departments).

Pollutants	Actual emissions, tons per year			% increase
	2007	2008	2009	
Particular matter	88.8	153.0	158.3	78.4
Nitrogen compounds	170.7	233.2	235.0	37.7
including ammonia	58.3	87.2	88.1	51.3
Sulfur compounds	4.9	5.3	4.0	□
including hydrogen sulfide	3.9	5.3	4.0	3.2
Carbon oxide (CO)	273.2	274.5	275.4	0.7
Formaldehyde	3.8	4.2	4.8	28.8
Methane	38.7	78.1	78.8	103.5

A similar situation with pollutant emissions during the storage of solid wastes is observed. Laying hens manure in a grown flock amounts to 150-160 g a day per hen that results in 5.7 million tons of solid wastes per year.

A new utilization method of waste from poultry farms with deep-litter systems has been developed aimed to produce organo-mineral fertilizers. At the first stage the poultry farm waste water is coagulated by poly aluminium chloride in the amount of 100-150 mg of Al_2O_3 per liter. After that the cleaned water is separated from the sediment and reused. Solid wastes are the mix of poultry manure, bedding and waste water sediment. Bedding is made of sawdust and/or peat. Organo-mineral fertilizers are produced by mixing organic wastes with a non-toxic organic solvent (which dissolves the shells of helminth eggs) in the amount of 0.01-0.02 kg per kg of solid wastes.

Also mineral components are added: calcium oxide, boric acid, sulfates of Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, and ammonium molybdate. In order to increase the quality of fertilizers we developed a method for obtaining granulated organic fertilizers by treating poultry droppings with polyethylene glycol compounds (PEG 1500-1600). As a result granulated organic fertilizers with NPK ratio of 2:3:3 without pathogenic microorganisms and fowl mites are produced. The components of these organo-mineral fertilizers allow preventing urea decomposition with untimely ammonia emission (Patents of Ukraine No. 45772, 48368, 48369, 55098).

Implementation of the results of our studies on the broiler farm helped to arrange the treatment of accumulated wastes and to avoid the discontent of people living in the vicinity of the farm. This farm was successfully examined by the European commission HACCP, which did not find any violations and confirmed the compliance of all the production processes with the European requirements and guidelines. Now this broiler farm is constructing 10 more broiler departments as a part of its development program.

Conducted studies confirmed that development of poultry farming is one of the priorities in Ukraine, but it will result in significant increase of waste volumes from this branch. Implementation of our developments would allow the poultry farms not only to considerably reduce emissions of a complete set of pollutants into the atmosphere, but also to gain some additional profits by selling ecologically safe organo-mineral fertilizers and to avoid the discontent of people living in the vicinity of the poultry farms.

24.5

References

National inventory of antropogenic emissions and Greenhouse Gas absorption in Ukraine in 1990-2010 (2011). – Национальный кадастр антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями ПГ в Украине за 1990-2010 гг. http://climategroup.org.ua/upl/UKR-2011-NIR_final0427.pdf

Animal husbandry in Ukraine (2011). Statistical reference book. – Животноводство Украины. Статистический сборник. - Киев, 2011. – 202 с.

Materials of the global cattle-stocks of World Resources Institute (2011). <http://earthtrends.wri.org>.

IPPC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006. – МГЭИК 2006, Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК, 2006 г., Подготовлено Программой МГЭИК по национальным кадастрам парниковых газов, Игглестон Х.С., Буэндиа Л., Мива К., Нгара Т. и Танабе К. (редакторы). Опубликовано: ИГЕС, Япония.

Rules for calculations of emissions from livestock facilities, animal farms and poultry farms. A technical code of established practices (2008). – Правила расчета выбросов от животноводческих комплексов, звероферм и птицефабрик. Технический кодекс установившейся практики. – Минск, 2008.– 46 с.

Animal husbandry in Ukraine (2012). Statistical reference book. – Животноводство Украины. Статистический сборник. - Киев, 2012. – 211 с.

Marchenko, A.A. (2010). Poultry farming – a progressive source of atmosphere pollution. – Марченко А.А. Птицеводство – прогрессирующий загрязнитель атмосферного воздуха / А.А. Марченко //Агроэкологический журнал. – 2010.- №3.– К.,– С. 34–38.

Ukrainian patent for a useful model 45772 (2009). Кл. C02F 9/08, C02F 1/02, C02F 1/32. Mineralov, O.I. et al. A method of cleaning and sanitation of waste waters. – Патент Украины на полезную модель 45772. Кл. C02F 9/08, C02F 1/02, C02F 1/32. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ очистки и обеззараживания сточных вод. Оpubл. 25.11.2009. Бюл. № 22.

Ukrainian patent for a useful model 48368 (2010). Кл. C02F 11/04, C02F 1/56, C02F 103/02. Mineralov, O.I. et al. A method of treatment of sediments from treatment facilities. – Патент Украины на полезную модель 48368. Кл. C02F 11/04, C02F 1/56, C02F 103/02. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ обработки осадков станций очистных сооружений. Оpubл. 10.03.2010. Бюл. № 5.

Ukrainian patent for a useful model 48369 (2009). Кл. C05F 3/00, C05F 15/00, C05G 1/00. Mineralov, O.I. et al. A method of obtaining organomineral fertilizers. – Патент Украины на полезную модель 48369. Кл. C05F 3/00, C05F 15/00, C05G 1/00. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ получения органо-минерального удобрения. Оpubл. 10.03.2009. Бюл. № 5.

Ukrainian patent for a useful model 55098 (2009). Кл. C05F 3/00, C05F 15/00, C05G 1/00. Mineralov, O.I. et al. A method of obtaining granular organic fertilizers. – Патент Украины на полезную модель 55098. Кл. C05F 3/00, C05F 15/00, C05G 1/00. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ получения гранулированного органического удобрения. Оpubл. 10.03.2009. Бюл. № 5.

25 Nitrogen balance in the Crimea region of Ukraine: status of the problem and first steps

E. Yevstafieva¹, N. Sologub², S. Tymchenko¹, O. Startseva²

¹Department of ecological risks of the Central Scientific Research Laboratory, Crimea State Medical University

²Republican Environment Protection Committee in the Autonomous Republic of Crimea

email: e.evstafeva@mail.ru

Abstract

The paper describes the current situation with the nitrogen balance in the Crimea region of Ukraine and specifies some of its parts, namely nitrogen oxide and ammonia emissions, soil loading of mineral and organic fertilizers, and fertilizer content in ground waters and precipitation. The paper also presents the calculations of critical acidity and eutrophication loading for the Crimea region and forest ecosystems of Ukraine using the EMEP mapping model and reveals the impact of nitrogen balance components on human health in industrial territories (Krasnoperekopsk) by finding a correlation between nitrogen dioxide and ammonia levels in emissions and heart and respiratory diseases, innate anomalies, and tumors.

25.1 Methodologies of calculation

Ammonia (NH₃) and nitrogen oxides (NO_x) emissions increased dramatically in the second half of the 20th century. Ammonia is known to be a volatile compound, which is formed in agricultural production, particularly, in intensive crop and livestock farming. Nitrogen oxides are mostly formed when burning fossil fuels by vehicles, in industrial production, and for heating the buildings. All these sources can be found within the boundaries of the Crimean peninsula in Ukraine.

The European Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) devised and provided scientifically proven methodological approaches to address the problem of disturbed nitrogen balance in natural and semi-natural ecosystems in the world and, especially, in Central and Western Europe. Ukraine is one of the parties to CLRTAP. An initiative group of Crimean scientists together with the Republican Environment Protection Committee in Autonomous Republic of Crimea have used European methodologies for 7 years to calculate the critical loads of heavy metals and to determine the exceedance of it. Crimean peninsula is a territory with high geographical variety of natural and anthropogenic conditions. For example, here are found approximately 400 types of soils, and the experience in environmental regulation in this region can be useful for other regions in Ukraine and nearby countries.

At present the work on nitrogen balance is in progress in the region. The first step of this work was to determine the critical acidity and eutrophication loading according to the UBA guidelines (UBA, 2004) with the use of the following formulas:

a) The leaching of acid neutralizing capacity (ANC):

$$ANC_{le,crit} = -Q([H]_{crit} + K_{gibb}[H]_{crit}^3)$$

Where:

$ANC_{le,crit}$ = the critical leaching, gE/ha/yr⁵,

Q = the precipitation excess, m³/ha/yr,

$[H]_{crit}$ = the critical proton concentration (=0.1 eq m⁻³, corresponding to pH 4.0),

K_{gibb} = the gibbsite coefficient, m⁶/gE² (=300) (UBA, 2004).

b) For acidity:

$$CL(A) = BC_w - ANC_{le,crit}$$

Where:

$CL(A)$ = the critical load of acidity,

BC_w = the wash-out of base cations, gE/ha/yr. $BC = Ca + Mg + K + Na$

$ANC_{le,crit}$ = the critical leaching, gE/ha/yr.

c) Maximum and minimum critical loads of sulphur and nitrogen

$$CL_{max}(S) = BC_{dep} - BC_u + CL(A)$$

$$CL_{min}(N) = N_u + N_i$$

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S)/(1-f_{de})$$

Where:

$CL_{max}(S)$ = the maximum critical load of sulphur;

BC_{dep} = the base cations deposition, gE/ha/yr;

BC_u = the base cations uptake by plant biomass, gE/ha/yr;

$CL(A)$ = the critical load of acidity;

$CL_{min}(N)$ = the minimal critical load of nitrogen;

N_u = the net nitrogen removal with plant harvesting and animals, gE/ha/yr;

N_i = the long-term soil nitrogen immobilization, gE/ha/yr;

$CL_{max}(N)$ = the maximum critical load of nitrogen;

f_{de} = the denitrification fraction as a function of the soil drainage, a value related to the soil type and taken as 0.1 for soils of light granulometric composition free from gleying, 0.5 for gleyed sandy soils, 0.7 for soils of heavy granulometric composition, 0.8 for peat soils.

d) For nutrient nitrogen

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + (N_{le(acc)})/(1-f_{de})$$

Where:

$CL_{nut}(N)$ = the critical load of nutrient nitrogen, gE/ha/yr;

$N_{le(acc)}$ = the acceptable leaching of nitrogen.

25.2 Calculated critical loads for forest soils

Critical loads for forest soils were determined for the EMEP grid (50x50 km²).

The calculations were based on the data about soils and land use taking into account such indicators as temperature, amount of precipitation, base cations deposition, etc. Thus, under the average annual temperature the nitrogen

⁵ gE = gram equivalent

immobilization was 71.4 gE/ha/yr. For clay content of 10.5% the taken f_{de} value was 0.1 gE/ha/yr, and for clay content of 32.5% the taken f_{de} value was 0.7 gE/ha/yr. Critical concentrations of nitrogen for coniferous, mixed coniferous-deciduous and deciduous forests were 0.0143, 0.02095 and 0.0276 gE/m³, respectively.

Forest and meadow ecosystems are located in the southern and north-western parts of the Crimean peninsula. Calculation and mapping of critical loads with due account for natural ecosystem's heterogeneity, showed the two ranges of nutrient nitrogen loads (Figure 25.1).

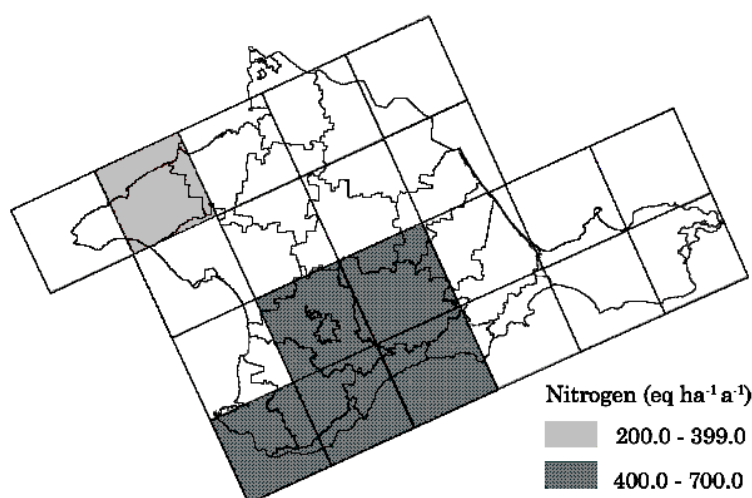


Figure 25.1. Critical loads of nutrient nitrogen on forest and meadow ecosystems of the Crimean peninsula.

Critical loads of acidity and eutrophication for the entire forest territory in Ukraine were calculated in cooperation with Russian colleagues (V. Bashkin, I. Pripulina, and A. Tankanang). It should be noted that these values differed significantly from the data provided by the CLRTAP experts (Table 25.1).

Table 25.1. Maximum and minimum critical loads of NO_x and nutrient nitrogen.

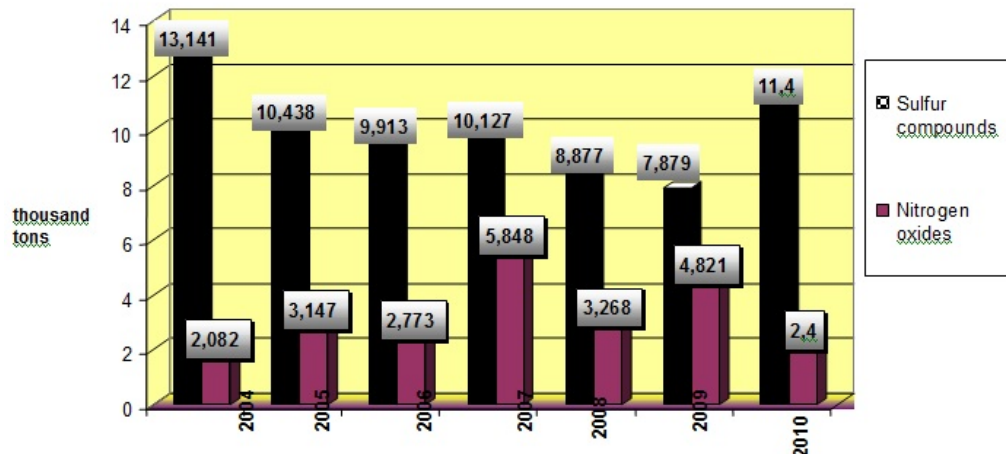
Data source	Critical loads		
	CL _{min} (N), (eq/ha/yr)	CL _{max} (N), (eq/ha/yr)	CL _{nut} (N), (eq/ha/yr)
National data	334.40 - 677.90	635.00 - 7632.20	390.96 - 1390.75
CCE data	35.7 - 551.9	2586.2 - 11423.6	61.2 - 460.1

Note: CCE is the Coordination Center for Effects of CLRTAP (CCE, 2010).

25.3 Emissions of nitrogen and sulfur oxides

To calculate the critical loads and nitrogen balance is very important for the Crimea region of Ukraine because the territory of this region serves simultaneously recreation, tourist, agricultural, and industrial (mostly northern Crimea) purposes. The industrial sector in Crimea comprises several energy intensive factories, production processes of which are accompanied by a big amount of pollutant emissions, including nitrogen and sulfur oxides in the first place. Thermal power plants are responsible for a significant part of atmospheric pollution (Figure 25.2).

A Pollutant emissions from stationary sources



B Pollutant emissions from mobile sources

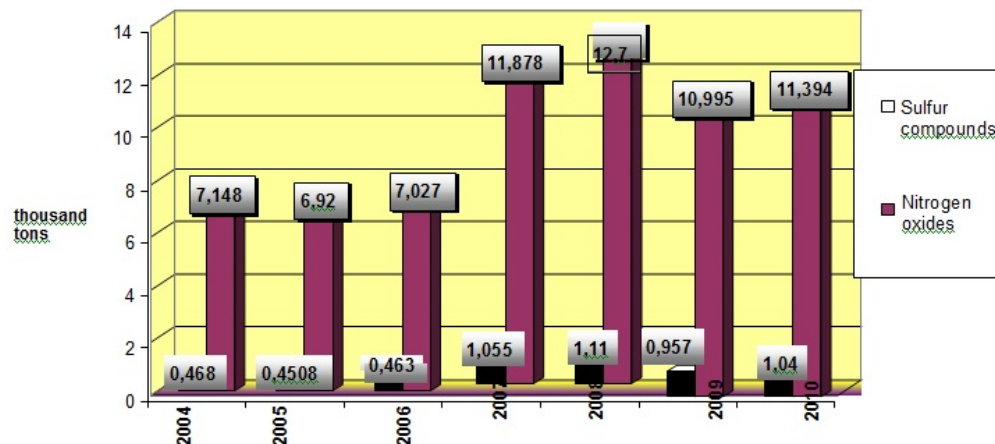


Figure 25.2. Pollutant emissions from stationary (A) and mobile (B) sources.

The above data (Figure 25.2) show that average annual emissions from stationary sources have changed over the last 7 years (from 2004 to 2010) from 2.082 to 5.848 thousand tons (Figure 25.2, A). However, the biggest part of nitrogen oxides emissions was from mobile sources (Figure 25.2, B), which was especially true for NO_x. The general trend was that total NO_x emissions increased.

According to the National Hydrometeorological Committee data in 1996-1997 the precipitation in conservation areas of Crimea contained 0.21-2.06 mg/l of NH₄ and 0.15-5.21 mg/l of NO₃.

Apart from having industrial sources of atmospheric pollution with nitrogen and sulfur oxides and ammonia, Crimea is also a region of intensive agricultural use. Soil application of mineral fertilizers has been decreasing over the last 20 years in the Crimean peninsula. In 1990 it amounted to 106 kg/ha and in 2010 it

dropped to 44 kg/ha, or by 41.5%. Application of organic fertilizers reduced even more significantly: from 8.2 to 0.8 kg/ha (Safonova and Molokova, 2012). Nevertheless NO_3 content in the underground waters still exceeds the national maximum allowable concentrations by several times.

25.4 Studies on ecological risks for human health

The nitrogen emissions can affect human health. The analysis of human morbidity rate for the period from 1990 to 1999 in the industrial town of Krasnoperekopsk showed significant correlation of pharyngitis ($r=0.75$, $p<0.02$); bronchitis ($r=0.84$, $p<0.01$); innate anomalies ($r=0.73$, $p<0.02$); tumors ($r=0.92$, $p<0.001$); mental illnesses ($r=0.74$, $p<0.02$); and heart diseases ($r=0.59$, $p<0.10$) with NO_2 emissions; and significant correlations for heart diseases ($r=0.73$, $p<0.03$) and innate anomalies ($r=0.68$, $p<0.05$) and NH_3 emissions.

According to estimations from CLRTAP experts (CCE, 2010) exceedance of critical nitrogen loads could be observed in 2010 in the southern and northern territories of the Crimean peninsula.

So the task to calculate the nitrogen balance and the aspects of its influence on human health are rather a pressing subject for the Crimean peninsula territory. There are numerous data regarding the influence of nitrates on all body systems (Opopol and Dobryanskaya, 1986). Daily human ration in terms of the nitrate ion content is 74-186 mg for Belarus, 90-101 mg for Moldova, 240 mg for Uzbekistan, and 167 mg for Ukraine and is estimated as reasonably high and affecting human health (Opopol, 1991).

In the Crimea region integrated studies to assess ecological risks for human health have been carried out for the last 15 years. They include both the analysis of the medical statistics data against the exceedances of critical loads of priority pollutants and more subtle physiological approaches, which analyze functional condition of systems under the impact of pollutants. Such approaches were tested once on the bigger territories in Russia and Ukraine. It showed, among other things, that the load from the field application of mineral fertilizers affects body physiological condition to a lesser extent than, for example, the load from the usage of pesticides, but to a greater extent than the load from the application of organic fertilizers (Evstafieva, 1996). These results are confirmed by the variance analysis of the ecological and physiological monitoring data. The more significant F-test values (1.64-3.48) were observed for 7 blood parameters, which characterize the status of protection mechanisms and metabolic processes, primarily nitrogen balance, in the body. Confidence levels varied from 80% to 94%, and higher loads (> 200 kg/ha) of mineral fertilizers on arable lands corresponded to higher values of lipid metabolism indices (Evstafieva, 1996).

So the problem of determining nitrogen imbalance and its influence on ecosystems, and eventually on human health, in the Autonomous Republic of Crimea is vital both in terms of solving regional medical and economical problems of such an important issue in every region of Ukraine, and for using this experience in other territories. Successful advances in this direction require organizational and financial support from corresponding authorities and more active use of international experience.

25.5 References

Evstafieva, E.V. (1996). Physiological and biogeochemical validation of the problem of human adaptation to various environment conditions. – Евстафьева Е.В. Физиологическое и биогеохимическое обоснование проблемы адаптации человека в различных условиях среды обитания: автореф. дисс...д-ра биол. наук / Е.В. Евстафьева. – М.:РУДН. – 1996.- 32 с.

Опополь, Н.И. (1991). Nitrate pollution of plant products as a hygienic problem. – Опополь Н.И. Нитратное загрязнение растительных продуктов питания как гигиеническая проблема / Н.И. Опополь // Здравоохранение. - 1991. – №1. - С. 23-27.

Опополь, Н.И. and Dobryanskaya, E.V. (1986). Nitrates: hygienic aspects of the problem. – Опополь Н.И., Добрянская Е.В. Нитраты: гигиенические аспекты проблемы / Н.И. Опополь, Е.В. Добрянская. - Кишинев: Гигиена. - 1986. - 115 с.

Safonova, V.I. and Molokova, N.V. (2012). Effectiveness of cereal crops growing in the agroformations of the Autonomous Republic of Crimea. – Сафонова В.И., Молокова Н.В. Эффективность возделывания зерновых культур в агроформированиях АР Крым / В.И.Сафонова., Н.В.Молокова.// Наукові праці Південного філіалу Національного Університету біоресурсів і природокористування України «Кримський агротехнологічний університет». Економічні науки. Вип.141. – 2012. – С. 187-197.

CCE (2010). Critical Loads of Nitrogen and Dynamic Modeling. CCE Progress Report / Netherlands Environmental Assessment Agency, 2010.

UBA (2004). Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends / Berlin: UBA, 2004. <http://www.icpmapping.org/>

Appendix 1. List of participants TFRN-7

Surname	First name	Organization	Country	E-mail
Afanasyev	Alexey	SZNIIMESH	Russian Federation	otdel9@sznii.ru
Albrechtsen	Rikke	Aarhus University	Denmark	rial@dmu.dk
Amon	Barbara	Leibniz Institute for Agricultural Engineering	Germany	bamon@atb-potsdam.de
ApSimon	Helen Mary	Imperial College London	United Kingdom	h.apsimon@imperial.ac.uk
Balashov	Eugene	Agrophysical Research Institute	Russian Federation	Eugene_Balashov@yahoo.co.uk
Bittmann	Shabtai	Agriculture and Agri-Food Canada	Canada	bittmans@agr.gc.ca
Bors	Maria	State Ecological Inspectorate	Moldova	valtapis@gmail.com
Bryukhanov	Alexander	SZNIIMESH	Russian Federation	sznii@yandex.ru
Buchkina	Natalia	Agrophysical Research Institute	Russian Federation	natalya_buchkina@yahoo.com
Budňáková	Michaela	Ministry of Agriculture of the Czech Republic	Czech Republic	budnakova@mze.cz
Čermák	Pavel	Crop Research Institute	Czech Republic	pavel.cermak@vurv.cz
De Marco	Alessandra	ENEA	Italy	alessandra.demarco@enea.it
Dedina	Martin	Research Institute of Agricultural Engineering	Czech Republic	martin.dedina@vuzt.cz
Dickens	Roald	Department of the Environment Food and Rural Affairs	United Kingdom	roald.dickens@defra.gsi.gov.uk
Dirnböck	Thomas	Environment Agency Austria	Austria	thomas.dirnboeck@umweltbundesamt.at
Dragoi	Dan Gabriel	National Administration Romanian Waters	Romania	gabriel.dragoi@rowater.ro
Durkin	Mikhail	Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki Commission)	Finland	mikhail.durkin@helcom.fi
Esserkepova	Irina	Kazakh Research Ecology and Climate Institute	Kazakhstan	iyesserkepova@mail.ru
Evstafyeva	Helene	Crimean State Medical University	Ukraine	e.evstafeva@mail.ru
Fedorova	Zoya	All-Russian Research Institute of Farm Animal Genetics and Breeding	Russian Federation	vitko2007@yandex.ru
Geupel	Markus	Federal Environment Agency Germany	Germany	markus.geupel@uba.de
Golovina	Natalia	SRI "Atmosphere"	Russian Federation	sriatm@yandex.ru
Groenestein	Karin	Wageningen UR Livestock Research	The Netherlands	karin.groenestein@wur.nl
Gyldenkaerne	Steen	Aarhus University	Denmark	sgy@dmu.dk
Heldstab	Juerg	INFRAS	Switzerland	juerg.heldstab@infras.ch

Surname	First name	Organization	Country	E-mail
Holland	Michael	EMRC (self-employed)	United Kingdom	mike.holland@emrc.co.uk
Howard	Clare	Centre for Ecology and Hydrology/University of Edinburgh	United Kingdom	cbritt@ceh.ac.uk
Huso	Bjørn	Norwegian Agricultural Authority	Norway	bjorn.huso@slf.dep.no
Ignatyeva	Julia	SRI "Atmosphere"	Russian Federation	sriatm@yandex.ru
Ioana	Felicia	Ministry of Environment and Forests of Romania	Romania	felicia.ioana@mmediu.ro
Johnes	Penny	University of Reading	United Kingdom	p.j.johnes@reading.ac.uk
Kakareka	Sergey	Institute for Problems of National Resources Use & Ecology National Academy of Science of Belarus	Belarus	kakareka@ns.ecology.ac.by
Kondratyev	Sergey	Institute of Limnology	Russian Federation	kondratyev@limno.org.ru
Kozlova	Natalia	SZNIIMESH	Russian Federation	natalia.kozlova@sznii.ru
Kremer	Annemiek	Eurostat	Germany	Annemiek.KREMER@ec.europa.eu
Krutko	Siarhei	Institute of Land Reclamation	Belarus	s708@mail.ru
Laptev	George	BIOTFOF Joint-Stock Company	Russian Federation	biotroph@rambler.ru
Leip	Adrian	European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability	Germany	adrian.leip@irc.ec.europa.eu
Levchenko	Larisa	SZNIIMESH	Russian Federation	nii@sznii.ru
Lukin	Sergey	State Scientific Institution the All-Russia Research Institute of Organic Fertilizer and Peat	Russian Federation	vnion@vtsnet.ru
Maas	Rob	RIVM	The Netherlands	rob.maas@rivm.nl
Maximov	Dmitry	SZNIIMESH	Russian Federation	maximov@sznii.ru
Menzi	Harald	School of Agricultural, Forest and Food Sciences HAFL	Switzerland	harald.menzi@bfh.ch
Minin	Vladislav	SZNIIMESH	Russian Federation	minin.iamfe@mail.ru
Misselbrook	Thomas	Rothamsted Research	United Kingdom	tom.misselbrook@rothamsted.ac.uk
Moklyachuk	Lidiya	Institute of Agroecology and Environmental Economy	Ukraine	moklyachuk@ukr.net
Morozova	Irina	SRI "Atmosphere"	Russian Federation	sriatm@yandex.ru
Mounsey	Jerome	Department of Agriculture, Food and the Marine (Ireland)	Ireland	jerome.mounsey@agriculture.gov.ie at present: jerome.mounsey@ec.europa.eu
Negulescu	Mihaela Cristina	Ministry of Environment and Forests of Romania	Romania	cristina.negulescu@mmediu.ro

Surname	First name	Organization	Country	E-mail
Oenema	Oene	Alterra	The Netherlands	oene.oenema@wur.nl
Ogluzdin	Alexander	SZNIIMESH	Russian Federation	nii@sznii.ru
Paun	Mihaela Claudia	Ministry of Environment and Forests of Romania	Romania	mihaela.ciobanu@mmediu.ro
Popov	Vladimir	SZNIIMESH	Russian Federation	popov_vd@mail.ru
Rizhiya	Elena	Agrophysical Research Institute	Russian Federation	alenarizh@yahoo.com
Romanenko	Lydia	All-Russian Research Institute of Farm Animal Genetics and Breeding	Russian Federation	vitko2007@yandex.ru
Sadirkhanova	Nigiar	Ministry of Ecology and Natural Resources of Azerbaijan	Azerbaijan	nigarsadixanova@mail.ru
Schucht	Simone	INERIS	France	simone.schucht@ineris.fr
Spranger	Till		Germany	till.spranger@bmu.bund.de
Sutton	Mark Alexander	Centre for Ecology & Hydrology (CEH)	United Kingdom	ms@ceh.ac.uk
Trifanov	Aleksei	SZNIIMESH	Russian Federation	nii@sznii.ru
Valli	Laura	CRPA	Italy	l.valli@crpa.it
Van der Hoek	Klaas	RIVM	The Netherlands	klaas.van.der.hoek@rivm.nl
Vasiliev	Segey	International Cooperation Department Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation	Russian Federation	svas@mnr.gov.ru
Velardi	Maria	ENEA	Italy	maria.velardi@enea.it
Webb	J.	AEA Technology Plc	United Kingdom	j.webb@aeat.co.uk
Winiwarter	Wilfried	IIASA	Austria	winiwarter@iiasa.ac.at
Wulf	Sebastian	KTBL	Germany	s.wulf@ktbl.de
Zavalin	Alexey	Russian Academy of Agricultural Sciences	Russian Federation	otdzem@mail.ru

Appendix 2. Workshop Resolution

Abating ammonia emissions in the ECE region and the countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia in the context of the nitrogen cycle.

29 February, 2012, Saint Petersburg, Russian Federation.

Recognizing that the mandate of the ECE Task Force on Reactive Nitrogen under the umbrella of the Convention of Long-range Transboundary Air Pollution is

- (a) to provide technical information to be able to develop an integrated vision and approach to the abatement of reactive nitrogen (Nr) emissions and effects;
- (b) to improve coordination on the development of integrated Nr policies; and
- (c) to search for synergies between policies on air pollution and other policies,

Appreciating the hospitality of SZNIIMESH to host and co-organize the 7th meeting of the Task Force on Reactive Nitrogen in Saint Petersburg, which allowed the participation of numerous specialists from countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia, with the support of many other countries;

Recognizing that ammonia emission abatement is part of an integrated approach to the abatement of reactive nitrogen (Nr) emissions and their effects on acidification, eutrophication, climate change, and that it can contribute to the nutrient use efficiency (nitrogen) of both plants and animals at local, regional and global scales,

Recognizing that the agricultural sector in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia is large and diverse, a one-day special workshop was organized to exchange information about options for ammonia emissions abatement of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia countries in the context of the nitrogen cycle as well as in countries of the ECE region,

Appreciating that 47 delegates attended the workshop from 16 different countries: Azerbaijan, Belarus, Canada, Czech Republic, Denmark, Germany, Ireland, Italy, Kazakhstan, Moldova, the Netherlands, Romania, Russian Federation, Switzerland, Ukraine, and United Kingdom.

The workshop participants resolved:

1. To endorse the research results, conclusions and proposals presented in the communications of the workshop participants.
2. To promote the enhancement of cooperation and exchange of information between eastern and western countries.

3. To propose to establish an Expert Panel on Nitrogen in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia within the Task Force on Reactive Nitrogen to a) recognise the unique systems and nitrogen management in these countries and b) to promote cooperation among countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia and across the ECE region, including cooperation with the other expert panels of TFRN. The focus of the panel should be (i) To increase awareness and knowledge on reactive nitrogen (Nr) emissions and (ii) To explore options for integrated nitrogen management to abate these emissions (iii) to update the agricultural emission factors in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia and to compare them with the *European Monitoring and Evaluation Programme/European Environment Agency* (EMEP/EEA) Air pollutant emission inventory Guidebook within the Convention of Long-range Transboundary Air Pollution.

4. To coordinate the activity of the Expert Panel on Nitrogen in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia within the Task Force on Reactive Nitrogen with that of Coordinating Group of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia, through the following:

- (a) Planning of joint events
- (b) Collaborative efforts to search for financing and realization of joint projects
- (c) Exchange of information and implementation of obtained achievements throughout the countries of the region
- (d) Translation of the documents of the Expert Panel on Nitrogen in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia into Russian and English language versions (where possible), to make them accessible to experts from a wide range of countries.

5. To request the organizers and participants to publish the papers and communications of the workshop in the proceedings, and to explore the possibilities for an English-Russian edition of the proceedings.

6. To prepare a number of papers on the problems of reactive nitrogen for publication in leading scientific journals in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia.

7. To disseminate the workshop resolution to relevant and interested organizations in countries of Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia and bodies of the Convention, specifically the members of the Working Group on Strategies and Review and the Eastern Europe, the Caucasus and Central Asia Coordinating Group.

8. For more information contact the organizers of the special workshop, or the co-chairs of the Task Force on Reactive Nitrogen (tfrn@ceh.ac.uk).

Source: ECE/EB.AIR/WG.5/2012/3 available at
http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/air/WGSR_50th/EC_E_EB_AIR_WG_5_2012_3_E.pdf



National Institute for Public Health
and the Environment
Ministry of Health, Welfare and Sport

Семинар по аммиаку 2012, Санкт Петербург

Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА

RIVM Report 680181001/2014

Колофон

ISBN: 978-90-6960-271-4

© RIVM 2014

Данное издание может быть частично воспроизведено при условии указания на источник: Национальный исследовательский институт здравоохранения и окружающей среды (RIVM).

Название публикации: Van der Hoek, K.W. and N.P. Kozlova, Editors (2014). Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg. Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region. Семинар по аммиаку 2012, Санкт Петербург. Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА. RIVM Report 680181001/SZNIIMESH Report. Bilthoven, The Netherlands. ISBN: 978-90-6960-271-4.

К.В. Ван Дер Хук (редактор), RIVM
Н.П. Козлова (редактор), СЗНИИМСЭХ

Контакты:

К.В. Ван Дер Хук
RIVM - Центр качества окружающей среды
Klaas.van.der.hoek@rivm.nl

Н.П. Козлова
СЗНИИМСЭХ
Natalia.Kozlova@sznii.ru

Данная работа была выполнена по заказу и при финансовом содействии Генеральной дирекции по окружающей среде Министерства инфраструктуры и окружающей среды Нидерландов в рамках проекта M680181, Комплексный азот.

СЗНИИМСЭХ выполнял работу в рамках НИОКР «Стратегия снижения антропогенной нагрузки на окружающую среду машинными технологиями производства сельскохозяйственной продукции», задание 09.02.02.



Реферат

Семинар по аммиаку 2012, Санкт Петербург Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА

Ученые из стран ЕЭК ООН (Экономическая Комиссия для Европы ООН) и стран ВЕКЦА (Восточная Европа, Кавказ и Центральная Азия) впервые обменялись знаниями и опытом по выбросам аммиака весной 2012 года во время семинара в г. Санкт Петербурге, Российская Федерация. Этот семинар был частью ежегодного совещания Целевой группы по химически активному азоту, которая функционирует в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (КТЗВБР) ЕЭК ООН. В тесном сотрудничестве с Северо-Западным научно-исследовательским институтом механизации и электрификации сельского хозяйства (СЗНИИМЭСХ), Россия, Национальный исследовательский институт здравоохранения и окружающей среды (RIVM), Нидерланды, составил двуязычный сборник всех материалов семинара на английском и русском языках.

Материалы, представленные специалистами 14 стран (от Канады на западе и до Российской Федерации и Казахстана на востоке) посвящены проблеме выбросов аммиака: современному состоянию, а также изменениям, которые произошли с 1990 года. В них указывается, каким образом к 2010 году странам удалось достичь целевых показателей по снижению выбросов, установленных Гетеборгским протоколом; почти все страны успешно справились с этим заданием. Кроме того, отмечены события ближайшего будущего, которые могут оказать влияние на выбросы аммиака, например, в связи с тем, что количество молочных коров возрастет с отменой системы квотирования производства молока в 2015 году в ЕС.

Одной из рекомендаций семинара является необходимость рассмотрения выбросов аммиака в контексте полного азотного цикла для того, чтобы предотвратить нежелательные экологические последствия для других компонентов окружающей среды – воздуха, почвы и подземных вод. Например, увеличение периода выпаса скота снизит общие выбросы аммиака, но, в то же время, будет вымываться больше нитратов, так как в почве аммиак легко трансформируется в нитраты. Другая рекомендация семинара касается обеспечения достоверности инвентаризации выбросов аммиака. В настоящее время в большинстве стран достаточно трудно получить надежные данные о степени внедрения тех или иных технических приемов с низким уровнем выбросов.

В конце семинара была принята резолюция, в которой предусмотрено дальнейшее сотрудничество между учеными западных и восточных стран в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА.

Ключевые слова: аммиак, азот, КТЗВБР, ВЕКЦА, ЕЭК ООН

Предисловие

В 2012 году в г. Санкт-Петербурге под эгидой Целевой группы по химически активному азоту (TFRN) был проведен однодневный семинар по снижению уровня выбросов аммиака с целью привлечения экспертов из стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии (страны ВЕКЦА) к более активному участию в деятельности TFRN и расширения профессиональных контактов.

Во время этого семинара было представлено 23 выступления – 10 из западных и 13 из восточных стран. Для преодоления существующего языкового барьера был организован синхронный перевод. Было принято решение опубликовать материалы этих выступлений в виде совместного отчета RIVM/СЗНИИМЭСХ на двух языках – английском и русском.

Сборник материалов семинара подготовлен. С его электронной версией можно ознакомиться на сайтах RIVM и SZNIIMESH. Пришло время выразить нашу благодарность RIVM и SZNIIMESH за их поддержку, а также проф. Владимиру Попову и Дмитрию Максимову за их гостеприимство в институте в период подготовки к проведению семинара и работы над сборником. Также пришло время поблагодарить всех авторов за подготовку статей и выполнение необходимых редакторских правок, и за их терпение.

Этот сборник материалов семинара не увидел бы свет без содействия следующих лиц:

- Клэр Ховард (Clare Howard), Уне Унема (Oene Oenema) и Марк Саттон (Mark Sutton) – все из Целевой группы по химически активному азоту;
- Кирилл В. Катин, ЗАО БСК АПЕКС, г. Санкт-Петербург, организационные вопросы проведения данного мероприятия в Санкт-Петербурге;
- Людмила Козлова, Лариса Левченко, Павел Шалавин – все из СЗНИИМЭСХ, г. Санкт-Петербург;
- Герт Бур (Gert Boer), Роб Маас (Rob Maas), Юлика Вермолен (Julika Vermolen) – все из RIVM, Билтховен.

Нам обоим было очень приятно работать со всеми вами.

Клаас Ван Дер Хук (Klaas Van der Hoeek) и Наталья Козлова

Содержание

Расширенная аннотация и рекомендации - 227

1 Общая информация о семинаре по аммиаку - 233

2 Конвенция ТЗВБР, Гётеборгский Протокол и химически активный азот - 237

- 2.1 КТЗВБР и ее структура - 237
- 2.2 Гётеборгский Протокол к Конвенции ТЗВБР и его основные документы, касающиеся аммиака - 241
- 2.3 Предстоящая работа TFRN - 244
- 2.4 Химически активный азот: некоторые научные аспекты - 246
- 2.5 Литература - 248

3 Выбросы аммиака в Канаде - 249

- 3.1 Общая информация о стране - 249
- 3.2 Оценка выбросов аммиака - 254
- 3.3 Методы ведения сельского хозяйства, влияющие на выбросы аммиака - 258
- 3.4 Обсуждение и выводы - 266
- 3.5 Литература - 268

4 Выбросы аммиака в Чешской Республике - 273

- 4.1 Общая информация по стране - 273
- 4.2 Успешные мероприятия по выполнению положений Приложения IX Протокола - 277
- 4.3 Имеющиеся и требующие решения проблемы - 279
- 4.4 Литература - 279

5 Выбросы аммиака в Дании - 281

- 5.1 Общая информация по стране - 281
- 5.2 Действующие нормативы по аммиаку - 287
- 5.3 Гетеборгский протокол - 287
- 5.4 Литература - 288

6 Выбросы аммиака в Германии - 289

- 6.1 Общая информация о стране - 289
- 6.2 Успешные мероприятия - 293
- 6.3 Текущие и будущие проблемы - 294
- 6.4 Литература - 295

7 Выбросы аммиака в Ирландии - 297

- 7.1 Общая информация о стране - 297
- 7.2 Успешные мероприятия по сокращению сельскохозяйственных выбросов аммиака - 300
- 7.3 Текущие задачи по снижению выбросов аммиака - 301
- 7.4 Будущие задачи по выполнению требований Гетеборгского Протокола - 303
- 7.5 Литература - 304

8	Выбросы аммиака в Италии - 309
8.1	Общая информация о стране - 309
8.2	Динамика выбросов аммиака и закиси азота - 312
8.3	Успешные мероприятия - 313
8.4	Текущие проблемы и вопросы, требующие решения в будущем - 316
8.5	Литература - 318
9	Выбросы аммиака в Нидерландах - 319
9.1	Общая информация о стране - 319
9.2	Инвентаризация выбросов аммиака - 322
9.3	Снижение выбросов аммиака - 323
9.4	Задачи на будущее - 325
9.5	Литература - 325
10	Выбросы аммиака в Румынии - 327
10.1	Институциональная структура и законодательная база - 327
10.2	Общая информация о выбросах аммиака в стране - 327
10.3	Загрязнения нитратами и План мероприятий по охране водных ресурсов - 330
10.4	Успешные мероприятия на данный момент - 332
10.5	Текущие и будущие проблемы - 333
11	Выбросы аммиака в Швейцарии - 335
11.1	Швейцарский подход к инвентаризации выбросов: моделирование и обзор - 335
11.2	Ситуация с выбросами и ее динамика - 339
11.3	Варианты и потенциал снижения выбросов - 341
11.4	Что было достигнуто? - 343
11.5	Литература - 344
12	Выбросы аммиака в Великобритании - 347
12.1	Общая информация о стране - 347
12.2	Какие мероприятия были успешны до настоящего времени? - 349
12.3	Какие стоят задачи, и какие были выбраны решения? - 350
12.4	Какие задачи необходимо решить в будущем - 351
12.5	Литература - 352
13	Сценарии снижения выбросов аммиака в Беларуси - 355
13.1	Источники и уровни выбросов аммиака в Беларуси - 355
13.2	Сценарии снижения выбросов аммиака в животноводстве - 360
13.3	Результаты - 361
13.4	Заключение - 362
13.5	Литература - 363
14	Снижения загрязнения окружающей среды при внесении навоза животных - 365
14.1	Обработка навоза в Беларуси - 365
14.2	Влияние на грунтовые воды, почву и урожай - 367
14.3	Биоинженерные сооружения - 371
14.4	Рекомендации - 372
14.5	Литература - 373

15	Выбросы химически активного азота в Республике Казахстан - 375
15.1	Общая информация по стране - 375
15.2	Выбросы закиси азота - 376
15.3	Выбросы аммиака - 379
15.4	Возможности сокращения выбросов азота от сельскохозяйственных источников в Казахстане - 379
15.5	Литература - 381
16	О государственном учете выбросов соединений азота в Российской Федерации - 383
16.1	Государственная система учета - 383
16.2	Международная кооперация и отчетность - 385
16.3	Выбросы аммиака - 388
16.4	Сравнение с моделью GAINS - 389
16.5	Литература - 391
17	Мониторинг систем кормления высокопродуктивных коров в молочных хозяйствах Ленинградской области - 393
17.1	Введение - 393
17.2	Корма и кормовые добавки - 394
17.3	Анализ крови и молока - 396
17.4	Выводы - 397
17.5	Литература - 398
18	Эффективный метод снижения содержания аммиака в воздухе свиарников - 399
18.1	Введение - 399
18.2	Объекты и методы - 399
18.3	Результаты испытания Bio-algeen G-40 - 400
18.4	Последние достижения - 401
18.5	Литература - 402
19	Выбор технологий переработки навоза с учетом снижения выбросов аммиака на крупных животноводческих предприятиях Северо-Западного федерального округа России - 403
19.1	Общая информация о стране - 403
19.2	Выход навоза - 404
19.3	Выбор технологий для переработки навоза - 406
19.4	Существующие и перспективные технологии - 409
19.5	Литература - 411
20	Приемы снижения потерь аммиачного азота при производстве и применении органических удобрений - 413
20.1	Поголовье скота и выход навоза - 413
20.2	Загрязнение почвы и грунтовых вод при хранении - 415
20.3	Эмиссия аммиака при содержании, хранении и внесении - 416
20.4	Рекомендации - 418
20.5	Литература - 419

21 Управление азотом при производстве растениеводческой продукции - 421

- 21.1 Применение азотных удобрений в России - 421
- 21.2 Потери аммиака из полей, удобрений и ферм - 422
- 21.3 Роль микроорганизмов в регулировании цикла азота в почве - 426
- 21.4 Заключение и предложения по направлениям исследований - 427
- 21.5 Литература - 427

22 Полевые исследования по оценке прямых эмиссий N₂O и CO₂ из пахотных и пастбищных почв в Северо-Западном и Центральном регионах России - 431

- 22.1 Введение - 431
- 22.2 Объекты и методы - 432
- 22.3 Результаты - 433
- 22.4 Выводы - 435
- 22.5 Литература - 435

23 Биогенная нагрузка на Финский залив: проблемы моделирования - 437

- 23.1 Модель института озераведения - 437
- 23.2 Имитационные и прогностические расчеты - 439
- 23.3 Использование питательных веществ сельскохозяйственными культурами - 440
- 23.4 Рекомендации - 442
- 23.5 Литература - 443

24 Эмиссия аммиака из сельскохозяйственных источников в Украине - 445

- 24.1 Экологическое нормирование - 445
- 24.2 Выбросы парниковых газов - 446
- 24.3 Выбросы аммиака - 449
- 24.4 Птицеводство - 450
- 24.5 Литература - 452

25 Баланс азота в Крымском регионе Украины: состояние проблемы и первые шаги - 455

- 25.1 Методика расчета - 455
- 25.2 Расчет критических нагрузок для лесных земель - 457
- 25.3 Выбросы азота и окислов серы - 458
- 25.4 Исследования экологических рисков для здоровья человека - 459
- 25.5 Литература - 460

Приложение 1. Список участников TFRN-7 - 461

Приложение 2. Резолюция практического семинара - 465

Расширенная аннотация и рекомендации

Платформа для проведения семинара

Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (КТЗВБР) в рамках Европейской экономической комиссии Организации Объединенных Наций (ЕЭК ООН) была основана в 1979 году с целью контроля ущерба (первоначально в Европе), наносимого экосистемам кислотными дождями.

Гетеборгский протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном к Конвенции был подписан в 1999 году и с тех пор служит основой для разработки стратегий контроля трансграничного загрязнения воздуха. Протокол устанавливает предельные значения выбросов по странам и предлагает меры по снижению выбросов четырех загрязнителей: диоксида серы (SO₂), оксидов азота (NO_x), летучих соединений органического углерода (VOCs) и аммиака (NH₃).

В регион ЕЭК ООН входит Западная Европа, Соединенные Штаты Америки, Канада и Восточная Европа, Кавказ и Центральная Азия (ВЕКЦА). Страны ВЕКЦА – это Армения, Азербайджан, Беларусь, Грузия, Казахстан, Киргизстан, Молдова, Российская Федерация, Таджикистан, Туркменистан, Украина и Узбекистан.

Целевая группа по химически активному азоту (TFRN) действует в составе Рабочей группы по стратегиям и обзору Конвенции. Перспективная цель TFRN – *«разрабатывать техническую и научную информацию, а также альтернативные концепции, которые могут быть использованы для разработки стратегии по всей зоне ЕЭК ООН для стимулирования координации политики в области защиты воздуха от загрязнения азотом в контексте азотного цикла и которые могут применяться и другими органами вне рамок Конвенции при рассмотрении других мер контроля»*. Конкретной задачей является обеспечение технического обоснования мер по борьбе с выбросами аммиака из сельскохозяйственных источников.

С 28 февраля по 3 марта 2012 г. TFRN провела свое 7-е заседание в г. Санкт-Петербурге. 29 февраля 2012 г. был проведен отдельный однодневный семинар по теме «Снижение выбросов аммиака в регионе стран ЕЭК и ВЕКЦА в контексте азотного цикла» с целью содействия обмену информацией между странами ВЕКЦА и другими странами на территории ЕЭК ООН. Список участников приведен в Приложении 1.

В данном сборнике публикуются материалы указанного практического семинара. Все презентации были оформлены как статьи и представлены в данном сборнике на английском и русском языках.

Целевые показатели сокращения выбросов аммиака

Гетеборгский протокол установил верхние пределы выбросов аммиака по странам. Атмосферное осаждение аммиака и оксидов азота способствует подкислению и эвтрофикации. Рисунок показывает значительное снижение превышения критических нагрузок в период с 1990 г. по 2010 г. как по подкислению (верхний ряд), так и по эвтрофикации (нижний ряд). Однако выбросы аммиака должны сократиться еще больше, чтобы обеспечить дальнейшее снижение превышения критических нагрузок.

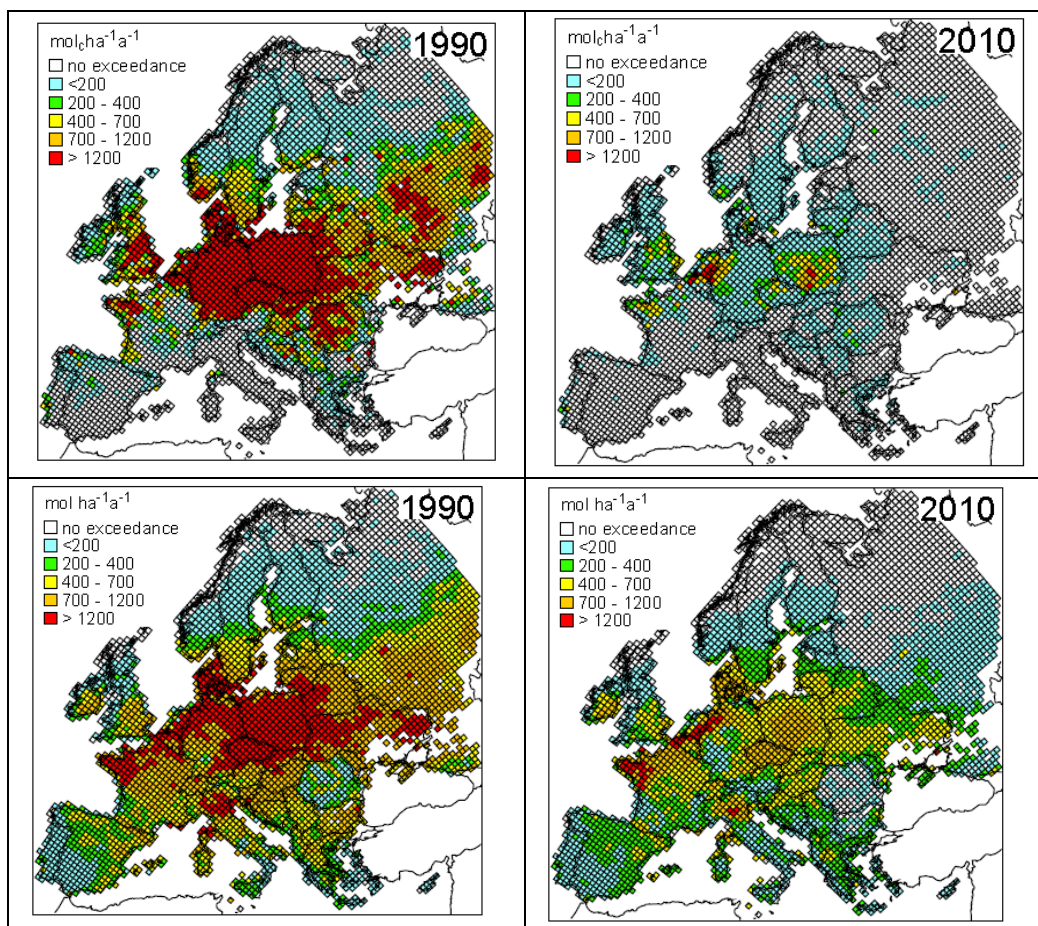


Рисунок 1. Превышение критических нагрузок кислотности (моль ионов (H^+) на гектар в год) для 1990 и 2010 годов (верхний ряд) и превышение критических нагрузок биогенного азота (молей N на гектар в год) для 1990 и 2010 годов (нижний ряд). Цвета в сетке отражают уровень превышения. Источник: Reis и др., 2012. Supplementary Materials.

В мае 2012 года было достигнуто соглашение по новым предельным значениям выбросов до 2020 года. Новые целевые показатели выражаются как процентное сокращение от уровня выбросов 2005 года. В таблице 1 представлены обязательства по снижению выбросов и уровни выбросов в 2005 году для 27 стран-членов Европейского Союза, а также Беларуси, Хорватии, Норвегии и Швейцарии. Другие стороны Конвенции, которые намереваются стать членами пересмотренного Протокола – а именно, Канада, США, Российская Федерация и страны Южной и Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии – должны будут предоставить свои соответствующие данные по выбросам в 2005 году и цифры обязательств после ратификации или вступления в измененный Протокол (UNECE, 2012).

Таблица 1. Уровень выбросов аммиака в 2005 году (тысячи метрических тонн) и обязательства стран по снижению выбросов аммиака к 2020 году и далее (процентное сокращение к уровню 2005 года).

	Уровень выбросов в 2005 г.	Сокращение, %		Уровень выбросов в 2005 г.	Сокращение, %
Австрия	63	1	Латвия	16	1
Беларусь	136	7	Литва	39	10
Бельгия	71	2	Люксембург	5	1
Болгария	60	3	Мальта	1,6	4
Хорватия	40	1	Нидерланды	141	13
Кипр	5,8	10	Норвегия	23	8
Чехия	82	7	Польша	270	1
Дания	83	24	Португалия	50	7
Эстония	9,8	1	Румыния	199	13
Финляндия	39	20	Словакия	29	15
Франция	661	4	Словения	18	1
Германия	573	5	Испания	365	3
Греция	68	7	Швеция	55	15
Венгрия	80	10	Швейцария	64	8
Ирландия	109	1	Великобритания	307	8
Италия	416	5	ЕС ^x	3813	6

^xсумма точных уровней выбросов аммиака в 2005 г. в странах-членах ЕС, в соответствии с отчетностью.

Формат презентаций и статей практического семинара

До начала семинара к участникам обратились с просьбой соблюдать в своих презентациях определенную последовательность подачи материала, чтобы иметь возможность сравнить информацию и облегчить обмен этой информацией. Тематические разделы были следующие:

- Общая информация по стране (источники выбросов аммиака и результаты инвентаризации);
- Успешные виды деятельности;
- Проблемы и решения;
- Задачи на будущее в контексте Гетеборгского протокола;
- Приоритеты в исследовательской и практической сферах.

Инвентаризация выбросов аммиака

Выступления во время семинара высветили следующие аспекты:

- Навоз сельскохозяйственных животных и удобрения, содержащие мочевины, являются самыми крупными источниками выбросов аммиака во всех странах.
- Большинство стран ВЕКЦА и некоторые европейские страны применяют метод уровня 1 при проведении инвентаризации выбросов. Метод уровня 1 предполагает использование общих коэффициентов выбросов, если не имеется специальной информации по стране. При использовании метода уровня 2 применяются собственные коэффициенты выбросов для страны, а в методе уровня 3 дополнительно проводятся измерения и применяются модели.
- Очень немногие страны пользуются понятием TAN (Total Ammoniacal Nitrogen – общий аммонийный азот). TAN соотносит выбросы аммиака с содержанием общего аммонийного азота в навозе сельскохозяйственных животных. Оставшаяся часть содержания азота находится в органической форме и не участвует в выбросах аммиака.

- Почти перед всеми странами стоит проблема определения исходных данных, например, данных о степени внедрения различных способов внесения навоза или различных систем содержания птицы. Другим примером является состав рациона для КРС или внедрение приемов снижения выбросов.
- В некоторых странах, как например, в Швейцарии (см. главу 11), необходимые исходные данные получают путем анкетирования фермеров.
- Почти все страны предоставляют данные по выбросам аммиака за весь период (1990–2010 гг.), и почти все страны успешно достигли целевых показателей 2010 г., определенных Гетеборгским протоколом.

Источники выбросов аммиака

В данном сборнике материалов семинара содержится обширнейшая информация по источникам выбросов аммиака во всех странах-участниках семинара. Вот некоторые темы, подробно раскрытые в статьях.

- Кормление животных: фазовое кормление.
- Животноводческие помещения: жидкий или твердый навоз, помещения с низким уровнем выбросов, установки для очистки воздуха.
- Хранение навоза: навозохранилища вне зданий, использование покрытий.
- Переработка навоза: предварительная переработка, добавки, компостирование.
- Внесение навоза: заделывание на пашне, инъекция на пастбищах.
- Выпас сельскохозяйственных животных (см. также отдельный параграф по выпасу ниже).
- Внесение минеральных удобрений.

Успешные виды деятельности

В презентациях было отмечено очень большое количество успешных видов деятельности, таких как применение добавок к кормам/жидкому навозу, меры по кормлению и протоколы измерений выбросов в животноводческих помещениях.

Проблемы и решения

Проблемы и решения, наиболее часто упоминаемые в сборнике материалов, связаны с внедрением Директивы по нитратам ЕС. Также большое значение имеет Директива ЕС по комплексному контролю и предотвращению загрязнений для крупных свиноводческих и птицеводческих хозяйств (IPPC), которая в январе 2011 года стала частью Директивы по промышленным выбросам (IED).

Будущие проблемы в связи с Гетеборгским протоколом

В качестве будущих проблем рассматриваются: замещение одного вида загрязнения другим, обеспечение благополучия животных, увеличение числа крупных хозяйств (ферм), новые предельные значения выбросов к 2020 году, отмена квоты на молоко в Европе.

Научные исследования и практические потребности

В качестве тематики для научных исследований и практических нужд среди прочего было отмечено следующее:

- Внедрение региональных мер, мониторинг их внедрения и мониторинг снижения выбросов.
- Переработка навоза с учетом выбросов и качества почвы, приемы внесения навоза с низким уровнем выбросов.

Пример комплексного подхода: выпас

В некоторых докладах упоминается повышение периода выпаса в качестве возможного метода снижения выбросов аммиака. Более длительный выпас означает более короткое пребывание крупного рогатого скота в животноводческом помещении, и более кратковременное хранение навоза внутри животноводческого помещения или во внешнем хранилище. Увеличение выбросов аммиака при выпасе гораздо меньше, чем предотвращенные выбросы аммиака из помещений, при хранении и внесении навоза. Если рассматривать полные циклы азота и парниковых газов, вполне вероятно, что вымывание нитратов и выбросы N_2O будут увеличиваться, тогда как выбросы CH_4 из навозохранилищ будут снижаться. Другими словами, для предотвращения замещения одного вида загрязнения другим, необходим комплексный подход.

Выгоды от внедрения мер по снижению выбросов аммиака для фермеров и общества

Используя технические приемы с низким уровнем выбросов фермеры могут не только сократить осаждение аммиака в близлежащих природных заповедниках, но и сохранить ценные питательные вещества в навозе в своих хозяйствах и не дать им просто исчезнуть в воздухе в виде аммиака. Эти технические приемы помогут, таким образом, избежать применения дорогих промышленных азотных удобрений, производство которых связано со значительными выбросами парниковых газов. Поэтому как фермеры, так и окружающая среда выиграют от применения технических приемов с низким уровнем выбросов.

Последующие мероприятия: решение семинара и новая Экспертная группа по азоту в регионе ВЕКЦА

Участники семинара и Целевой группы по химически активному азоту одобрили Решение семинара (Приложение 2). В решении семинара рекомендуется продолжить диалог внутри региона стран ВЕКЦА и между регионами ВЕКЦА и ЕЭК ООН. Для содействия выполнению этой рекомендации была создана новая Экспертная группа по азоту в странах ВЕКЦА.

Рекомендации

1. Потребность в надежной инвентаризации выбросов.
Надежная инвентаризация выбросов аммиака чрезвычайно существенна для подведения фундамента под национальное и международное законодательство и политику. Почти перед всеми странами стоит проблема определения исходных данных, например данных о степени внедрения различных способов внесения навоза или различных систем содержания птицы. Другой пример – это состав рационов для крупного рогатого скота или внедрение технологий внесения навоза с низким уровнем выбросов. Конкретные вопросы: совершенствование инвентаризации выбросов и методов мониторинга внедрения мер по снижению выбросов.
2. Сосредоточить внимание на контексте полного азотного цикла.
Некоторые меры по снижению выбросов аммиака могут иметь неожиданные последствия для выбросов других газов, таких как метан или закись азота, или могут привести к более сильному вымыванию нитратов. Выше приведен пример влияния увеличения времени выпаса крупного рогатого скота на другие экологические аспекты.

Конкретные вопросы: замещение одного вида загрязнения другим, комплексный подход (выпас), повышение эффективности использования азота (NUE).

3. Действующие хозяйства, в которых обсуждаемые меры уже внедрены, могут принести пользу в качестве демонстрационного объекта. Единство научных исследований, образования и службы распространения знаний и опыта успешно зарекомендовало себя во внедрении новых направлений в сельском хозяйстве. Действующие хозяйства, которые уже внедрились у себя обсуждаемые меры, могут принести пользу, показывая преимущества и практическую применимость этих мер другим фермерам. Конкретный вопрос: разработать с этими хозяйствами несколько планов показа (демонстрации).

1. Отправная точка для продолжения обсуждения проблем аммиака и азота.

Во время семинара было представлено очень много характерной для каждой страны информации по выбросам аммиака в сопоставимом формате.

Выступающие представляли разные страны – Канаду, страны Европы, страны ВЕКЦА – и разнообразные системы ведения сельского хозяйства.

Конкретная задача: данный сборник может быть использован как исходный материал для продолжения обсуждения.

Литература

Reis, S., Grennfelt, P., Klimont, Z., Amann, M., ApSimon, H., Hettelingh, J.-P., Holland, M., LeGall, A.-C., Maas, R., Posch, M., Spranger, T., Sutton, M.A., Williams, M. (2012). From Acid Rain to Climate Change. Science 338, 1153 – 1154. Supplementary Materials available at

www.sciencemag.org/cgi/content/full/338/6111/1153/DC1

UNECE (2012). Parties to UNECE Air Pollution Convention approve new emission reduction commitments for main air pollutants by 2020. Стороны Конвенции ЕЭК ООН о загрязнении воздуха утвердили новые обязательства по сокращению выбросов основных загрязняющих веществ к 2020 году (UNECE, Geneva, 2012); <http://www.unece.org/index.php?id=29858>

<http://www.unece.org/?29858>

1 Общая информация о семинаре по аммиаку

С 28 февраля по 2 марта 2012 г. в г. Санкт Петербурге прошла 7-я сессия Целевой группы по химически активному азоту (TFRN) в составе Рабочей группы по стратегии и обзорам Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния Европейской экономической комиссии ООН (КТЗВБР).

Целью мероприятия явилось привлечение специалистов из стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии (ВЕКЦА) к более активному участию в деятельности TFRN и расширение профессиональных контактов.

В соответствии с программой проведено:

- Заседание Экспертной группы по сокращению выбросов азота из сельскохозяйственных источников (ERMAN);
- Практический семинар «Снижение выбросов аммиака в регионе стран ЕЭК и ВЕКЦА в контексте азотного цикла»;
- Практический семинар, организованный Сетью экспертов по выгодам и экономическим инструментам (NEBEI), «Дальнейшее количественное определение воздействия загрязнителей воздушной среды на экосистемы»;
- Пленарное заседание Целевой группы по химически активному азоту;
- Заседание Экспертной группы по азотным бюджетам (EPNB).

Кроме того, была организована профессиональная поездка для участников с посещением ГНУ СЗНИИМЭСХ и ОАО «Детскосельский».

В заседаниях приняли участие 69 делегатов из 17 стран мира: Азербайджан, Австрия, Беларусь, Великобритания, Германия, Дания, Ирландия, Италия, Казахстан, Молдова, Нидерланды, Норвегия, Российская Федерация, Румыния, Украина, Чешская Республика и Швейцария.

От стран ВЕКЦА присутствовало 30 чел., в том числе от России - 23 представителя (Приложение 1). Впервые в практике TFRN было организовано мероприятие такого типа, с широким участием стран СНГ, с предоставлением синхронного перевода, что важно при существующем языковым барьере.

Сессия проводилась при поддержке Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации и Российской академии сельскохозяйственных наук. Финансирование мероприятия было обеспечено руководством TFRN за счет спонсоров из Германии, Швейцарии, Великобритании, Нидерландов и России. ГНУ СЗНИИМЭСХ выступил в качестве принимающей стороны.

Практический семинар «Снижение выбросов аммиака в регионе стран Европейской экономической комиссии ООН и стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии в контексте азотного цикла» был проведен 29 февраля 2012 года.

Программа семинара включала презентации оценки состояния проблемы в некоторых западных странах и выступления ряда участников из стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии.

Презентации были построены по следующей схеме:

- а. Общее описание эмиссии аммиака в стране, краткое описание систем содержания животных и систем внесения навоза, доли маленьких и больших сельхозпредприятий, доли твердого и жидкого навоза, «горячие точки» эмиссии аммиака, проблемы обращения с навозом и другие проблемы, связанные с азотом.
- б. Предыдущие успешные виды деятельности.
- в. Актуальные проблемы и выбранные пути решения.
- г. Проблемы, которые встанут перед странами в будущем в связи с их обязанностями по Гётеборгскому протоколу.
- д. Приоритеты в исследовательской и практической сферах.

По результатам работы семинара было подготовлено решение (Приложение 2), одним из пунктов которого было предложение об учреждении Экспертной группы по проблемам азота в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии. Решение было одобрено Целевой группой по химически активному азоту.

Схема материалов семинара

Это издание состоит из двух идентичных частей.

Часть 1 на английском языке

Глава 1	Общая информация о семинаре
Глава 2	КТЗВБР, Гётеборгский Протокол и химически активный азот
Главы 3–12	Оригиналы статей англоговорящих авторов
Главы 13–25	Статьи русскоговорящих авторов, переведенные на английский язык
Приложение 1	Список участников
Приложение 2	Решение семинара.

Часть 2 на русском языке

Глава 1	Общая информация о семинаре
Глава 2	КТЗВБР, Гётеборгский Протокол и химически активный азот
Главы 3–12	Статьи англоговорящих авторов, переведенные на русский язык
Главы 13–25	Оригиналы статей русскоговорящих авторов
Приложение 1	Список участников
Приложение 2	Решение семинара.



Рисунок 1.1. Отель «Парк Инн Пулковская» - место проведения сессии TFRN в г. Санкт Петербурге. Фотография Кирилла Катина, BSC APEX Ltd., Saint Petersburg, местный организатор мероприятия.

2 Конвенция ТЗВБР, Гётеборгский Протокол и химически активный азот

В данной главе рассматриваются организационные и научные вопросы в следующей последовательности:

- 2.1 КТЗВБР и ее структура
 - 2.1.1 Целевая группа по инвентаризации и прогнозу выбросов: экспертная группа по сельскому хозяйству и естественным источникам
 - 2.1.2 Целевая группа по химически активному азоту и ее экспертные группы
 - 2.1.3 Сотрудничество TFRN и TFEIP
- 2.2 Гётеборгский Протокол к Конвенции ТЗВБР и его основные документы, касающиеся аммиака
 - 2.2.1 Приложение IX Меры по ограничению выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников
 - 2.2.2 Руководство по методам предотвращения и сокращения выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников
 - 2.2.3 Рамочный кодекс ЕЭК ООН для надлежащей сельскохозяйственной практики, способствующей сокращению выбросов аммиака
 - 2.2.4 Руководящий документ по национальным балансам азота
- 2.3 Предстоящая работа TFRN
- 2.4 Химически активный азот: некоторые научные аспекты
- 2.5 Литература.

2.1 КТЗВБР и ее структура

Женевская Конвенция 1979 года о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (КТЗВБР) Европейской Экономической комиссии ООН (ЕЭК ООН) – один из важных международных договоров по контролю загрязнения воздушной среды. Россия – первая из 51 страны, ратифицировавшей Конвенцию, принимает активное участие в ее разработке и осуществлении.

В рамках Конвенции и ее 8 протоколов разработаны всесторонние и серьезные обязательства сторон по основным загрязнителям атмосферы (сера, окислы азота, тяжелые металлы, стойкие органические загрязнители, летучие органические соединения), которые могут перемещаться на расстояния до нескольких тысяч километров и после выпадения наносить урон в виде подкисления, эвтрофикации и дисперсии опасных частиц.

С целью реализации Конвенции создан ряд эффективных механизмов и программ, позволяющих осуществлять оперативный контроль состояния окружающей среды и принимать согласованные на международном уровне меры по ограничению и сокращению выбросов загрязняющих веществ в атмосферу.

Информация о деятельности органов Конвенции ТЗВБР размещается в разделе «экологическая политика» сайта ЕЭК ООН: <http://unece.org>. Руководство Конвенции ТЗВБР (Исполнительный орган - Комитет осуществления Конвенции) находится в Женеве. Работа организована по трем направлениям (оценка воздействия, мониторинг и решения):

- Рабочая группа по воздействию.
- ЕМЕР - Совместная программа наблюдения и оценки распространения загрязнителей воздуха на большие расстояния в Европе.
- Рабочая группа по стратегиям и обзору.

Руководство каждого из этих трех направлений организует и контролирует деятельность многочисленных специализированных целевых групп в каждом направлении. Эта структура (Рисунок 2.1) все время совершенствуется.

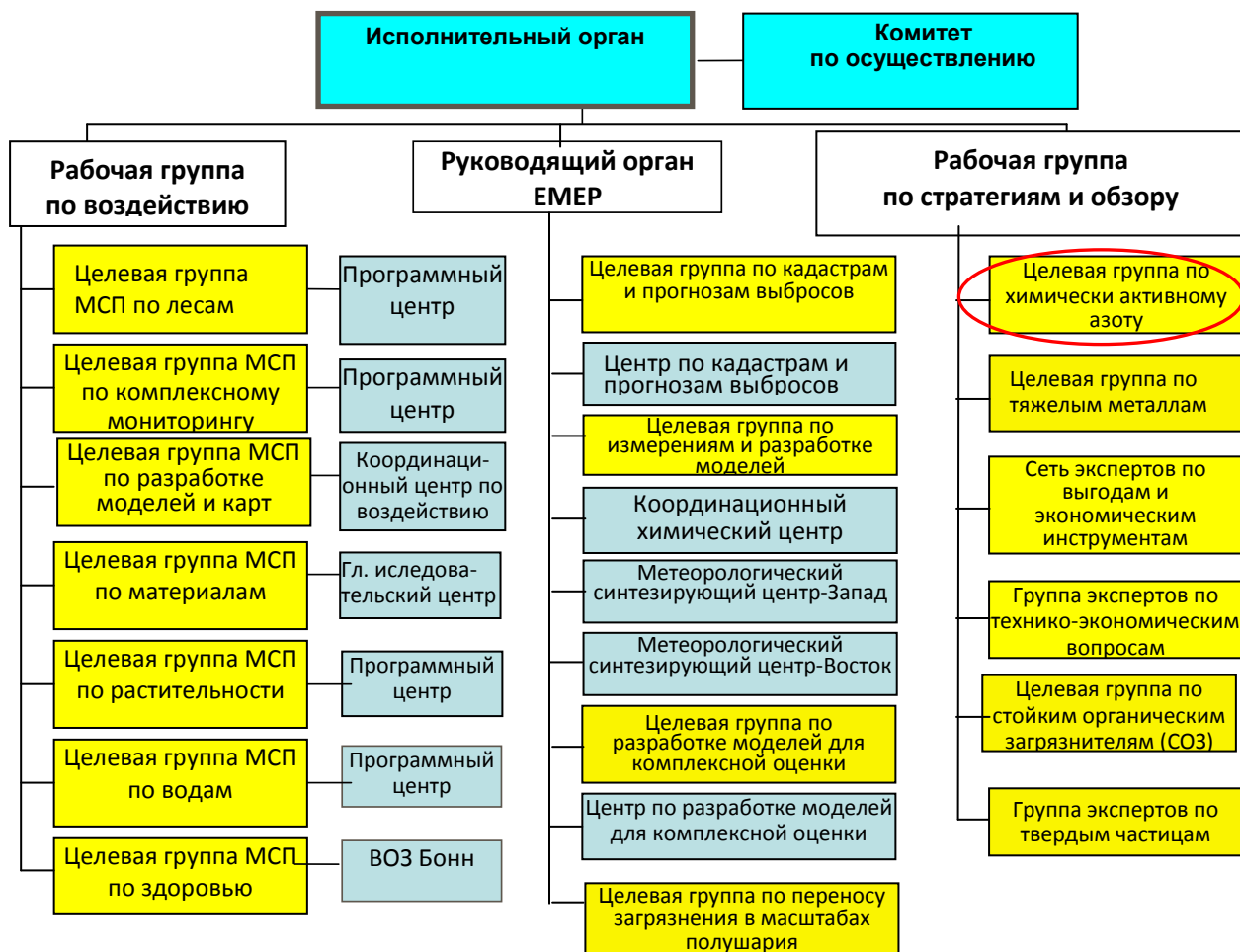


Рисунок 2.1. Межправительственные органы, экспертные группы и научные центры.

Целевые и экспертные группы выполняют основные технические подготовительные работы, необходимые для регулярного обзора, достаточности и эффективности текущих обязательств по Протоколам и для переговоров по обновлению и пересмотру этих обязательств. Работа в рамках Конвенции основывается на надежных научных данных о выбросах загрязняющих веществ и их последствиях, которые собраны и проанализированы центрами ЕМЕП, а также в рамках совместных международных программ. С проблемами сельскохозяйственного производства связана деятельность двух Целевых групп.

2.1.1 *Целевая группа по инвентаризации и прогнозу выбросов: экспертная группа по сельскому хозяйству и естественным источникам*

Экспертная группа по сельскому хозяйству и естественным источникам в составе Целевой группы по инвентаризации и прогнозу выбросов (TFEIP), по программе ЕМЕР разрабатывает Руководство ЕМЕР/ЕЕА по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ (ранее именовавшееся ЕМЕР/CORINAIR), в котором содержатся правила оценки выбросов загрязняющих веществ, как от антропогенных, так и природных источников. К сельскому хозяйству относятся:

Глава 4.B. Животноводство и управление навозом.

Глава 4.D Растениеводство и сельскохозяйственные почвы.

Выпуск 2009 года на английском языке доступен на сайте: <http://tfeip-secretariat.org/unece.htm>. В марте 2012 года на сайте Европейского агентства по окружающей среде (ЕАОС) появилась русскоязычная версия Руководства <http://www.eea.europa.eu/publications-ru/emep-eea/>.

2.1.2 *Целевая группа по химически активному азоту и ее экспертные группы*

Целевая группа по химически активному азоту (TFRN) в составе Рабочей Группы по стратегиям и обзору создана в 2007 году на базе Экспертной группы по ограничению выбросов аммиака. Со-руководители TFRN – проф. М. Саттон (Великобритания) и проф. У. Унема (Нидерланды). В рамках TFRN образовано три экспертные группы, и четвертая группа предложена во время этого семинара:

- Экспертная группа по ограничению эмиссий сельскохозяйственного азота (EPMAN);
- Экспертная группа по азотным бюджетам (EPNB);
- Экспертная группа по азоту и продовольствию (EPNF);
- Экспертная группа по азоту стран ВЕКЦА.

Заседания TFRN проводятся один-два раза в год в разных странах - участницах Конвенции. Состоялось уже семь заседаний Целевой Группы. Документы TFRN, презентации сообщений на заседаниях размещаются на сайте: www.clrtap-tfrn.org. Информация об этих заседаниях помещена на сайте Российского опорного пункта по проблеме химически активного азота <http://www.spb.sznii.ru>. Сайт создан и поддерживается ГНУ СЗНИИМЭСХ Россельхозакадемии.

Целью TFRN является подготовка технической и научной информации и решений для обоснования стратегии развития, координации политики ЕЭК ООН в области снижения загрязнения воздуха азотом в контексте азотного цикла.

Поскольку цели и задачи TFRN сформулированы с некоторым координационным оттенком, на всех заседаниях рассматривается широкий круг вопросов, и в заседаниях принимают участие эксперты различных специальностей. В составе участников представители экологических агентств, министерств, представители институтов, исследовательских центров.

В документах, разрабатываемых Целевой группой, в основном, отражены результаты различных проектов, в которых принимают участие члены TFRN. В целом, заседания TFRN – место обмена информацией, один из способов создания общественного мнения, привлечения внимания политиков к соответствующим проблемам и формирования, таким образом, тематики

будущих научных проектов, поиска партнеров для проектов. TFRN позиционирует себя как структуру для научного обоснования политических решений, принимаемых вышестоящим органом - Рабочей группой по стратегиям и обзору.

Документы TFRN о мерах снижения негативного воздействия сельскохозяйственного азота, отражают текущее состояние научных исследований в Европе и мире в данном направлении и представляют интерес с точки зрения информации по технологиям в сельском хозяйстве в Европе, по комплексной оценке технических решений, выбору критериев оценки наилучших доступных технологий.

На заседаниях TFRN и ее экспертных групп рассматриваются с разной степенью детализации следующие блоки вопросов:

- ревизия Гётеборгского протокола;
- инвентаризация выбросов и меры по их снижению;
- оценка стоимости мер по снижению выбросов аммиака;
- азотный бюджет;
- азот и климат;
- работы, связанные с проблемой химически активного азота, проводимые в различных международных организациях;
- национальный опыт стратегий по азоту.

Новая предлагаемая экспертная группа по азоту в странах ВЕКЦА

Цель предлагаемой новой группы по проблемам азота в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии будет заключаться:

- a) в выявлении специфических систем управления азотом в этих странах;
- b) в содействии развитию сотрудничества между странами Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии и во всем регионе ЕЭК, в частности, сотрудничеству с другими группами экспертов Целевой группы.

Предусматривается, что Группа экспертов обеспечит возможность расширения работы и обмена информацией в этой области, что будет способствовать более широкому участию представителей стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии и большему разнообразию взглядов в Целевой группе в целом, благодаря взаимосвязанности и успеху совещаний по тематике TFRN. Учреждение предлагаемой экспертной группы одобрено на пленарном заседании TFRN-7.

2.1.3

Сотрудничество TFRN и TFEIP

Традиционно экспертные целевые группы проводят свои совещания отдельно. Две Экспертные группы Целевой группы по реактивному азоту – по ограничению эмиссий сельскохозяйственного азота (EPMAN) и по азотным бюджетам (EPNB), а также Экспертная группа по сельскому хозяйству и естественным источникам Целевой группы по инвентаризации и прогнозу выбросов встретились в Берлине в сентябре 2012 г. Основная цель их встречи – сопоставить методологию составления отчетов по выбросам аммиака при инвентаризации выбросов, изложенную в Руководстве ЕМЕП/ЕЕА по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ и рекомендации, разработанные Целевой группой по химически активному азоту относительно мер по снижению выбросов. Участники подтвердили необходимость дальнейшего сотрудничества, а также важную роль последовательности, согласованности, ясности и информационного взаимодействия между группами. Сотрудничество должно охватывать следующие темы: пересмотр/обновление коэффициентов выбросов,

совершенствование методов инвентаризации, критерии контроля качества при составлении обзоров по инвентаризациям выбросов.

2.2 **Гётеборгский Протокол к Конвенции ТЗВБР и его основные документы, касающиеся аммиака**

Гётеборгский Протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном (ГП), был принят 30 ноября 1999 года и вступил в силу в 2005 году. 31 страна подписала Гётеборгский Протокол и 25 стран ратифицировали. В 2012 году в Протокол были внесены изменения, чтобы включить национальные обязательства по сокращению выбросов, которые должны быть достигнуты к 2020 году и далее. Несколько технических приложений к Протоколу были пересмотрены с установлением предельных значений выбросов, как из ключевых стационарных источников, так и из передвижных источников, а также потолочных значений выбросов для мелких аэрозольных частиц пыли. Пересмотренный Протокол также внес механизмы гибкости для содействия присоединению новых Сторон, в основном стран Южной и Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии.

Цель этого Протокола состоит в том, чтобы ограничить и сократить выбросы серы, оксидов азота, аммиака, летучих органических соединений (ЛОС) и аэрозольных частиц пыли, которые вызваны антропогенной деятельностью и могут стать причиной негативного воздействия на здоровье человека, природные экосистемы, материалы, сельскохозяйственные культуры и климат в краткосрочной и долгосрочной перспективе, вызванного подкислением, эвтрофикацией, аэрозольными частицами пыли или приземным озоном в результате трансграничного атмосферного переноса на большие расстояния, и обеспечить, по возможности, непревышение атмосферных осадений или концентрации вредностей в долгосрочном плане и в результате применения поэтапного перехода, а также с учетом достижений науки.

В результате полного выполнения Протокола выбросы серы в Европе должны быть сокращены, по крайней мере, на 63%, выбросы NO_x - на 41%, выбросы ЛОС - на 40%, а выбросы аммиака на 17% по сравнению с 1990 годом.

Оценка затрат на реализацию мер по сокращению выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников в целях обоснования предложений по пересмотру приложения IX Гётеборгского протокола является одним из приоритетов TFRN. На эту тему Springer планирует издать книгу, основные авторы которой эксперты TFRN. (Reis и др., 2013).

В следующих разделах рассмотрены действующие документы Гётеборгского Протокола, относящиеся к аммиаку.

2.2.1 *Приложение IX Меры по ограничению выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников*

Основные обязательства по аммиаку сформулированы в параграфе 8 статьи 3 Гётеборгского Протокола (ГП). Каждая Страна с учетом пункта 10 применяет как минимум меры по ограничению выбросов аммиака, указанные в приложении IX.

Приложение IX Гётеборгского Протокола 'Меры по ограничению выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников' содержит:

а) Требования к странам-участницам Конвенции разработать, опубликовать и распространять рекомендательный кодекс надлежащей сельскохозяйственной практики для ограничения выбросов аммиака с обеспечением:

- мер регулирования в отношении азота с учетом всего азотного цикла;
- стратегии кормления скота;
- методов внесения навоза, обеспечивающих низкий уровень выбросов;
- систем хранения навоза, обеспечивающих низкий уровень выбросов;
- систем содержания животных, обеспечивающих низкий уровень выбросов;
- возможностей ограничения выбросов аммиака в результате использования минеральных удобрений.

б) Обязательные меры и количественные значения снижения уровня эмиссий:

- при использовании мочевины и амонийно-карбонатных удобрений;
- при внесении навоза;
- из навозохранилищ на больших птицефабриках и свинокомплексах;
- из помещений для содержания животных крупных предприятий.

2.2.2 *Руководство по методам предотвращения и сокращения выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников*

В пункте 8b) статьи 3 ГП содержится требование, согласно которому каждая Сторона «применяет, когда сочтет целесообразным, наилучшие имеющиеся методы для предотвращения и сокращения выбросов аммиака, перечисленные в *Руководящем документе*, принятом Исполнительным органом. Особое внимание Стороны должно быть уделено снижению выбросов аммиака из значительных источников аммиака».

Цель обновленного в 2012 году Руководства ((ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13¹) - дать Сторонам Конвенции рекомендации по выбору методов сокращения выбросов аммиака (NH₃) из сельскохозяйственных источников в соответствии с Приложением IX к Гётеборгскому протоколу ЕЭК ООН. Этот документ обобщает:

- современные знания о стратегиях и методах сокращения выбросов аммиака;
- научно-технические основы методов и стратегий;
- экономические затраты на применение методов сокращения выбросов аммиака, в евро на 1кг недопущенных выбросов NH₃;
- различные ограничения применимости указанных методов.

2.2.3 *Рамочный кодекс ЕЭК ООН для надлежащей сельскохозяйственной практики, способствующей сокращению выбросов аммиака*

Рамочный кодекс хорошей сельскохозяйственной практики по снижению выбросов аммиака ЕЭК ООН (EB.AIR/WG.5/2001/7²) был разработан в 2001 году с целью гармонизации основных требований национальных кодексов и включения наилучших доступных методов и технологий. Рамочный кодекс включает статьи по всем крупным сельскохозяйственным источникам

¹<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2007/eb/wg5/WGSR40/ece.eb.air.wg.5.2007.13.e.pdf>

²<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2001/eb/wg5/eb.air.wg.5.2001.7.e.pdf>

аммиака и нацелен на оказание содействия всем Сторонам в совершенствовании и/или разработке своих собственных национальных справочных кодексов хорошей сельскохозяйственной практики по регулированию эмиссий. Национальный кодекс должен учитывать особые условия на территории Стороны, т.е. быть адаптированным к местным почвенным и геоморфологическим условиям, видам производимого навоза и структуре сельскохозяйственных предприятий. В 2012 году Экспертная группа по сокращению выбросов азота из сельскохозяйственных источников начала работу по обновлению Рамочного кодекса.

2.2.4 *Руководящий документ по национальным балансам азота*

Такой аспект, как представление информации о балансах азота, эффективности использования азота и избытках азота и их сокращении, является одним из элементов пункта 3 d) статьи 7 «Представление информации» пересмотренного ГП. Руководящий документ для составления этих балансов азота в национальном масштабе, подготовлен Группой экспертов по балансам азота Целевой группы по химически активному азоту. Документ был представлен и одобрен на 31-м заседании Исполнительного органа Конвенции. Документ доступен на русском³ и английском⁴ языке по следующим ссылкам.

Цель Руководящего документа по национальным балансам азота заключается в том, чтобы дать четкие указания ЕМЕП и другим вспомогательным органам в отношении расчета балансов азота, эффективности использования азота и избытков азота и их сокращения в пределах географического района ЕМЕП.

Баланс азота – это количественное описание всех основных потоков азота во всех секторах и природных средах в пределах конкретных границ, и потоков через эти границы, в четко установленные сроки (как правило, один год), а также изменений запасов азота в соответствующих секторах и природных средах. Баланс азота может быть составлен в любом географическом масштабе, например на супранациональном уровне (например, для Европы) или на субнациональном уровне (области, районы), а также для водосборных бассейнов или даже для отдельных домашних хозяйств или экономических субъектов (таких, как сельскохозяйственные предприятия). В национальных балансах азота в качестве границ экосистем используются границы той или иной страны, включая ее прибрежные воды, таким образом, чтобы в них вошли атмосферные и почвенные слои данной страны.

Один из примеров приводится в работе Leir и др. (2011) в качестве вклада в европейскую оценку азота (ЕНА). Он содержит ряд национальных балансов азота, а также европейский баланс (*Рисунок 2.2*).

³http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB_AIR_2012_L8_E.pdf

⁴http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB_AIR_2012_L8_R_01.pdf

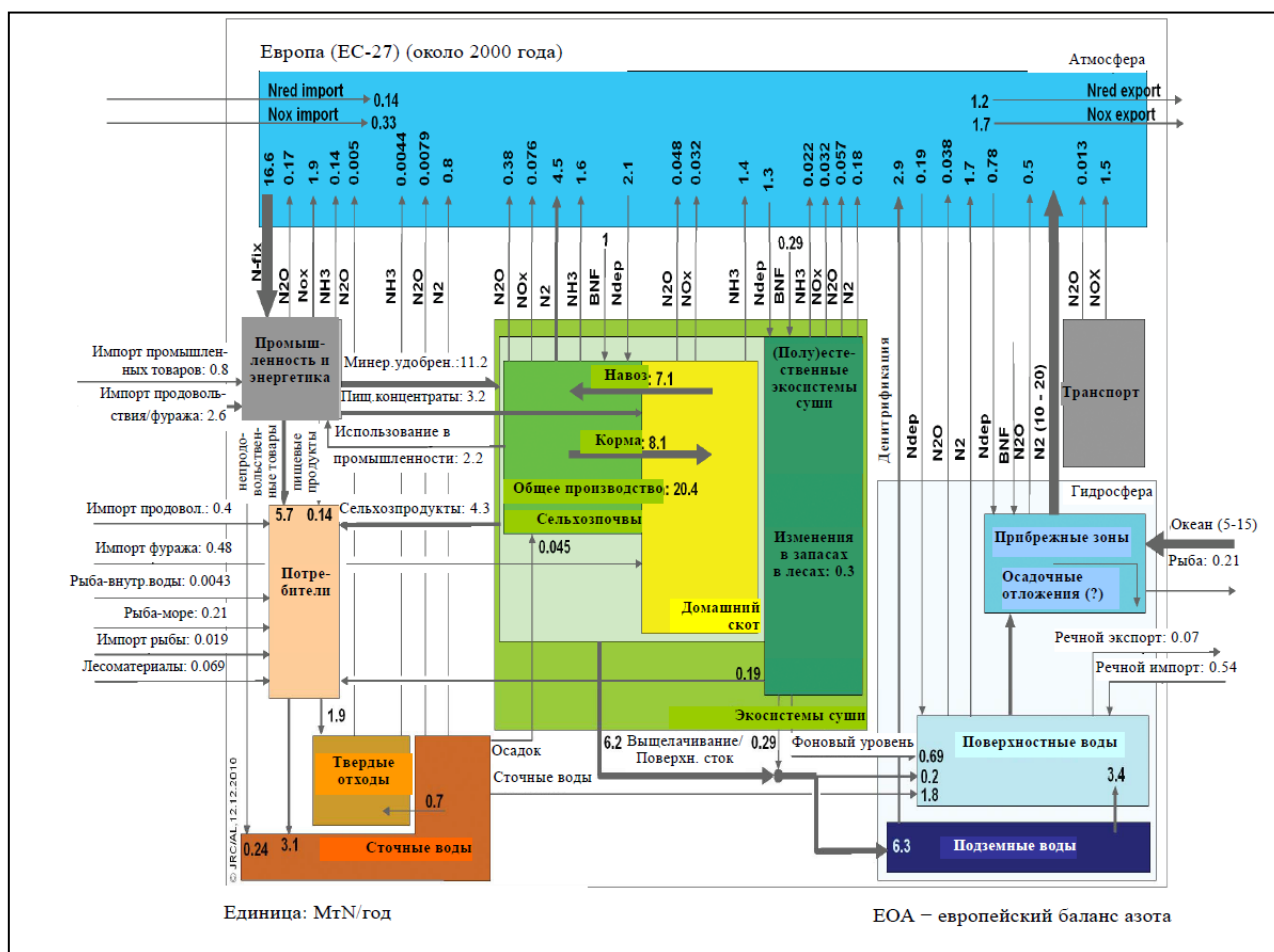


Рисунок 2.2. Азотный баланс для Европы (Европейский азотный баланс для ЕС-27 по данным около 2000 года) (Leir и др., 2011).

2.3

Предстоящая работа TFRN

Предстоящая работа Целевой группы по химически активному азоту предусматривает следующие направления.

- Продолжать работу по борьбе с выбросами азота из сельскохозяйственных источников, подготавливать научно-техническую информацию о комплексном подходе к сокращению выбросов азота из сельскохозяйственных источников, особенно уделять внимание пересмотру Гётеборгского протокола и, в частности:
 - Завершить подготовку обновленного варианта руководящего документа;
 - Продолжать поддерживать связь с Центром по разработке моделей для комплексной оценки с целью рассмотрения издержек и выгод от мер по борьбе с выбросами аммиака;
 - Проводить работу по обновлению Рамочного кодекса ЕЭК для надлежащей сельскохозяйственной практики, способствующей сокращению выбросов аммиака; обеспечивать информационную основу для обсуждения Рабочей группой по стратегиям и обзору пересмотренных вариантов положений приложения IX к Гётеборгскому протоколу, учитывать соответствующие справочные документы о наилучших имеющихся методах;
 - Разрабатывать подходы, учитывающие многообразие загрязнителей.

b. Продолжать предоставлять техническую информацию о составлении и использовании балансов азота и оценке выбросов азота:

- В национальном масштабе и при разных границах систем;
- С уделением особого внимания уровню сельхозпредприятий;

c. Продолжать подготавливать и предоставлять научно-техническую информацию для поддержки процесса пересмотра Гётеборгского протокола в привязке к полному азотному циклу;

d. Продолжать сбор и оценку информации из национальных координационных центров в отношении накопленного ими опыта, в частности о любых трудностях, с которыми они сталкиваются при разработке и внедрении комплексного подхода;

e. Предоставлять техническую информацию о влиянии моделей питания людей на использование и выбросы азота;

f. Взаимодействовать со странами Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии в разработке подходов к регулированию потоков химически активного азота в промышленности и сельском хозяйстве в целях:

- Выявления препятствий на пути осуществления Гётеборгского протокола;
- Улучшения сотрудничества с недавно созданной Координационной группой для Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии.

g. Продолжать совершенствовать координацию деятельности в рамках и вне рамок Конвенции и взаимодействовать со вспомогательными органами в рамках Конвенции с целью дополнения работы ее вспомогательных органов и, в частности:

- проводить работу с участниками Международной совместной программы по разработке моделей и составлению карт критических нагрузок и уровней воздействия, рисков и тенденций, связанных с загрязнением воздуха, с уделением особого внимания критическим нагрузкам и динамическому моделированию воздействий азота, включая разработку показателей на основе использования подходов, предусматривающих применение балансов азота, и связей между азотом и климатом – в сотрудничестве с другими органами, такими, как ОЭСР, Евростат и ЮНЕП;
- совместно с Целевой группой по кадастрам и прогнозам выбросов продолжать обеспечивать согласованность между разработкой оценок выбросов и оценкой эффективности борьбы с выбросами из сельскохозяйственных источников; организовать в практически возможные сроки совместное рабочее совещание по выбросам и прогнозам выбросов из сельскохозяйственных источников;
- совместно с Целевой группой по разработке моделей для комплексной оценки участвовать в соответствующих совещаниях и, в частности, предоставлять рекомендации по недопущению возрастания выбросов одних загрязнителей в результате сокращения выбросов других и рекомендации, касающиеся последствий поведения людей, включая выбор ими той или иной модели питания; организовать совместное рабочее совещание на тему «Выбросы азота и зеленая экономика».

h. Продолжать распространение результатов Европейской оценки по азоту и рассмотреть долгосрочные перспективы в связи с возможностью увязки проблем загрязнения воздуха, загрязнения воды и других экологических угроз;

i. Рассмотреть перспективу и будущие возможности интегрирования управления азотом в рамках Конвенции и в связи с другими конвенциями ЕЭК и другими международными конвенциями; подготовить неофициальный документ по этой теме.

2.4 Химически активный азот: некоторые научные аспекты

Химически активный азот (Nr) определяется как биологические, фотохимические и лучисто активные соединения азота (N) в биосфере и атмосфере. Практически это весь азот, за исключением газообразного N_2 . Нежелательные последствия, связанные с химически активным азотом, поступающим в биосферу в результате процессов сжигания топлива и от сельскохозяйственного производства:

- Подкисление озер, рек и почвы из-за осаждения NH_3 и NO_x ;
- Загрязнение грунтовых вод и питьевой воды из-за NO_3^- выщелачивания;
- Эвтрофикация поверхностных вод из-за обогащения азотом, цветение токсичных водорослей, снижение биоразнообразия флоры и фауны;
- Ухудшение здоровья людей вследствие образования в воздухе взвешенных частиц (PM) в виде аэрозолей из-за NH_3 и NO_x , смога;
- Повреждение растений из-за NH_3 и NO_x , вызывающих образование озона;
- Глобальное потепление из-за эмиссии N_2O ;
- Разрушение стратосферного озона, вызванного N_2O .

Работа Целевой группы по химически активному азоту строится, исходя из представления эмиссии азота в виде схемы (Рисунок 2.3). Сельское хозяйство – основной потребитель Nr , а также источник потерь при производстве как растениеводческой, так и животноводческой продукции. Схема (Рисунок 2.4) представляет каждую систему как трубу с многочисленными отверстиями, через которые возможна утечка Nr . Из-за множества отверстий при закрытии одного, может просто увеличиться поток через другие. Поэтому стратегия ограничения вредных выбросов требует целостного подхода, понимания взаимосвязей с другими источниками потерь (транспорт, энергетика) и всеми компонентами биосферы (лес, естественные ландшафты, моря и т.д.).

Основная идея нового подхода к проблеме снижения выбросов в сельском хозяйстве – требование интегрального, системного подхода. Необходимо сформулировать требования к эффективному использованию азота в хозяйствах, к мерам стимулирования на национальном уровне. Меры по снижению выбросов должны быть направлены на снижение выбросов NH_3 с одновременным снижением потерь NO_3^- и NO_2 .

Главный «Азотный вызов» разработка и распространение научно-обоснованной стратегии управления азота с целью минимизации экологической нагрузки при максимуме экономического и социального эффекта с максимальной экономической и социальной выгоды.

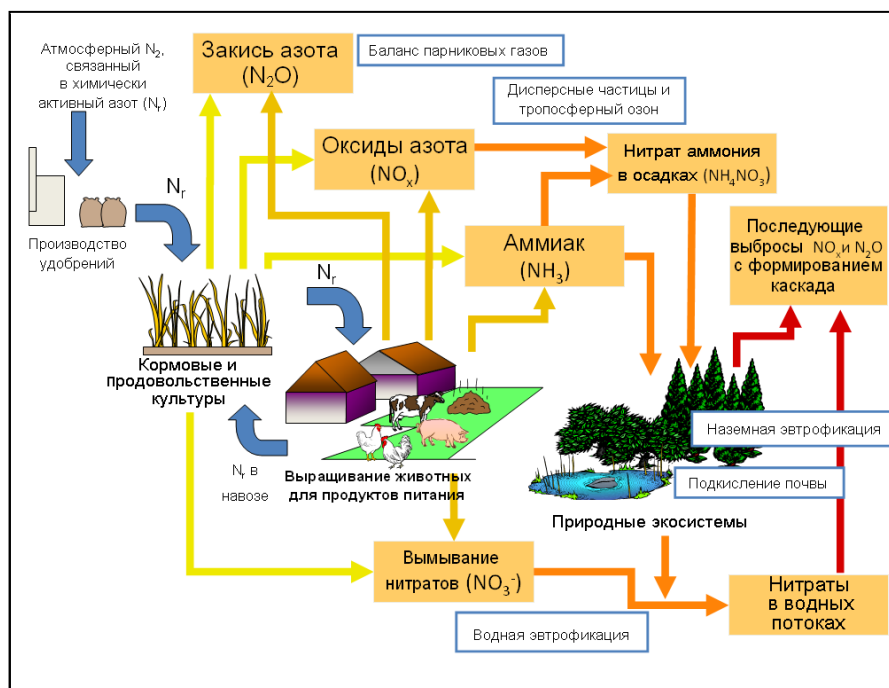


Рисунок 2.3. Упрощенная схема N-каскада, иллюстрирующая улавливание атмосферного азота (N_2) и образование форм химически активного азота (N_r). (Sutton и др., 2011).

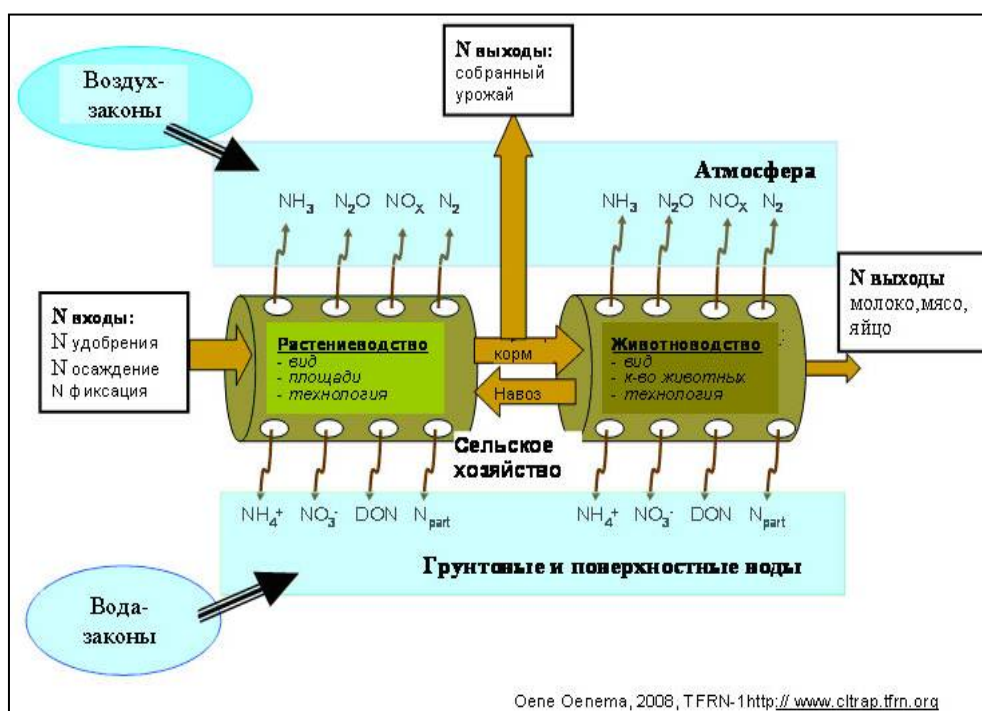


Рисунок 2.4. Эмиссия аммиака в сельскохозяйственном производстве (Оепета и др., 2009).

2.5 Литература

Leip, A. и др. (2011). Chapter 16. Интегрирование азотных потоков на европейском уровне. – Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds) (2011). The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press.

Oenema, O., Witzke, H.P., Klimont, Z., Lesschen, J.P., Velthof, G.L. (2009). Комплексная оценка перспективных мер снижения потерь азота в сельском хозяйстве 27 стран-членов ЕС. – Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. Agriculture, Ecosystems and Environment 133, 280–288.

Reis, S., Sutton, M.A., Howard, C.M. (Eds) (2013). Затраты на борьбу с выбросами аммиака и дополнительные выгоды для климата – Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits. Springer Publishers (in preparation).

Sutton, M.A. и др. (2011). Глава 1. Оценка нашего азотного наследства. Chapter 1. Assessing our nitrogen inheritance. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds) (2011). Европейская оценка азота. – The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press.

Европейская оценка азота выпущена в виде обобщения для политиков и доступна в Интернете на русском и английском языке по ссылкам:
http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/ebbureau/ece_eb.air_2011_4_E.pdf
http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/ebbureau/ece_eb.air_2011_4_R.pdf.

3 Выбросы аммиака в Канаде

Шабтай Битман¹ и Стив Шепард²

¹Министерство сельского хозяйства и агро-пищевой промышленности Канады, PO Box 1000, Агассиз, Британская Колумбия, Канада, V0M 1A0

²Компания ECOMatters, Пинава, Манитоба, Канада, R0E 1L0

E-mail: Shabtai.Bittman@AGR.GC.CA

3.1 Общая информация о стране

Административно-территориальная структура Канады включает 10 провинций и 3 северных территории, и во всех провинциях сельское хозяйство играет важную роль. В соответствии с Канадской конституцией сельское хозяйство и окружающая среда находятся под юрисдикцией правительств провинций, и экологические нормативно-правовые акты и политика в провинциях различаются. Общеканадских стандартов в области сельскохозяйственной практики мало, но существует общая договоренность по международным экологическим стандартам, таким как безопасная концентрация нитратов в питьевой воде. Деятельность национального правительства в области окружающей среды сосредоточена на морских водах и трансграничных вопросах с США, затрагивающих воздушную и водную среду. Более всего национальное правительство озабочено вопросами качества воды в водоемах между США и Канадой, которые, в основном, рассматриваются в смешанной международной комиссии, и деятельность в этой сфере привела к улучшению качества воды в находящихся в обоих государствах Великих Озерах и реке Святого Лаврентия. Федеральное правительство подписало Гетеборгский Протокол о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния, хотя к настоящему моменту он еще не ратифицирован. Правительство регулярно представляет отчеты по выбросам аммиака в ЕЭК ООН и ОЭСР. В Канаде газообразный аммиак был включен в Перечень №1 Закона по охране окружающей среды Канады и признан токсичным веществом (<http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=En&n=30CBA42F-1>). В настоящий момент отсутствуют какие-либо национальные нормативные акты или политика относительно снижения выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников, и для введения таких методов действий необходимо их одобрение на уровне провинций. Известно, что происходит перенос аммиака по воздуху между провинциями, но это не вызывает политического беспокойства. США и Канада обсуждали трансграничный перенос аммиака, но в последние годы эти обсуждения стали вестись менее активно.

Озабоченность относительно выбросов аммиака в Канаде:

Твердые частицы

В Канаде, как и в Европе, выбросы загрязнителей воздуха в целом уменьшаются, но при этом выбросы аммиака не демонстрируют тенденции к снижению и могут быть на данный момент выше, чем 20 лет назад (Рисунок 3.1). Озабоченность по поводу аммиака в Канаде в основном касается качества воздуха и формирования твердых частиц (ТЧ) (Министерство окружающей среды Канады, 2010), а беспокойство по поводу влияния осаждения аммиака относительно невелико, возможно, за исключением его окислительного свойства (Brydges and Summers, 1989). В США, напротив,

обеспокоены эффектом от концентраций аммиака и его отложений в уязвимых экосистемах, особенно тех, в которых преобладают лишайники и мхи, например, в высокогорьях прибрежных горных массивов и в Колорадо.

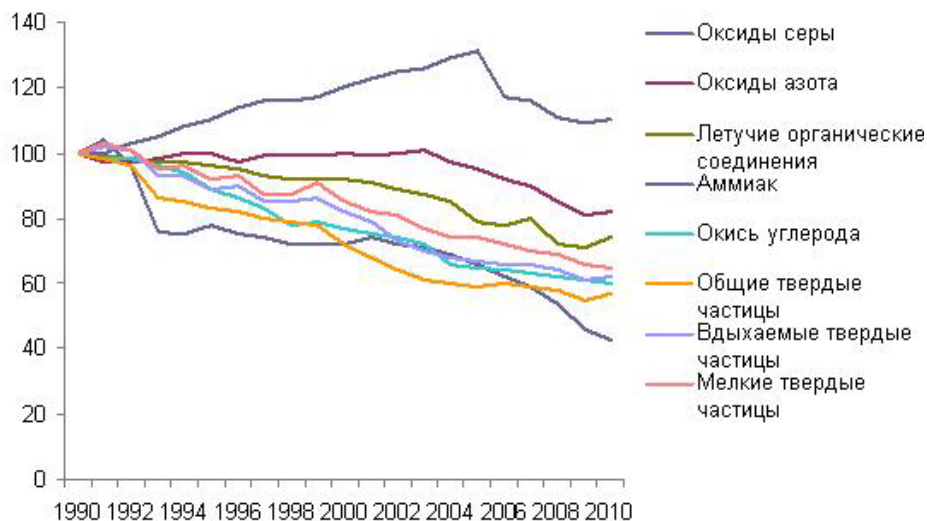


Рисунок 3.1. Динамика выбросов в атмосферу наиболее важных загрязнителей воздуха за последние 20 лет в Канаде. Источник: Министерство окружающей среды Канады <http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=en&n=E79F4C12-1> (Проверено 4 апреля, 2013).

Как эпидемиологические исследования, так и исследования на основе моделей животных показали, что атмосферные ТЧ имеют целый ряд последствий для здоровья (Brook и др., Обзор, 2010). Такое влияние может непосредственно вызывать воспаление тканей альвеол легких, которое в свою очередь увеличивает концентрации показателей свертываемости крови. В долгосрочной перспективе наносимый здоровью ущерб может быть вызван переносом глубоко в легкие токсичных веществ, закрепившихся на мелких ТЧ. Исследования влияния ТЧ на здоровье сосредотачиваются на первичных частицах, таких как кремнезем. О влиянии на здоровье вторичных ТЧ в целом и в особенности ТЧ на основе аммиака известно меньше. В отличие от частиц кремнезема вторичные ТЧ, содержащие аммиак, обычно меньше 2.5 мкм (аэродинамический диаметр), из-за чего они могут попадать в альвеолы легких в процессе дыхания, а также растворяться в воде. Аммиак стремится к нейтрализации кислотных атмосферных газов. Роль аммиака в формировании вторичных частиц была предметом интенсивного исследования, о котором сообщается в Канадской атмосферной оценке сельскохозяйственного аммиака 2008 года (Министерство окружающей среды Канады, 2010).

Атмосферные ТЧ рассеивают свет и при достаточной концентрации заметно ухудшают видимость. Это было предметом значительного исследования, проводившегося более 20 лет в регионе долины реки Фрейзер в юго-западной части Британской Колумбии, где пейзажный туризм является важным видом экономической деятельности, и видимость часто нарушается во время летнего туристического сезона. То, что аммиак — это прекурсор негативно влияющих на видимость ТЧ, особенно в средне-долинном регионе, является хорошо доказанным фактом (Barthelmie and Pryor, 1998).

Дымка в этом районе содержит значительное количество NH_4NO_3 и имеет характерный белый или серый цвет, который контрастирует с коричневатой, основанной на NO_x , дымкой, присутствующей над городом Ванкувером, немного западнее Долины. Экономическая оценка на основе интервью с туристами установила связь между снижением видимости и потерей доходов от туризма (McNeill and Roberge, 2000). По данным отчетов один день с плохой видимостью в Большом Ванкувере стоит 7.45 миллионов долларов, а стоимость такого дня в долине реки Фрейзер – 1.3 миллиона долларов из-за меньшего туристического рынка. Обсуждался вопрос привлечения экономических инструментов для снижения количества вторичных ТЧ в регионе (Baar, 1996), но это обсуждение, в основном, не было сосредоточено на аммиаке, возможно, из-за того, что в то время было меньше известно о роли аммиака. Даже сейчас нормативно-правовые акты по обеспечению качества воздуха фокусируются на транспортных средствах, кораблях и сжигании древесины (Рисунок 3.2).



Рисунок 3.2. Виды гор в нижней долине реки Фрейзер в Британской Колумбии, окутанные вторичными ТЧ, что, как считается, наносит ущерб, имеющей большое значение для туристической индустрии, 12 августа 2012 (слева) и 2 февраля 2013 (справа). ТЧ, состоящие в основном из нитрата аммония, возникают в процессе реакции аммиака из сельскохозяйственных источников, таких как системы содержания птицы (снизу слева) и NO_x от транспортных средств. Фотографии С. Битмана.

Хотя подкисление среды вызывает меньшее беспокойство благодаря снижению SO_x , существуют свидетельства о продолжающемся уроне, наносимом подкислением смешанным лиственным (кленовым) лесам в восточной Канаде, причиной которой являются аэрозольные загрязнители (кислотные дожди), и это может быть вызвано выщелачиванием необходимых ионов Ca^{2+} , которых не хватает в кислых лесных почвах. В Канаде выбросы NO_x количественно превосходят выбросы аммиака, и подкисление в северо-западных частях Канады приписывается NO_x , выделяемого в нефтяном секторе. Сочетание NO_x , SO_x и других кислотных газов с NH_3 увеличивает общую подкисляющую нагрузку, а формирование $\text{TCH}_{2.5}$ помогает переносу на более далекие расстояния. В Канаде ведется мониторинг отложений аммиака и NO_x на ограниченном числе участков (Vet и др., 2010). В последнее время предпринимались попытки определить влияние отложений азота на разнообразие биологических видов. Продолжаются попытки разработать национальный бюджет видов химически активного азота в соответствии с протоколами Целевой группы по химически активному азоту ЕЭК ООН (Экспертная группа по азотным бюджетам и прогнозам).

Наконец, как эксперты, так и производители в большой степени считают, что потери аммиака являются экономически значимыми для фермерских хозяйств, хотя потери нитратов считаются экономически более важными (D. Naak, Министерство сельского хозяйства и агро-пищевой промышленности Канады, личное общение). Большая часть сельскохозяйственного производства в Канаде является низкзатратным / низкорентабельным, поэтому фермерам чрезвычайно необходимо минимизировать потери азота без дополнительных затрат.

Сельское хозяйство Канады

Из практически 10 миллионов квадратных километров площади Канады сельское хозяйство занимает около 62 миллионов гектаров в практически непрерывном поясе через южную часть страны. Основным фактором, ограничивающим сельское хозяйство до южных регионов Канады, является погода, хотя в некоторых регионах имеются также эдафические ограничения. Сельское хозяйство – это важный сектор экономики Канады, производящий 40 миллиардов канадских долларов в виде продаж сельскохозяйственной продукции и гораздо больше в виде переработки сырья, и обеспечивающий занятость почти 1% населения. Основными продуктами сельского хозяйства Канады являются зерновые продукты и продукция животноводства, в основном говядина и свинина и меньше молоко и птица. Канада – ведущий производитель и экспортер зерновых культур, в особенности злаковых, канолы и нескольких зернобобовых культур, включая сухой горох, соевые бобы, чечевицу и турецкий горох. Подавляющее большинство культур выращивается в регионе Северных Великих Долин при относительно низком уровне осадков и коротком вегетационном периоде. Отсюда низкие затраты и низкая экономическая рентабельность. Улучшенные и естественные лугопастбищные угодья занимают большие площади и используются в мясном скотоводстве КРС (овцы, козы, бизоны, олени, овцебыки относительно редки). Плодоовощные культуры имеют значение на региональном уровне, но для национальной экономики они менее важны, чем культуры, выращиваемые на больших посевных площадях, и животноводство, из-за короткого вегетационного периода, высоких трудозатрат и свободного доступа к недорогим продуктам из США и Мексики. Большая часть урожая потребляется людьми, будь то в Канаде или за рубежом, но и значительная часть урожая уходит на корм скоту. К кормовым культурам относятся ячмень, овес, пшеница для промышленной переработки, кукуруза, соевые бобы и остатки / побочные продукты, включая солому, мука канолы и зерновые отходы производства этилового спирта. Жвачным, которые представлены, в основном, мясным и молочным КРС при намного меньших количествах овец, коз и т.п., скармливают фураж из многолетних трав, который часто включает значительные доли бобовых, в основном, люцерны. Животноводство различается по регионам в зависимости от доминирующих культур, климата, перерабатывающей промышленности, рынка, стоимости земли и т.д.

Птицеводство и производство молока невелики (по сравнению с мясным скотоводством и свиноводством), так как они работают на обеспечение конкретных потребностей, и по существу ограничены внутренним рынком своей продукции. Размеры и положение этих производств определяется в соответствии со снабжением основных населенных центров Канады, а именно: Южное Онтарио, Южный Квебек, Центральная Альберта и Юго-

Западная Британская Колумбия. Их положение снижает транспортные и отопительные расходы, так как населенные центры Канады находятся в этих частях страны.

Сектор мясного КРС состоит из подсектора по выращиванию телят (с полным циклом выращивания) и другого подсектора по откорму кастрированных бычков и телок до продажной рыночной массы (называемого откормочным). Промежуточная деятельность, называемая подготовительной к откорму, создает еще одну категорию, которая в некоторой степени представлена в специализированных хозяйствах, но чаще интегрируется с хозяйствами мясного КРС других типов. Сектор с полным циклом выращивания имеет очень низкую экономическую рентабельность и зависит от выпаса на недорогих землях при минимальных вложениях, хотя в большинстве регионов необходимы зимние корма в виде сена или, в более редких случаях, силоса. Остальные вложения ограничиваются устройством заборов, обеспечением водой, уборкой сорной растительности (кустов) и время от времени пересевом (через каждые 5-30 лет или вообще никогда). Азотные удобрения используются редко. Вместо этого полагаются на бобовые, в основном люцерну и реже клевер. Сектор с полным циклом выращивания часто разбросан по отдаленным районам, таким как северные переходные зоны, гористые районы или полузасушливые южные прерии, и телята в возрасте от 6 до 12 месяцев поставляются в централизованные откормочные комплексы (фидлоты). Откормочный сектор требует большого количества дешевого зерна или высокоэнергетического силоса, обычно приготавливаемого из ячменя и кукурузы. Сектор сконцентрирован преимущественно в южной части Альберты и некоторых других регионах. Здесь кастрированные бычки, телки и отработавшие мясные коровы откармливаются для быстрого набора веса, обычно с помощью высокоэнергетических рационов с умеренно-высоким содержанием протеина, в основном, состоящих из местных кормов, но они также могут включать дешевые побочные продукты, такие как зерновые отходы производства этилового спирта, мука канолы или соевых бобов. Откорм в основном происходит в больших фидлотах с экспертным управлением. Поскольку говядина не защищена от мировых цен, издержки производства очень жестко контролируются, в особенности во время циклов с низкими ценами, сезонов с плохим урожаем и спадов на рынках, таких как кризис синдрома коровьего бешенства 2005 года.

Свиноводство в Канаде также не защищено от мировых цен и зависит от внутреннего потребления и экспорта откормленных животных, а также экспорта отъемышей, которые будут доращиваться в США. Хотя свиноводческие хозяйства встречаются по всей стране, этот сектор имеет тенденцию сосредотачиваться в районах, где есть доступ к местному зерну (например, в южные части Манитобы и Онтарио), или там, где выращивание свиней является традиционной хозяйственной деятельностью (например, Квебек).

В таблице 3.1 представлены типичные показатели поголовья животных в хозяйствах Канады. Распределение не является нормальным во всех случаях, так как мелких хозяйств больше, чем крупных. Поэтому для птицы и свиней указана медиана поголовья животных, а для КРС – среднее геометрическое. Отмечается тенденция к увеличению размеров хозяйств во всех секторах, и хозяйства становятся более специализированными.

Таблица 3.1 Размеры животноводческих хозяйств в Канаде, представленные в виде медианы или среднего геометрического поголовья животных. В таблице также показана доля хозяйств в каждом секторе, которые производят жидкий навоз, остальные хозяйства производят твердый навоз (Источники: Sheppard и др., 2009a; 2010a; 2010b; 2011a; Sheppard and Bittman, 2012).

	Размер хозяйств	% хозяйств, производящих преимущественно жидкий навоз
Бройлеры	42000 ^a	0
Несушки	19900 ^a	43
Индейки	12000 ^a	0
Свиньи на откорме	1400 ^a	92
Молочный скот	74 ^b	51
Мясной КРС (восток/запад)	105/482 ^b	5

^aмедиана. ^bсреднее геометрическое, в диапазоне до 18000/200000

3.2

Оценка выбросов аммиака

Инвентаризация выбросов в Канаде была пересмотрена в 2005 года в рамках Инициативы по национальным агроэкологическим стандартам (NAESI) и Программы по оценке и отчетам по национальному агроэкологическому здоровью (NAHARP), разработанные модели используются и в настоящее время. Для пересмотра методологии было несколько причин. Старая методология основывалась на британской модели NARSIS (Webb and Misselbrook, 2004), но она не достаточно хорошо учитывала некоторые канадские сельскохозяйственные технологии. Кроме того, поскольку инвентаризация должна была бы использоваться в атмосферных моделях аммиака и ТЧ, которые должны применяться к стандартам на ТЧ, была необходима улучшенная в пространственном и временном плане инвентаризация. Наконец, новая инвентаризация была разработана для обеспечения более обоснованных базовых показателей выбросов, чтобы отслеживать будущие изменения в отрасли.

Методология инвентаризации представлена у Шепарда (Sheppard и др., 2009a). В центре этого подхода – два новых обследования хозяйств, посвященные мероприятиям, связанным с аммиаком: Обзор приемов ведения хозяйства на животноводческих фермах (LFPS) и Обзор технологий внесения азота (NAPS). Сельскохозяйственные земли Канады были разделены на 12 экорегионов на основании совокупности климатических и эдафических факторов. Выращиваемые культуры, виды животных и методы ведения хозяйства/интенсивность различаются между экорегионами, поэтому обзор LFPS был разделен по экорегионам и секторам или субсекторам (молочный скот, свиньи, мясной скот, бройлеры, несушки и индейки) для обеспечения достоверного представления всего диапазона размеров хозяйств. Второстепенные сектора или сектора, слабо представленные, в соответствующем экорегионе, в обзор не попадали. Дальнейшее разделение обзора по провинциям не проводилось, хотя некоторые хозяйственные практики различаются в разных провинциях вследствие традиций или нормативно-правовых актов. В обследовании, проводившемся в виде телефонных интервью, участвовали около 3000 хозяйств, а уровень отклика составил 74%. Данные по применяемым практикам использовались параллельно со статистикой поголовья скота,

собранной Статистическим Агентством Канады и представленной по районам переписи. Обзор NAPS по практикам использования азотных удобрений был разделен по провинциям, так как статистические данные по продажам удобрений собираются только по провинциям. Оба обзора представили подробные помесечные данные, особенно по приемам внесения, как удобрений, так и навоза.

Структуры моделей позволили проследить массовый поток общего аммиачного азота (TAN) в хозяйствах (Webb and Misselbrook, 2004) таким образом, чтобы потери или экономии не считались дважды. Везде, где было возможно, использовались канадские коэффициенты выбросов, хотя данные по коэффициентам выбросов в Канаде относительно ограничены. Во всех случаях принимались во внимание коэффициенты выбросов из других опубликованных источников, в особенности западноевропейских, так как предполагалось, что для некоторых секторов методы выращивания животных и практика и условия обращения с навозом относительно близки к тому, что принято в Канаде. Однако, это не касается мясного скотоводства, которое в Канаде значительно отличается от европейского, и организовано в отличных от США погодных условиях. Все коэффициенты выбросов были адаптированы к канадским условиям, по месяцам, с использованием температурных корректирующих коэффициентов, например, коэффициенты выбросов из хранилищ, скорее всего, низкие зимой в холодных областях Канады. Также были введены корректировки для вероятности дождя вскоре после внесения навоза, а также для кислотности (pH) и механического состава почвы относительно внесения удобрений. Канадские модели выбросов для удобрений, птицы, свиней, молочного и мясного КРС были опубликованы (Sheppard и др., 2009b; 2010a; 2010b; 2011b; Shepherd and Bittman, 2011; 2012).

Сельскохозяйственные выбросы аммиака в Канаде

В Канаде на сельское хозяйство приходится около 86% выбросов аммиака, а остальные выбросы приходятся, в основном, на промышленность и транспорт. В отличие от других загрязнителей воздуха выбросы аммиака не снижались в последнее время, в частности сельскохозяйственные выбросы увеличились с 430000 до 440000 тонн за период с 2001 по 2006 год (Sheppard and Bittman, 2010). Изменение годовых выбросов отражает изменения размеров, в основном, секторов мясного скотоводства и свиноводства из-за рыночных условий и использования азотных удобрений, которое зависит от выбора культур и стоимости удобрений. Хотя инвентаризация выбросов в Канаде может быть отнесена к Tier 3, с 2006 года не получено новых данных по хозяйственным практикам, которые бы учитывали последствия изменений этих практик. Недавно заверченный обзор практик в секторе мясного скотоводства должен позволить провести частичный перерасчет.

Среди сельскохозяйственных источников выбросов 46% приходится на мясной КРС, 16% - на свиней, 11% - на молочный КРС, 5% - на птицу и 22% - на азотные удобрения (Рисунок 3.3). Внутри секторов наблюдаются интересные закономерности. Например, для подсектора с полным циклом выращивания, объединяющего взрослых коров, телят и быков, выбросы аммиака составляют 98000 тонн, а для откормочного сектора КРС (кастрированные бычки и телки), который обладает значительно более низкой общей биомассой животных, но более высокими коэффициентами выбросов, выбросы аммиака составляют 72000 тонн. Разница в том, что хозяйства с полным циклом выращивания более широко используют

пастбища, которые являются низко-эмиссионными, а кастрированные бычки и телки в основном выращиваются в фидлотах с очень высокими коэффициентами выбросов (Sheppard and Bittman, 2012). В свиноводстве выбросы от отъемышей всего на треть ниже выбросов от свиней на дорастивании; при замкнутом производственном цикле выбросы от свиней на дорастивании были бы гораздо выше выбросов от отъемышей, но большая часть отъемышей в живом виде экспортируется в США.

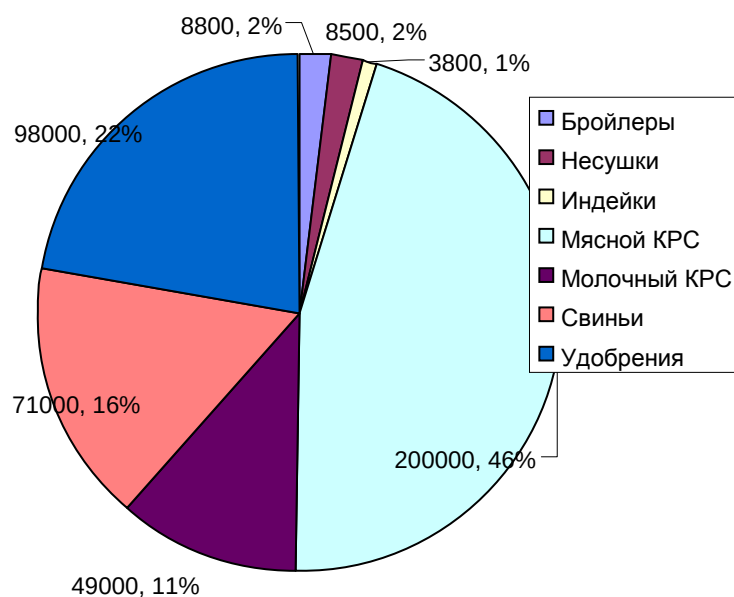


Рисунок 3.3. Сельскохозяйственные выбросы аммиака (в тоннах) из ключевых сельскохозяйственных секторов в Канаде в 2006 году (Sheppard and Bittman, 2010).

Сектора различаются по типам содержания животных и способам обращения с навозом. Жидкий навоз производят 92% свиноводческих хозяйств, 51% молочных хозяйств, 43% птицеводческих хозяйств яичного направления и 6% хозяйств по выращиванию КРС (см. Таблица 3.1). Остальные хозяйства производят в основном твердый навоз или в некоторых случаях полутвердый навоз. Эти пропорции остаются довольно стабильными с течением времени для всех секторов, за исключением молочного; в случае молочного сектора производство твердого навоза характерно для более мелких хозяйств, а с увеличением размера хозяйств наблюдается тенденция к увеличению доли жидкого навоза. Медианный размер частных молочных хозяйств колеблется от 52 до 100 коров для различных экорегионов. Хотя размеры хозяйств в прериях больше, ряд крупнейших молочных хозяйств расположен в Тихоокеанском Приморском Регионе интенсивного сельского хозяйства из-за дорогой земли и высокой капитализации.

В Канаде наблюдаются низкие уровни выбросов от больших земледельческих угодий в основном благодаря сравнительно низким дозам внесения удобрений (Рисунок 3.4). Текущая инвентаризация выбросов в Канаде не включает непосредственные выбросы от сельскохозяйственных культур, хотя этот вопрос предусматривается на будущее. Выбросы от мясного КРС (в особенности от хозяйств с полным циклом производства)

также распределены по большой территории, в то время как выбросы от остальных животноводческих секторов сконцентрированы в 5 регионах: южном Квебеке, южном Онтарии, юго-восточной Манитобе, южной Альберте и юго-западной Британской Колумбии.

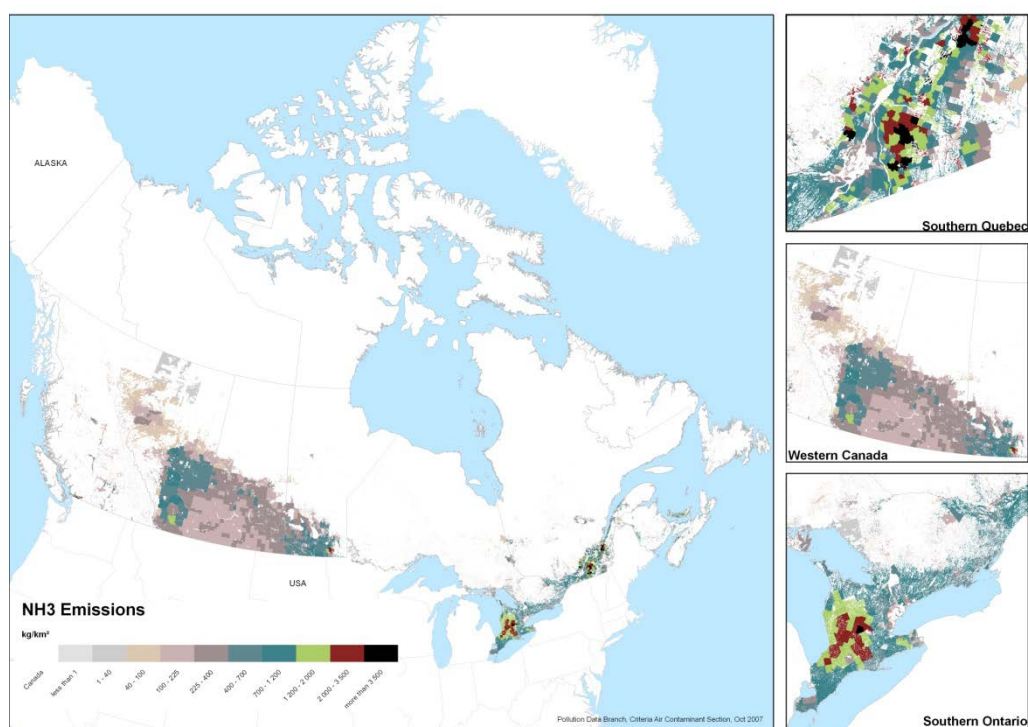


Рисунок 3.4. Выбросы аммиака из всех сельскохозяйственных источников на 64-километровой сетке, используемой для атмосферного моделирования. Вынесено увеличенное изображение выбросов для трех регионов Канады; явное более точное пространственное разрешение доступно для Южного Квебека и Южного Онтария из-за более мелких регионов переписи по причине более высокой плотности населения (Ayres и др., 2010).

Конечно, выбросы различаются по сезонам, и с учетом того, что большая часть выбросов приписывается внесению навоза и удобрений, получается, что пики выбросов приходятся на май и в меньшей степени на сентябрь и октябрь, когда происходит основное внесение как навоза, так и удобрений (Рисунок 3.5). Зимой выбросы очень низкие из-за ограниченного внесения и низких выбросов из источников, находящихся на открытом воздухе, таких как фидлоты и хранилища, и даже из отапливаемых построек, потому что вентиляция используется по минимуму, чтобы ограничить потери тепла.

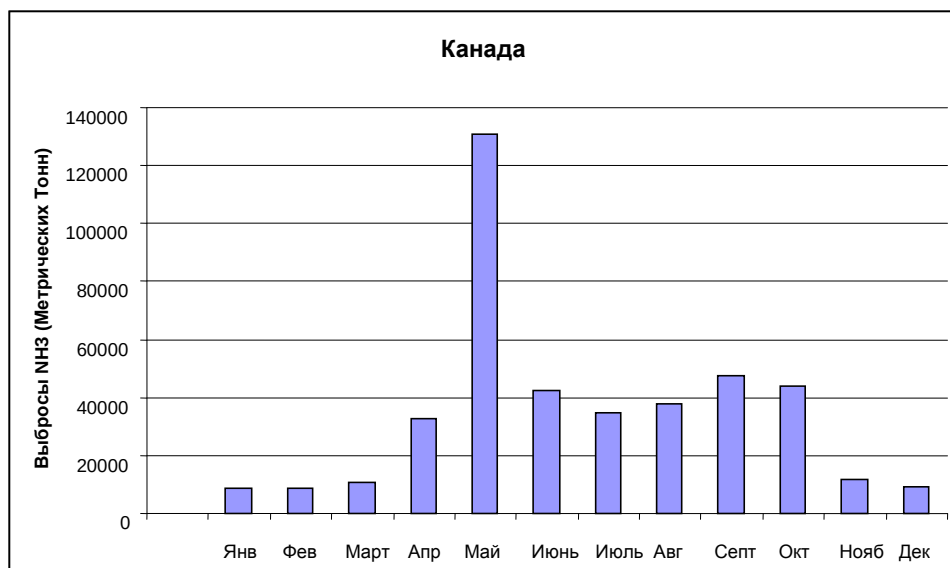


Рисунок 3.5. Выбросы аммиака от хозяйств в Канаде по месяцам в 2006 году.

Потери выделенного общего аммиачного азота (TAN) из систем содержания для всех секторов животноводства находятся в пределах от 32% (для коров) до 70% (для кастрированных бычков) (Sheppard and Bittman, 2013). Потери при хранении навоза в среднем составляют меньше 10% от общего аммиачного азота (TAN), оставшегося после потерь из систем содержания животных, отчасти благодаря холодной погоде зимой и частому формированию естественных корок. Потери при внесении в почву составляют около 45-50% общего аммиачного азота (TAN), оставшегося в хранимом навозе с немного более низкими потерями для свиней (20% при внесении на почву и 50% в целом) из-за влажного навоза и относительного более частого использования аппликаторов с низкими выбросами.

3.3 Методы ведения сельского хозяйства, влияющие на выбросы аммиака

Как было отмечено, в Канаде нет ни нормативно-правовых актов, ни государственных систем поощрения, чтобы хозяйства снижали выбросы. Тем не менее, хозяйства в Канаде применяют многие методы, которые ведут к снижению выбросов. Обычно это делается, чтобы снизить затраты, связанные с потерей азота, или решить какие-нибудь другие экологические проблемы, например, снижение неприятного запаха, что также сокращает выбросы аммиака. Кроме того, бывают не ассоциированные изменения в хозяйственных практиках, которые могут по случайному совпадению увеличивать или уменьшать количество выбросов.

3.3.1 Требуемые меньших издержек практики в растениеводстве

Большая часть 40 миллионов гектаров пахотных земель используется для выращивания культур широкого посева (с низкими вложениями) в полусухих условиях. Культуры широкого посева, выращиваемые в Канаде, подвержены влиянию мировых цен, и хозяйства мотивированы минимизировать затраты на производство, значительную долю которых

составляют азотные удобрения. Поэтому для растениеводства оказывается полезным хорошо развитая система тестирования почв и получения рекомендаций, настроенная на ожидаемое поступление влаги и помогающая хозяйствам использовать азот со стратегической точки зрения. Более того в полусухих условиях неиспользованные азотные удобрения часто сохраняются до следующего года, что выявляется при предпосевном тестировании почвы. Хотя ежегодное тестирование почв используется относительно редко (10-32% в зависимости от экорегиона) (Обзор экологического управления хозяйствами, FEMS, 2006), хозяйства и сельскохозяйственные консультационные службы обладают хорошими практическими знаниями доз азота, и, как правило, стараются максимизировать экономическую отдачу, а не урожайность при консервативных дозах внесения, если только на продукт не установились неожиданно высокие цены. Набирает популярность, хотя еще и не применяется повсеместно (5%, FEMS, 2006), использование систем с переменной дозой внесения, основанных на ряде инструментов, включающих картирование почв или тестирование в процессе посева; целью данной методологии является повышение эффективности использования азота.

Большинство составов азотных удобрений, используемых в Канаде, основаны на аммиаке: 43% составляет мочевины, 17% - карбамидо-аммиачная смесь (КАС), 24% - газообразный или безводный аммиак, и небольшое количество сульфата аммония и фосфата аммония (Таблица 3.2). Эти удобрения имеют тенденцию к выбросам аммиака, особенно при чередующихся влажных/сухих условиях, что встречается часто. Форма азота с низкими выбросами, нитрат аммония, более дорогостоящая из-за затрат на перевозку и проблем безопасности и, соответственно, малопривлекательная для хозяйств, выращивающих культуры широкого посева. Есть данные, что большинство хозяйств в Канаде используют методы внесения с низкими выбросами (см. Таблица 3.2). В Западной Канаде хозяйства обычно вносят азотные удобрения в почву методом инъекции; так как дозы внесения азота обычно довольно малы (< 80 кг азота на гектар), удобрения могут вноситься сеялками в полосах, расположенных вместе или рядом с семенами на глубине 5 см от поверхности почвы; эта практика повышает эффективность использования азота за счет уменьшения выбросов и делает азот (а также любой вносимый фосфор) доступным для молодых растений, что положительно сказывается и на урожайности, и, что важно, на раннем созревании. Хотя подробных оценок выбросов аммиака от удобрений на основе мочевины, внесенных методом инъекции, не так много, имеются исчерпывающие сравнения с обладающим низкими выбросами нитратом аммония, показывающие, как правило, схожую эффективность использования азота, что косвенно подсказывает, что потенциальные выбросы сохраняются на низком уровне.

Таблица 3.2. Использование удобрений и методы их снесения в восточной и западной Канаде.

	Мочевина	КАС*	Безводный аммиак
Доля всех источников азота, %** (национальных)	43	17	24
Восточная Канада			
Разбрасывание	16	12	0
Полная заделка	60	49	0
Полная инъекция	25	39	100
Западная Канада			
Разбрасывание	6	7	0
Полная заделка	13	26	0
Полная инъекция	82	68	100

*КАС = карбамидо-аммиачная смесь

**Остальные азотосодержащие удобрения включают нитрат аммония, сульфат аммония, диаммонийфосфат, моноаммонийфосфат и нитрат калия.

Большая часть кормовых культур в Канаде используется в мясном скотоводстве, а пастбища, используемые в секторе с полным циклом производства, редко удобряются (средняя доза внесения азота во всех провинциях не превышает 16 кг га^{-1} ; Sheppard и др., 2009). Даже сено сеяных трав получает меньше 25 кг N га^{-1} по всему региону прерий. Бобовые, в особенности люцерна и клевер, высеваются на больших площадях и являются дешевым заменителем азотных удобрений, которые приходится разбрасывать по поверхности с потенциально высокими коэффициентами выбросов аммиака. В настоящее время наблюдается тенденция к большему использованию люцерны для увеличения несущей емкости пастбищ и продуктивности КРС. Эта тенденция может поддерживаться новыми сортами, которые являются явно более устойчивыми (McLeod и др., 2009) и снижают риск вздутия желудка (Coulman и др., 2000). Неизвестно, увеличит ли более высокое потребление люцерны выделение азота, что в свою очередь может привести к увеличению выбросов на пастбищах, но в соответствии с текущим представлением выбросы аммиака на пастбищах очень низкие, и должен больше беспокоить вопрос выбросов N_2O и выщелачивания NO_3 , чем повышенные выбросы аммиака (Руководящий Документ ЕЭК ООН, 2012). Тем не менее, выбросы аммиака из районов с интенсивным передвижением на низкопродуктивных пастбищах, используемых экстенсивно (Рисунок 3.6), не были достаточно изучены и на данный момент нуждаются в оценке (Sheppard and Bittman, 2011). Содержащие танин растения, такие как лядвенец рогатый и эспарцет, интересны для Канады с точки зрения снижения риска вздутия желудка, а также эти растения могут снизить выделение азота по сравнению с люцерной.



Рисунок 3.6. Зона с интенсивным передвижением животных рядом с водным источником на низкопродуктивном пастбище, используемом экстенсивно, в Саскачеване, Канада, Автор фотографии D.H. McCartney.

3.3.2 Требующие меньших издержек практики в животноводстве

Корма – это самая дорогая статья расходов в животноводстве, поэтому хозяйства имеют серьезную мотивацию к ограничению затрат, и это также касается управляемых поставками секторов в Канаде. Поэтому многофазовое кормление распространено во всех секторах, кроме мясного скотоводства. Хотя в этом секторе применяется менее строгое фазовое кормление, три четко различаемых подсектора, с полным производственным циклом, подготовительный к откорму и откормочный, используют разные стратегии кормления. В таблице 3.3 показано большое снижение концентрации сырого протеина (СП) при взрослении животных, что приводит к сокращению расходов на кормление, а в конечном счете и выбросов. Снижение расходов на кормление компенсирует необходимость организации дополнительной инфраструктуры. Интересно, что в птицеводческом секторе самое большое количество фаз и более высокое содержание протеина в кормах наблюдается в Тихоокеанском Приморском экорегионе, где корма наиболее дорогие из-за необходимости их доставки по железной дороге на дальние расстояния. Стоит отметить, что недавнее расширение использования зерновых отходов производства этанола в качестве дешевого корма для мясного КРС вызывает излишнее поступление протеина – дешевые корма не всегда обладают самым низким содержанием протеина. С другой стороны, богатые рационы (и улучшенная генетика) в молочном животноводстве значительно увеличили надои молока от каждой коровы, а уменьшение количества коров, хоть и с более низкой продолжительностью жизни, привело к значительному снижению общих выбросов от молочного сектора в Канаде. Текущая статистика, основанная на обзорах хозяйств по сырому протеину, показывает, что, за исключением случаев с бройлерами, хозяйства Канады могут немного снизить протеиновое кормление (Таблица 3.3). Однако содержание протеина в кормах для скота и птицы не известна точно, так как компании, производящие корма и поставляющие добавки, не раскрывают подробности их составов. Предусмотрительная компания может ввести в состав несколько повышенное количество протеина, чтобы обеспечить достижение минимальных уровней и не нести ответственность за низкую мясную, молочную или яичную производительность, особенно в случае, когда доступны дешевые источники протеина, такие как зерновые отходы производства спирта.

Таблица 3.3. Медиана количества фаз кормления по животноводческим секторам в Канаде, значения в скобках показывают разницу по экорегионам. Содержание сырого протеина (СП) (%) в первой и последней стадиях роста показаны в сравнении с Руководящим Документом Гетеборгского Протокола ЕЭК ООН от 2012 года.

	Фазы кормления	СП, Канада		СП, Руководящий Документ ЕЭК ООН	
		Начальная фаза	Конечная фаза	Начальная фаза	Конечная фаза
Бройлеры	3 (3,0-4,2)	22	18	20-22	18-20
Несушки	4 (2,7-4,6)	19	16	15,5-16,5	14,5-15,5
Индейки	6 (4,8-5,7)	28	17	24-27	14-17
Свиньи на откорме	4	19	15	15-17	14-15
Дойные коровы	56 ^a	17		15-16	12-14
Мясной КРС – (12-18 месяцев)	1	13		13-15	
Мясной КРС в конце откорма		13			

^a56% хозяйств имеют по крайней мере две группы кормления для дойных коров в фазе.

Многие производители птицы в США добавляют подстилку перед каждым циклом, но при этом чистят птичники и вносят свежую подстилку только после нескольких циклов (Soufal и др., 2006). Эта практика ведет к увеличению выбросов аммиака с 0.49-0.62 грамм на голову по сравнению с чисткой и внесением свежей подстилки после каждого цикла (Burns и др. 2007). В Канаде большинство птицеводческих хозяйств (95%) меняют подстилку и чистят птичники после каждой партии птиц, и это делается ради повышения качества воздуха и особенно снижения содержания аммиака в нем для улучшения здоровья и роста птиц (Sheppard и др., 2009b). Содержания аммиака внутри птичников можно более легко добиться в США с помощью усиленной вентиляции благодаря более высоким температурам окружающего воздуха и более низким расходам на отопление по сравнению с Канадой. В результате требующая меньших издержек смена подстилки приводит к более низким коэффициентам выбросов для бройлеров в Канаде, чем в США.

Широкое применение выпаса в очень большом секторе с полным производственным циклом имеет большое положительное значение для снижения выбросов аммиака в Канаде. Летом около 95% коров находятся на выпасе, и даже зимой более половины животных содержатся на пастбищах (Таблица 3.4). Недавняя важная хозяйственная инновация, которая уже довольно широко используется в прериях, состоит в зимнем кормлении на полях, когда коровы имеют доступ к злаковым культурам в валках, привезенным тюкам сена или, в более редких случаях, стоящей на корню (часто называемой зарезервированной) траве или кукурузе. Эти системы были быстро внедрены, так как они снижают затраты на работу с навозом, а в некоторых случаях и расходы на уборку и хранение урожая. Хотя оценка выбросов от таких площадок зимнего кормления не проводилась, есть свидетельства о заметном возврате выделенного азота в последующие урожаи, в отличие от низкого возврата азота из внесенного на поля навоза с

откормочных площадок (Jungnitsch и др., 2011). Эти результаты предполагают, что зимний выпас и содержание на полях уменьшают потери аммиака, но этому нужны прямые доказательства. В настоящее время КРС в заключительной стадии откорма редко находится на выпасе, однако отмечается потребительский интерес к животным, которых кормили травой, и особенно к животным, выращенным на подножном корму, из-за лучшего жирового состава. Выбросы кишечного метана от животных на выпасе в настоящее время вызывают большое беспокойство и привлекают большое международное внимание.

Таблица 3.4. Доля выпаса (остальное – содержание в помещениях) молочных коров (доля времени на выпасе) и мясных коров (доля животных). Зимний выпас молочных коров практически не используется.

	Лето	Зима
Молочные коровы (Период лактации) (% времени)	19	
Молочные коровы (сухостойные) (% времени)	45	
Мясные коровы (% животных)	90	41
Мясные бычки (% животных)	20	3

В Канаде небольшое количество хранилищ жидкого навоза имеют какие-либо искусственные покрытия, которые могут снизить потери аммиака (Таблица 3.5). Однако в отчетах обычно отмечается наличие корок на хранимом навозе молочного скота (70% хозяйств) (Sheppard и др., 2011a) и реже, на свином жидком навозе (36% хозяйств) (по неопубликованным данным). Хотя многие фермеры считают корки нежелательными из-за требуемого дополнительного перемешивания перед внесением, мало кто принимает меры для минимизации образования корок с помощью добавок или постоянного перемешивания. Небольшое число фермеров кладут солому поверх жидкого навоза. Хранилища твердого навоза редко накрываются, за исключением, например, прибрежного морского экорегиона, где птичий помет накрывают зимой из-за опасений по поводу вымывания, а не выбросов аммиака.

Таблица 3.5. Типы покрытий на хранилищах навоза в Канаде, % хозяйств.

	Корка	Солома	Искусственные	Без покрытия
Свиньи*	36	6,9	1,6	57
Молочный скот**	70	6,5	1,4	25

*Неопубликованные данные обзора хозяйств

**Sheppard и др. 2011a.

3.3.3

Сопутствующие экологические факторы

Хотя большинство хозяйств разбрасывают навоз, наблюдается заметное распространение технологий с низкими выбросами в нижнем течении реки Святого Лаврентия в Квебеке (ленточное внесение и неглубокая инъекция) и черноземных экорегионах (глубокая инъекция); в обоих случаях свиноводческие хозяйства более восприимчивы к этим технологиям, чем молочные хозяйства (Таблица 3.6). Основным стимулом для обоих типов хозяйств является вероятное ослабление неприятного запаха, хотя в обоих регионах навоз часто обвиняют в загрязнении поверхностных вод, поэтому уменьшение стоков, скорее всего, является дополнительным стимулом. Обнадёживает, что хозяйства внедряют технологии с низкими выбросами

как в управляемых поставками, так и в не управляемых поставками секторах при минимальной или отсутствии государственной поддержки в обоих случаях. Это показывает, что существующие технологии доступны и приемлемы для хозяйств. Более широкому внедрению технологий способствует увеличение размеров хозяйств и более широкое привлечение хозяйствами подрядчиков для внесения навоза.

Таблица 3.6. Технологии внесения жидкого навоза свиней и молочного скота и помета кур-несушек, в % от общего числа хозяйств. Значения в скобках показывают диапазоны по экорегионам.

	Куры- несушки	Свиньи	Молочный скот
Разбрасывание	88	59	76
Поверхностное ленточное внесение	2	8,9 (1,5-23)	5,8
Неглубокая инъекция	6	12	7,5
Глубокая инъекция	4	17 (1,3-32)	5,3
Орошение	0	0,02	0,03
Заделка в течение 24 часов		50*	

*50% хозяйств сообщают о заделке менее чем через 24 часа, но средний срок заделки составляет 2 дня.

Нужно отметить наличие противоречивых управленческих соображений. Считается, что при инъекции жидкого навоза высок риск вымывания питательных веществ и патогенов в осушенных почвах в южном Онтарио (Ball-Coelho и др., 2004). На самом деле, риск вымывания привел к практике разделения внесения навоза таким образом, чтобы второе внесение проводилось на поле с растущей кукурузой. Второе внесение осуществляется в более теплую погоду, что должно увеличивать выбросы, но частичную защиту от ветра и солнца должны обеспечивать растения кукурузы высотой 30-50 см.

Объем навоза для заделки в почву в Канаде ограничен, так как около 40% навоза вносится под многолетние фуражные культуры или на земли с минимальной обработкой (Таблица 3.7). Возможности для заделки навоза в Канаде уменьшаются, так как на все больших площадях посевных земель применяются технологии минимальной обработки почвы для снижения расхода топлива, увеличения содержания органического вещества в почве (углерод), уменьшения эрозии и сохранения влажности почвы. Оказывается, большое количество твердого навоза, поступающее от откормочных площадок, имеет относительно низкий потенциал по сохранению аммиака благодаря заделке, так как уровни общего аммиачного азота (TAN) в таком навозе очень низки (J. Scheanau, Университет Саскачевана, Саскатон, Саскачеван, из личного общения) из-за высоких уровней выбросов на откормочных площадках (McGinn и др., 2007).

Таблица 3.7. Доля типа использования земель, на которые вносится жидкий навоз из свиноводческих, молочных и яичных хозяйств, а также твердый навоз из мясных хозяйств.

	Жидкий навоз			Твердый навоз
	Несушки	Свиньи	Молочный скот	Мясной КРС (восток/запад)
Пахотные земли – Традиционная обработка	70	60	46	60/64
Пахотные земли – Минимальная обработка	16	19	7	9/17
Многолетние культуры	12	20	47	31/19

Другим усложняющим фактором для сохранения аммиака является то, что в некоторых частях страны жидкий навоз, и особенно жидкий навоз от молочного скота, вносится под люцерну, а не под траву, так как люцерна является доминирующей (экономящей азотные удобрения) фуражной культурой. Люцерна относительно невосприимчива к внесенному азоту, поэтому экономическая выгода от снижений выбросов низка, и существует более высокий риск вымывания азота при внесении навоза с низкими выбросами, если его поглощение люцерной невелико (Russelle and Jokela, 2013).

3.3.4 Сопутствующие эффекты

В последнее время Канада стала ведущим производителем зернобобовых культур, включая сухой горох, соевые бобы, чечевицу и турецкий горох, которые очень часто выращиваются в севообороте со злаковыми культурами для предотвращения болезней и получения максимальных урожаев.

Люцерна тоже часто выращивается в севообороте с пахотными культурами для получения концентрированных кормовых продуктов (например, пеллет) и кормов собственного производства. Влияние на аммиак состоит в том, что культуры, растущие после зернобобовых культур или люцерны получают очень мало или не получают совсем азотных удобрений. Молочные хозяйства становятся все крупнее, и наблюдается переход от привязного содержания к беспривязному (свободные стойла или загоны). Беспривязное содержание увеличивает потери аммиака из-за того, что на каждое животное приходится большая унавоженная площадь, а так как групповое кормление сложнее реализовать, оно имеет меньше стадий кормления.

Другая негативная тенденция в молочном животноводстве состоит в сокращении выпаса. С увеличением размера хозяйств молочные коровы редко выпускаются на пастбищные территории (Таблица 3.4). Преимущество частичного выпаса с точки зрения сокращений выбросов аммиака менее явно по сравнению с выпасом полный день, особенно если пол в коровниках не убирается быстро, чтобы сократить выбросы, пока коровы находятся вне помещений. Выпас все еще практикуется для сухостойных коров и телок на протяжении значительных периодов летом.

Другая тенденция, которая угрожает увеличением выбросов, - это компостирование навоза, которое обычно осуществляется, в первую очередь, чтобы уменьшить объем навоза для внесения на почву. Эта операция все еще является второстепенной, но на местах она становится все

более значимой. Еще одна современная тенденция внутрихозяйственной переработки навоза направлена на производство подстилки для КРС; этот процесс с большой вероятностью приводит к выбросам аммиака, когда отделенные твердые фракции высушиваются, но нет уверенности по данным измерений. Разделение навоза на твердую и жидкую фракции может снизить выбросы во время его внесения на почву (Bittman и др., 2011), но необходимо учитывать все возможные пути выбросов, включая хранение и внесение твердой фракции. Распространение установок для анаэробного сбраживания является еще одним фактором, влияющим на выбросы, но по текущим данным внесение сброженного органического осадка нейтрально с точки зрения выбросов (ни увеличивает, ни уменьшает выбросы по сравнению с обычным жидким навозом) (Chantigny и др., 2007).

3.4 Обсуждение и выводы

Эффект от снижения выбросов

На настоящий момент, по всей видимости, не существует четкого подхода к существенному снижению выбросов аммиака на национальном уровне. Отсутствуют доминирующие источники выбросов аммиака, так что был бы необходим целый ряд мер для достижения значимого влияния на выбросы. Например, снижение содержания протеина в корме с 17% до 16% сократило бы общие выбросы аммиака от молочного сектора всего на 4% (Sheppard и др., 2011a; 2011b). Аналогичное снижение содержания протеина с 13% до 12% в кормах для мясного КРС на заключительной стадии откорма снизило бы выбросы на 7% в фидлотах, но только на 2-3% для сектора мясного КРС в целом. Аналогичным образом, при изменении соотношения между разбрасыванием и инъекцией с 82:14 на 14:82, то выбросы уменьшатся лишь на 13%. Причиной этих относительно скромных результатов снижения выбросов является большое количество путей для потерь на каждом уровне, включая содержание и выпас животных, хранение и внесение навоза, и, соответственно, требуется большое количество мер, которые должны применяться совместно. Также эффект снижения ослабляется из-за того, что аммиак, сохраненный на любой стадии в цепи обращения с навозом, либо является остатком от потерь на более ранних стадиях, либо его ожидают потери на более поздних стадиях.

Лишь выходящие за стандартные рамки изменений в хозяйственных практиках влияли и будут влиять на выбросы, независимо от того, ставилась такая цель или нет, и не всегда это влияние происходит в желаемую сторону. К подобным изменениям в сельском хозяйстве Канады относятся переход к минимальной обработке почв (что дает негативный эффект в плане снижения выбросов аммиака), увеличенное производство зернобобовых культур (положительно для снижения), фазовое кормление и специальные аминокислотные добавки (положительно для снижения), использование ионофорных антибиотиков (положительно для снижения) и параллельного внесения удобрений при посеве (положительно для снижения), увеличенный зимний выпас мясных коров (положительно для снижения) и переход к беспривязной системе содержания молочного скота (отрицательно для снижения). К прямым мерам, которые в совокупности при условии широкого применения оказали бы самое большое влияние на выбросы в Канаде, можно отнести более широкое использование аппликаторов для навоза с низкими выбросами, рационов со сниженным содержанием протеина и меньшее количество потребляемого в хозяйствах

азота, к чему может подтолкнуть всеобщее внедрение расчета азотного баланса. Последнее должно способствовать более частому тестированию почв, большому количеству производимых внутри хозяйств кормов, тестированию кормов и лучшему использованию навоза с точки зрения доз, времени и методов внесения, иными словами – к комплексному подходу, разработанному для определенного хозяйства. Но хотя значительное снижение общих годовых выбросов могло бы показаться пугающим, стратегического сокращения, чтобы предотвратить такие последствия выбросов, как плохое качество воздуха, достичь проще. Так, например, можно было бы реализовать политику, которая будет препятствовать внесению навоза в периоды наибольшего риска ухудшения видимости, как поздним летом в долине реки Фрейзер в Британской Колумбии (см. Рисунок 3.2). Также может оказаться возможным отложить внесения навоза и других мероприятий, сопряженных с выбросами, в периоды, когда наблюдается большая циркуляция воздуха.

Однако эта проблема сложная, так как влияние выбросов аммиака на формирование ТЧ меняется от сезона к сезону. Парадоксально, но часто именно в периоды самых низких выбросов, например, зимой, эффект от снижения будет наибольшим, так в эти периоды именно аммиак является лимитирующим фактором в формировании ТЧ (Li и др., 2010). В периоды, когда выбросы высоки, и в атмосфере присутствует чрезмерное количество аммиака, требуются большие снижения для какого-либо эффекта. В этих случаях меньшие снижения выбросов SO_x и NO_x могут оказать большее влияние на формирование ТЧ. Однако зимой основным источником выбросов являются здания, и в зданиях с активно работающей вентиляцией для выращивания птицы и свиней могут быть задействованы аммиачные скрубберы или другие устройства.

Выводы

Являясь большой страной с крупной сельскохозяйственной отраслью, Канада выделяет больше аммиака, чем Великобритания, но меньше, чем Франция или Германия. В Канаде значительная доля выбросов происходит от внесения удобрений и навоза на почву. В настоящее время потенциал по снижению выбросов от внесения твердого навоза ограничен, так как большая часть этого навоза происходит от мясного скота и этот навоз уже имеет низкое содержание общего аммиачного азота, а заделка часто невозможна, если навоз вносится под многолетние фуражные культуры или практикуется минимальная обработка почв. В Канаде есть большой потенциал по улучшению использования жидкого навоза с помощью улучшенных методов внесения. Хотя появление нормативно-правовых актов и поощрений является маловероятным для большинства областей, расширение привлечения подрядчиков по внесению навоза и растущая склонность различных секторов к поднятию своего общественного имиджа могут привести к более высокой степени принятия, и весь этот процесс мог бы получить дополнительный толчок, если бы хозяйствам настоятельно рекомендовали учитывать все свои вводы и выносы с помощью планов по управлению балансом питательных веществ.

С точки зрения научных исследований наибольшего внимания требует сектор мясного скотоводства, и в плане содержания, и в плане выпаса животных. Необходимо изучить большие потери азота из навоза с откормочных площадок и решить эту проблему с помощью новых технологий, разработанных для снижения этих потерь. Недавнее активное

внедрение зимнего кормления коров на полях кажется отличным шагом на пути к снижению выбросов, но здесь нужна дополнительная проверка. Несомненно, что улучшенное кормление ради снижения выделения было бы полезным во всех секторах. Рационы сельскохозяйственных животных формируются отраслевыми диетологами с целью сохранения равновесия между выгодами для поставщиков кормов и клиентов- фермеров. Возможно, лучших результатов можно было бы достичь, если бы корма были также сбалансированы для минимальных выделений, особенно, если бы это не сказалось на их стоимости. Усиленное внимание к аммиаку со стороны Агентства по охране окружающей среды США и недавнее завершение проекта по изучению и мониторингу национальных атмосферных выбросов (NAEMS) могут помочь сформулировать новые руководящие принципы по аммиаку, которые затронут и Канаду.

3.5

Литература

Ayres, J., Bittman, S., Girdhar, S., Sheppard, S., Niemi, D., Ratté, D. and Smith, P. (2010). Источники выбросов аммиака. – Sources of ammonia emissions. In: The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia. pp. 77-91. Environment Canada, Gatineau, QC.

Baar, E. (1996). Экономические инструменты и контроль над вторичными загрязнителями в нижней части долины реки Фрейзер. – Economic instruments and control of secondary pollutants in the Lower Fraser Valley. Pp. 95-131 In: A. Scott, J. Bridger Robinson, and D.S. Cohen (Eds.) Managing Natural Resources in British Columbia: Markets, Regulations, and Sustainable Development. UBC Press, Vancouver.

Ball-Coelho, B.R., Roy, R.C. and Bruin, A.J. (2004). Вымывание нитратов под влиянием жидкого свиного навоза и выращивания покровных культур на песчаных почвах юго-западного Онтарио. – Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of southwestern Ontario. Can. J. Soil Sci. 84, 187–197.

Barthelmie, R.J. and Pryor, S.C. (1998). Последствия выбросов аммиака для формирования мелких мелкодисперсных аэрозолей и снижения видимости на примере нижней части долины реки Фрейзер, Британская Колумбия. – Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment - a case study of the Lower Fraser Valley, British Columbia. Atmospheric Environment 32, 345-352.

Bittman, S., Hunt, D.E., Kowalenko, C.G., Chantigny, M.H., Buckley, K. and Bounaix, F. (2011). Удаление твердой фракции улучшает восприимчивость травы к поверхностно-внесенному ленточным способом жидкому навозу молочного скота: многолетнее исследование. – Removing solids improves response of grass to surface-banded dairy manure slurry: a multi-year study. J. Env. Quality 40, 393-401.

Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A. III, Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R.V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C. Jr, Whitsel, L., Kaufman, J.D. (2010). Загрязнение воздуха твердыми частицами и сердечно-сосудистые заболевания: дополнение к научному докладу Американской ассоциации кардиологов. – Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the

scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121, 2331-2378.

Brydges, T.G. and Summers, P.W. (1989). Потенциал подкисления атмосферных осаданий в Канаде. – The acidifying potential of atmospheric deposition in Canada. *Water Air and Soil Pollution* 43, 249-263.

Burns, R.T., Xin, H., Gates, R.S., Li, H., Overhults, D.G., Moody, L. and Earnest, J.W. (2007). Выбросы аммиака из систем выращивания бройлеров в юго-восточных штатах США. – Ammonia emissions from poultry broiler systems in the southeastern United States. *Proceedings of the International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture*, 15-19 September. St. Joseph, MI: ASABE.

Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D. and Côté, D. (2007). Газообразные выбросы азота и усвоение азота фуражными культурами на почвах, удобренных свежим и обработанным свиным навозом. – Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *J. Environ. Qual.* 36, 1864-1872.

Coufal, C.D., Chavez, C., Niemeyer, P.R. and Carey, J.B. (2006). Эффект послыйного покрытия подстилкой помета бройлеров перед запуском каждой новой партии на производство помета, его характеристики и массовый баланс азота. – Effects of top-dressing recycled broiler litter on litter production, litter characteristics, and nitrogen mass balance. *Poultry Sci.* 85, 392-397.

Coulman, B., Goplen, B., Majak, W., McAllister, T., Cheng, K.-J., Berg, B., Hall, J., McCartney, D. and Acharya, S. (2000). Обзор выведения сорта люцерны, вызывающего уменьшенное вздутие желудка. – A review of the development of a bloat-reduced alfalfa cultivar. *Can. J. Plant Sci.* 80, 487-491.

Environment Canada (2010). Канадская атмосферная оценка сельскохозяйственного аммиака от 2008 года. – The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia. 295pp. Environment Canada, Gatineau, QC.

Jungnitsch, P.F., Schoenau, J.J., Lardner, H.A., Jefferson, P.G. (2011). Зимнее кормление мясного скота в западных прериях Канады: Влияние на почвенный азот и фосforoобмен и рост фуражных культур. – Winter feeding beef cattle on the western Canadian prairies: Impacts on soil nitrogen and phosphorus cycling and forage growth. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 143-152.

Li, S.-M., Vet, R., Liggio, J., Makar, P., Hayden, K., Staebler, R., Chan, E., Shaw, M. (2010). Чувствительность твердых частиц к аммиаку в ведущих сельскохозяйственных регионах Канады. – Sensitivity of particulate matter to AMMONIA in major agricultural regions in Canada. In: *The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia*. pp. 149 -183 Environment Canada, Gatineau, QC.

McGinn, S.M., Flesch, T.K., Crenna, B.P., Beauchemin, K.A., Coates, T. (2007). Расчет выбросов аммиака от откормочных площадок для КРС с помощью дисперсионной модели. – Quantifying Ammonia Emissions from a Cattle Feedlot using a Dispersion Model. *J. Env. Quality* 36, 1585-1590.

McLeod, J.G., Muri, R., Jefferson, P.G., Bittman, S. and McCartney, D. (2009). Люцерна серповидная. – Yellowhead alfalfa. Can. J. Plant Sci. 89, 653-655.

McNeill, R. and Roberge, A. (2000). Влияние оптического качества воздуха на доходы от туризма в Большом Ванкувере и нижней части долины реки Фрейзер. – The Impact of Visual Air Quality on Tourism Revenues in Greater Vancouver and the Lower Fraser Valley. GBEI report number EC/GB-00-028 www.clearairbc.ca/visibility/Documents/VisibiltyTourism-McNeill.pdf (Validated April 4, 2013).

Russelle, M. and Jokela, W. (2013). Внесение навоза под люцерну. – Manure on alfalfa. In: S. Bittman and D.E. Hunt (eds.) Cool Forages: Advanced management of temperate forages. Pacific Field Corn Association.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2010). Аммиак. – Ammonia. Pp 118-125. In: Eilers W. и др. (eds) Environmental Sustainability of Canadian Agriculture Agrienvironmental Indicator Report Series -Report #3, Agriculture and AgriFood Canada. Ottawa, Ont.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2011). Обзор хозяйств, используемый для направления оценок потребления азота и выбросов аммиака для мясного КРС, включая выпас в начале сезона и пиосферные эффекты. – Farm survey used to guide estimates of nitrogen intake and ammonia emissions for beef cattle, including early season grazing and piosphere effects. Anim. Feed Sci. Technol. 166-167, 688-698.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2012). Влияние сельскохозяйственных приемов на выбросы NH_3 от мясного КРС. – Farm practices as they affect NH_3 emissions from beef cattle. Can. J. Animal Sci. 92, 525-543.

Sheppard, S.C. and Bittman, S. (2013). Расчетное чистое внесение аммонийного и органического азота из навоза и потенциал снижения потерь аммиака в Канаде. – Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada. Agriculture, Ecosystems and Environment 171, 90-102.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Beaulieu, M. and Sheppard, M.I. (2009a). Разница в кормлении и управлении азотом навоза в зависимости от экорегиона и размера хозяйств: 1) Методы и результаты обзора для птицы. – Ecoregion and farm size differences in feed and manure nitrogen management: 1) Survey methods and results for poultry. Can. J. Animal Sci. 89, 1-19.

Sheppard, S.C., Bittman, S. and Tait, J. (2009b). Помесячные выбросы NH_3 от птицы в 12 экорегионах Канады. – Monthly NH_3 emissions from poultry in 12 Ecoregions of Canada. Can. J. Animal Sci. 89, 21-35.

Sheppard, S.C., Bittman, S., and Bruulsema, T.W. (2010a). Помесячные выбросы аммиака от удобрений в 12 экорегионах Канады. – Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian Ecoregions. Can. J. Soil Sci. 90, 113-127.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.-L. and Tait J. (2010b). Обзор хозяйственных практик и моделирование для оценки месячных выбросов NH_3 от свиноводства в 12 экорегионах Канады. – Farm practices survey and

modeling to estimate monthly NH_3 emissions from swine production in 12 Ecoregions of Canada. Can. J. Animal Sci. 90, 145-158.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L., Beaulieu, M. and Sheppard M.I. (2011a). Разница в кормлении молочного скота и управлении азотом навоза в зависимости от экорегiona и размера хозяйств: обзор. – Ecoregion and farm size differences in dairy feed and manure nitrogen management: a survey. Can. J. Animal Sci. 91, 459-473.

Sheppard, S.C., Bittman, S., Swift, M.L. and Tait, J. (2011b.) Моделирование помесечных выбросов NH_3 от молочного скота в 12 экорегionaх Канады. – Modelling monthly NH_3 emissions from dairy in 12 Ecoregions of Canada. Can. J. Animal Sci. 91, 649-661.

Vet, R., Li, S-M., Beaney, G., Friesen, K. Vingarzan, R., Jones, K., Belzer, W., Chan, E., Dann, T., Hayden, K., Ho, A., Iqbal, S., Leithead, A., Liggio, J., Makar, P., Narayan, J., Qiu, W., Ro, C-U. Shaw, M. and Sukloff B. (2010). Характеристика окружающего аммиака, твердых частиц и региональные осаждения по районам Канады. – Characterization of ambient ammonia, PM and regional deposition across Canada. In: The 2008 Canadian Atmospheric Assessment of Agricultural Ammonia. pp. 93-147. Environment Canada, Gatineau, QC.

Webb, J., Misselbrook, T.H. (2004). Модель массового расхода для выбросов аммиака от животноводства Великобритании. – A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. Atmospheric Environment 38, 2163–2176.

4 Выбросы аммиака в Чешской Республике

Мартин Дедина¹, Микаэла Буднакова², Павел Чермак³

¹Научно-исследовательский институт сельскохозяйственной инженерии,
Дрновска 507, Прага 6

²Министерство сельского хозяйства Чешской Республики, Теснов 17, Прага 1

³Научно-исследовательский институт сельскохозяйственных культур,
Дрновска 507, Прага 6

E-mail: martin.dedina@vuzt.cz

Аннотация

С 2000 по 2002 годы в Чехии было принято несколько постановлений по охране атмосферного воздуха и комплексному предотвращению и контролю загрязнений. Под Директиву о комплексном предотвращении и контроле загрязнений (IPCC) попадают 422 хозяйства с интенсивным производством продукции свиноводства и птицеводства. Эти хозяйства обязаны получить комплексное природоохранное разрешение на работу при условии использования наилучших доступных технологий (НДТ). В данном исследовании произведена оценка используемых систем НДТ для содержания свиней и птицы и хранения навоза. Период с 1990 по 2010 годы в Чехии ознаменовался сокращением общего поголовья скота, которое сопровождалось пропорциональным снижением выбросов аммиака. За последние 20 лет выбросы аммиака в Чехии сократились более чем на 60%.

4.1 Общая информация по стране

Чешская Республика ратифицировала Гетеборгский Протокол в 1999 году (CLRTAP, 1999). С этого момента в чешском сельском хозяйстве начали уделять большое и серьезное внимание внедрению технологий по снижению выбросов аммиака для того, чтобы выполнить требования Приложения IX Гетеборгского Протокола. С выходом Указа 86/2002 об охране атмосферного воздуха закончилось обновление законодательной базы в этой области, длившееся с 2000 по 2002 годы. Постановление № 353/2002 по исполнению Закона об охране атмосферного воздуха включает в себя некоторые принципы Приложения IX Гетеборгского Протокола, которое связано с сельскохозяйственными источниками загрязнений. В том же 2002 году принятием закона № 76 от 2002 г. в законодательство Чехии была введена Директива 96/61 Еврокомиссии о комплексном предотвращении и контроле загрязнений. Эти законы готовились параллельно, но в соответствии с принципами Гетеборгского Протокола.

Сельское хозяйство Чехии характеризуется большим количеством сверхкрупных предприятий с интенсивным разведением птицы, свиней или крупного рогатого скота. 422 предприятия попадают под действие Директивы IPPC (Таблица 4.1) (Dědina, M. и Jelinek, 2012). Директива 96/61/ЕС о комплексном предотвращении и контроле загрязнений, как и Приложение IX Протокола, рассматривает сверхкрупные предприятия, на более чем 2000 мест для выращивания свиней весом более 30 кг, или более 750 свиноматок, или 40000 мест для птицы. По имеющейся информации Министерства сельского хозяйства Чехии примерно 89% кур-несушек, 86% бройлеров, 32% свиней на откорме и 32% свиноматок содержатся на

предприятиях, подпадающих под действие Директивы ИРРС. В то же время по данным Евростата около 35% общего поголовья свиней и около 85% общего поголовья птицы содержатся на таких предприятиях, т.е. данные из этих источников согласуются друг с другом.

Таблица 4.1. Количество свиноводческих и птицеводческих хозяйств, подпадающих под Директиву ИРРС.

Категория в соответствии с Приложением 1 Директивы ИРРС	Общее количество предприятий	Категория выращиваемых животных	Общая предполагаемый объем всех предприятий под директивой ИРРС (количество скотомест)
Предприятия, рассчитанные более чем на 40000 голов птицы	153	Бройлеры	19922883
	59	Взрослые/молодые куры-несушки	6138392/4111980
	18	Куры родительского стада	1261614
	2	Индейки	33600
	1	Утки	30000
Всего	233		
Предприятия, рассчитанные более чем на 2000 мест для откорма свиней весом более 30 кг или более чем на 750 свиноматок		Свиньи на откорме	844786
	189	Свиноматки	147402
Всего	189		

На рисунке (Рисунок 4.1) представлена динамика изменения поголовья сельскохозяйственных животных в Чехии с 1990 по 2010 год. За исключением птицы и овец общее поголовье животных снижалось с 1990 года по разным причинам. Одной из многих причин стала либерализация торговли вместе с увеличившимся объемом импорта говядины и свинины. Другой причиной стало изменение в структуре потребления мяса вместе с предпочтением, которое потребители отдают мясу птицы по сравнению со свининой.

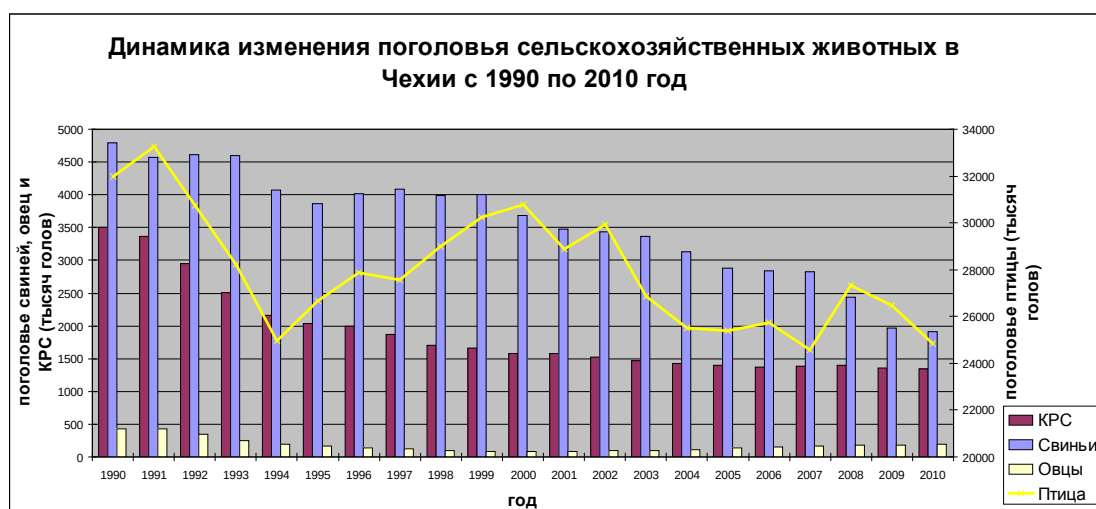


Рисунок 4.1. Динамика изменения поголовья сельскохозяйственных животных в Чехии с 1990 по 2010 год.

На рисунке (Рисунок 4.2) представлено распределение сельскохозяйственных животных и «горячие точки» выбросов аммиака в сельском хозяйстве Чехии.

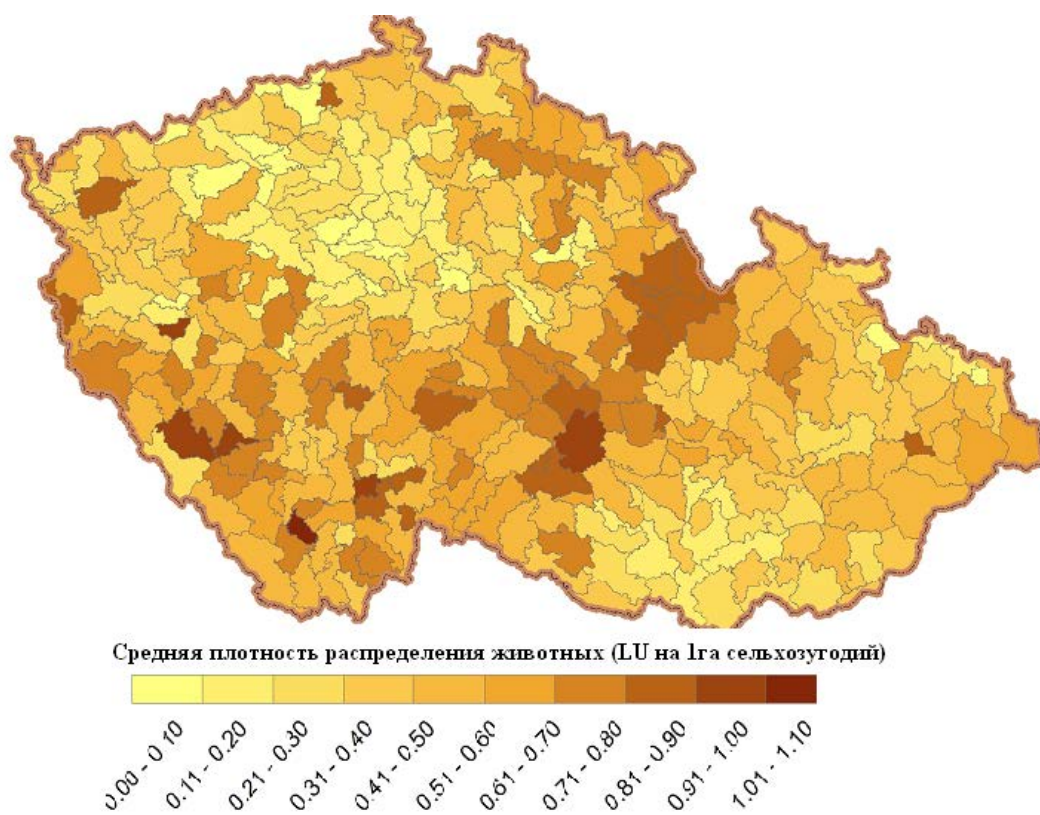


Рисунок 4.2. Распределение животных в сельском хозяйстве Чехии.

Изменения выбросов аммиака в Чехии

По приблизительным оценкам 80-95% общих выбросов аммиака в Европе приходится на процессы сельскохозяйственного производства. При этом доля выбросов от экскрементов животных составляет более 80% от общих выбросов аммиака, а доля выбросов от внесения удобрений – менее 20% от общих выбросов (Aarnink, A. 1997). Для государственного учета выбросов аммиака из животноводства в Чехии используется самый простой метод, предусмотренный Руководством по инвентаризации выбросов ЕМЕР/CORINAIR. Каждая категория животных умножается на национальный коэффициент выбросов. Данные о количестве животных берутся из ежегодной сельскохозяйственной переписи. Национальные коэффициенты выбросов для Чехии представлены в таблице (Таблица 4.2) (Постановление № 353/2002 Закона об охране атмосферного воздуха). Эти коэффициенты выбросов используются уже с 2002 года и, возможно, нуждаются в пересмотре в будущем.

Таблица 4.2. Коэффициенты выбросов аммиака для Чехии.

Категория животных	Коэффициент выбросов (кг NH ₃ /голову/год)			
	Содержание	Хранение	Внесение	Общие выбросы
КРС				
Твердый навоз				
Молочный скот	10	2,5	12	24,5
Нетели, быки, телята	6	1,7	6	13,7
Жидкий навоз				
Молочный скот	10	2,5	12	24,5
Нетели, быки, телята	5,5	2,5	5	13
Овцы и козы	0,3	0,03	0,1	0,43
Свиньи				
Поросята	2	2	2,5	6,5
Свиноматки	4,3	2,8	4,8	11,9
Супоросные свиноматки	7,6	4,1	8	19,7
Свиньи на откорме	3,2	2	3,1	8,3
Кролики				
Кролики на откорме	0,45	0,02	0,5	0,97
Самки кроликов	0,8	0,01	0,9	1,71
Птица				
Куры-несушки	0,12	0,02	0,13	0,27
Бройлеры	0,1	0,01	0,1	0,21
Утки и гуси	0,35	0,03	0,35	0,73
Индейки	0,35	0,03	0,35	0,73
Лошади	2,9	0,9	2,2	6,0

Вместе с сокращением поголовья сельскохозяйственных животных в Чехии снижались и выбросы аммиака. Динамика изменения выбросов аммиака с 1990 по 2009 год представлена на рисунке (Рисунок 4.3). Значения выбросов до 2002 года были пересчитаны с использованием национальных коэффициентов выбросов, утвержденных в законодательстве Чехии в 2002 году (Jelinek, и др., 2003).



Рисунок 4.3. Динамика изменения выбросов аммиака в сельском хозяйстве Чехии с 1990 по 2009 год.

4.2 Успешные мероприятия по выполнению положений Приложения IX Протокола

Как уже было сказано, все свиноводческие и птицеводческие хозяйства, подпадающие под действие Директивы IPPC / Приложения IX Протокола, в соответствии с законодательством Европейского Союза обязаны принимать все меры по предотвращению выбросов аммиака. Эти хозяйства должны применять только Наилучшие Доступные Технологии (НДТ), и каждый управляющий хозяйством также обязан получить комплексное природоохранное разрешение на работу. Такие разрешения выдаются местными органами власти и содержат ряд обязательных требований по охране окружающей среды. Эта практика позволяет снизить выбросы аммиака в атмосферу из животноводческих помещений как минимум на 20%.

Для ферм КРС в законодательстве Чехии по охране воздушной среды тоже предусмотрены меры по снижению выбросов аммиака. Эти меры соответствуют положениям Руководящего документа (ECE/EV.AIR/WG.5/2007/13) и в первую очередь относятся к хранению жидкого навоза и методам снижения выбросов при внесении навоза. Кроме этого, в соответствии с законодательством Чехии по использованию удобрений, заделка всего вносимого на поля жидкого навоза должна производиться в течение 24 часов после внесения, независимо от размера хозяйства. Данная мера позволяет снизить выбросы аммиака как минимум на 30%.

В 2011 году была проведена специальная оценка всех комплексных разрешений, направленная на сравнение используемых технологий содержания животных, хранения навоза и его внесения на поля с тем, что указано в действующем Справочнике по Наилучшим Доступным Технологиям (BREF) для интенсивного свиноводства и птицеводства. После оценки всех 422 хозяйств, подпадающих под действие Директивы IPPC, были получены следующие результаты.

Все бройлеры в Чехии содержатся в хорошо изолированных помещениях с механической вентиляцией, с полностью покрытым подстилкой полом и герметичными поилками. Примерно 90% кур-несушек содержатся в системах с улучшенными клетками. Остальные куры содержатся в системах без клеток. В таблице (Таблица 4.3) показаны крупные системы НДТ, представленные в Справочнике BREF и используемые при содержании свиней в Чехии.

Таблица 4.3. Доля систем НДТ для содержания свиней в Чехии.

Система содержания	Снижение выбросов NH ₃ (%)	Доля хозяйств, использующих НДТ (%)	Общая предполагаемая мощность с использованием НДТ (скотомест)
Частично щелевой пол с уменьшенным навозным каналом	20–33	45	370438
Частично щелевой пол с вакуумной системой для частого удаления жидкого навоза	27	32	271857
Частично щелевой пол с механической системой навозоудаления под ним	40	22	188031

Все категории свиней, свиноматок и птицы получают рационы в соответствии с фазой их развития, содержащие такие аминокислоты, как лизин, метионин, треонин и триптофан. 91% птицеводческих хозяйств применяют кормовые добавки для уменьшения выбросов аммиака. При выращивании свиней и свиноматок кормовые добавки применяются реже – всего на 75% хозяйств.

Информация по использованию систем НДТ для хранения твердого и жидкого навоза представлена в таблице (Таблица 4.4). В Чехии большая часть навоза передается сторонним организациям для внесения на поля.

Таблица 4.4. Использование систем НДТ для хранения твердого и жидкого навоза.

Категория животных	Доля используемого способа (%)	Способ обращения с навозом
Бройлеры	90	Передача сторонней организации
	10	Анаэробная ферментация в бурте
Куры-несушки	89	Передача сторонней организации
	9	Анаэробная ферментация в бурте
	2	Хранение под клетками
	61	Эталонная система: Хранение жидкого навоза в открытых бетонных и стальных емкостях
Свиньи и свиноматки		Хранение жидкого навоза в бетонных и стальных емкостях с образованием естественной корки
	20	Хранение жидкого навоза в бетонных и стальных емкостях с образованием естественной корки
	7	Хранение жидкого навоза в бетонных и стальных емкостях с навесом или под крышей
	5	Обработка жидкого навоза специальными добавками
	3	Анаэробная ферментация в бурте
	4	Производство биогаза

4.3 Имеющиеся и требующие решения проблемы

Проблемы, возникшие в прошлом, и их решение

Раньше было две основных проблемы: во-первых, стоимость мер по снижению выбросов и, во-вторых, отсутствие относительно дешевых мер по снижению выбросов аммиака. Не было никакого опыта применения каких-либо подобных мер. На первый взгляд стоимость внедрения любой из мер казалась слишком высокой. Для решения этой проблемы был выбран следующий подход. Сначала было проведено предварительное исследование используемых технологий, в ходе которого выяснилось, что многие меры по снижению выбросов уже применялись на сельскохозяйственных предприятиях, т.е. первоначальная оценка стоимости внедрения этих мероприятий могла быть снижена. Более того, после вступления Чехии в состав Евросоюза, некоторые европейские фонды были использованы для поддержки реконструкции и модернизации чешского сельского хозяйства. Решением второй проблемы стало применение в сельскохозяйственной практике добавок для кормов и жидкого навоза. При этом кормовые добавки зарекомендовали себя как мера, дающая немедленный результат с точки зрения снижения выбросов аммиака (Jelinek, и др., 2007), и их можно было начать использовать без привлечения инвестиций. Также эти добавки позволили многим хозяйствам повысить эффективность своего производства.

Проблемы, нуждающиеся в решении в будущем

Руководство по инвентаризации выбросов ЕМЕР/ЕЕА, как и другие руководства, не предлагает простую методологию для учета мер по снижению выбросов в расчетах. Поэтому в случае Чехии, вероятно, возникнет необходимость в выработке собственного подхода для учета эффекта от мер по снижению выбросов аммиака, или останется вариант с внедрением других, более детализированных подходов или методологий. Также Чехии понадобится улучшить процесс сбора статистических данных и наладить взаимосвязи между базами данных.

В последнее время в Чехии появились возможности для финансирования новых мероприятий, ориентированных на внедрение современных технологий по снижению выбросов, таких как использование биоскруберов.

Будущие исследования и разработки

В будущем исследования, связанные с выбросами аммиака, будут направлены на разработку или широкое распространение технологий, использующих информационные технологии, например, GPS в точном земледелии, для снижения доз внесения азота.

Благодарность

Это исследование было выполнено при поддержке Министерства сельского хозяйства Чешской Республики в рамках проекта MZE 0002703102.

4.4 Литература

Aarnink, A. (1997). Выбросы аммиака из строений для выращивания свиней в зависимости от конструкции секций, микроклимата и поведения животных. - Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behavior. PhD Thesis, Agricultural University Wageningen, Wageningen, The Netherlands, 175 pp, ISBN 90-5485-662-9.

CLRTAP (1999). Протокол к Конвенции от 1979 года о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния: Гетеборгский Протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном: Приложение II: Потолочные значения выбросов. - Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution: Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground level Ozone: Annex II: Emission Ceilings. United Nation's Economic Commission for Europe (UN/ECE), Gothenburg, Sweden, p 2, [online]. 1999, [cit. 2004-01-20].

Dědina, M., Jelínek, A. (2012). Исследование по оценке сельскохозяйственных строений, подпадающих под Директиву IPPC. - Evaluation study of agricultural installation under IPPC Directive. VUZT Praha 2012, 65 p. (in Czech).

Jelínek, A., Dědina, M., Plíva, P. (2003). Выбросы аммиака от интенсивного животноводства. Development of ammonia emissions from intensive livestock farming in 2010. Annual Report 2002. VUZT Praha 2003. p. 45–50, ISBN 80-903271-2-5 (in Czech).

Jelinek, A., Dedina, M., Dolejs, J. (2007). Исследование использование добавок к кормам и навозу для уменьшения выбросов аммиака и парниковых газов в животноводстве. - Research of feed and manure additives utilization for ammonia and greenhouse gases emissions abatement in livestock breeding. In: Gert Jan Monteny and Eberhard Hartung (Eds), Ammonia Emissions in Agriculture. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands, 108-109 pp, ISBN 978-90-8686-029-6.

Постановление № 353/2002 Закона об охране атмосферного воздуха. - Regulation no 353/2002 of the Law on the air protection, 2002. Sbírka zákonů ČR, částka 127. Ministerstvo vnitra ČR, Praha. 7408-7455 pp. (in Czech).

5 Выбросы аммиака в Дании

Рикке Албректсен и Стен Гюлденкер
Факультет Наук об Окружающей Среде, Университет в Орхусе,
Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde, Дания
E-mail: rial@dmu.dk

Аннотация

Дания сократила выбросы аммиака на 39% относительно 1985 года, несмотря на увеличение поголовья свиней на 40% и при неизменном уровне производства молока. Это снижение произошло благодаря целому ряду причин, наиболее важными из которых были высокий уровень образования у фермеров; независимая консультационная служба, принадлежащая фермерам; эффективное и быстрое применение результатов исследований на практике; быстрое развитие структуры сельского хозяйства, которое привело к замещению небольших ферм с маленькими бюджетами современными сельскохозяйственными комплексами с высокотехнологичными строениями, отличающимися малыми выбросами. Дополнительный эффект оказала постановка высоких экологических целей, введение жестких правил и штрафов за нарушение этих правил.

5.1 Общая информация по стране

Основная часть (96%) выбросов аммиака (NH_3) в Дании приходится на сельское хозяйство. Источниками остальных 4% выбросов являются автотранспорт и промышленное производство. На рисунке (Рисунок 5.1) отображена динамика и распределение источников выбросов NH_3 в сельском хозяйстве. В 2010 году основным источником сельскохозяйственных выбросов аммиака были системы обращения с навозом - 84% выбросов, 3% выбросов - выпас животных, 5% - внесение минеральных удобрений, 8% - выращиваемые сельскохозяйственные культуры. Выбросы при обработке соломы аммиаком, при сжигании пожнивных остатков на полях и при использовании в качестве удобрения осадка сточных вод составили не больше 1%. Наибольшие значения выбросов NH_3 были зарегистрированы в Южной и Северной Ютландии, где сосредоточено наиболее интенсивное животноводство. Максимальные дозы внесения навоза – 170 кг N на 1 гектар для навоза КРС и других видов навоза, и 140 кг N на 1 гектар для свиного навоза. Хозяйства договариваются с другими хозяйствами, если у них не хватает своих земель для внесения навоза.

Выбросы аммиака в сельском хозяйстве с 1985 по 2010 год сократились с 116,78 тыс. тонн до 71,76 тыс. тонн, или на 39%, несмотря на увеличение производства свинины на 40% и тот же самый выход азота от КРС. Значительного снижения выбросов NH_3 удалось добиться благодаря активной государственной политике в области охраны окружающей среды в целом. Что касается свиноводства, заметную роль сыграло очень большое повышение степени использования азота в кормах для свиней благодаря серьезным генетическим улучшениям, стратегиям кормления и интенсивному использованию синтетических аминокислот. Все вместе это позволило снизить выделение азота в расчете на одну выращенную свинью примерно на 40% с 1985 года.

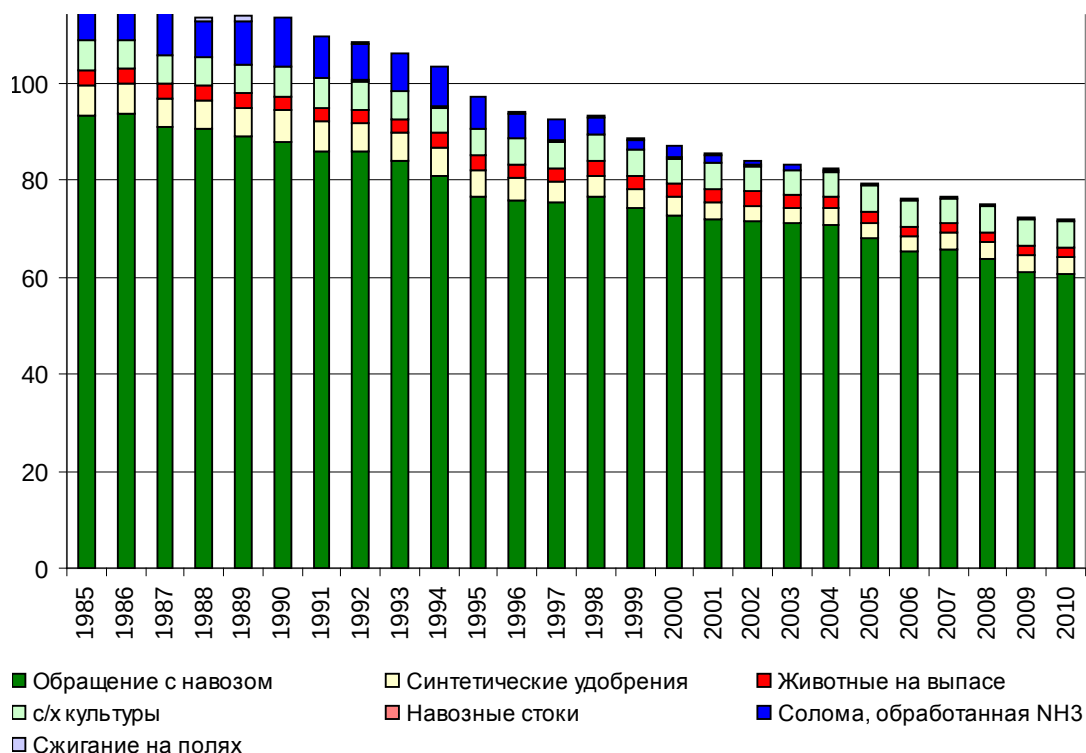


Рисунок 5.1. Выбросы NH₃ в сельском хозяйстве в 1985-2010 годах.

Целый ряд мер был введен различными планами мероприятий по предотвращению потерь азота в сельском хозяйстве и его попаданию в водную среду, например План действий NPO (азот, фосфор, органическое вещество) (1986 г.), Планы действий по водной среде (1987, 1998, 2004 гг.), План мероприятий по устойчивому сельскому хозяйству (1991 г.), План мероприятий по аммиаку (2001 г.). Недавно принятый план мероприятий - Соглашение по «Зеленому росту» 2009 года, целью которого является обеспечить сочетание высокого уровня защиты окружающей среды, природы и климата, с современным конкурентоспособным сельским хозяйством и производством продуктов питания заставит сельхозпроизводителей и далее снижать негативное воздействие своей деятельности на окружающую среду (см. ниже «действующие нормативы по аммиаку»).

Системы содержания животных и навоз

Соотношение разных систем содержания животных значительно изменилось с 1985 по 2010 годы для большей части животных в Дании. В таблице (Таблица 5.1) представлено количество молочного скота и свиней на откорме в разных системах содержания. Можно заметить, что для молочного скота вместо привязного содержания стало широко применяться беспривязное содержание на подстилке, а для свиней на откорме помещения со сплошным полом были заменены помещениями с частично или полностью щелевыми полами. Аналогичная динамика наблюдается и для других групп КРС и свиней.

Таблица 5.1. Распределение по типам помещений для молочного скота и свиней на откорме с 1985 по 2010 год, %.

		1985	1990	1995	2000	2005	2010
Молочный скот	Привязное содержание	85	79	73	46	20	12
	Беспривязное содержание						
	на подстилке	14	18	21	43	70	82
	Содержание на глубокой подстилке	1	3	6	11	10	6
Свиньи на откорме	Полностью щелевой пол	29	51	60	58	53	54
	Частично щелевой пол	30	23	24	31	38	42
	Сплошной пол	40	22	11	5	3	1
	Содержание						
	на глубокой подстилке	1	4	5	6	6	3

Изменения в системах содержания влияют на распределение между жидким и твердым навозом. Как видно (Рисунок 5.2), доля жидкого навоза увеличилась с 68% в 1985 году до 85% в 2010 году. Более того, индустриализация сельского хозяйства в Дании привела к сокращению содержания животных на пастбище. Там, где раньше молочные коровы содержались на привязи, теперь они содержатся беспривязно в помещениях с ограниченным временем выпаса. Все хранилища жидкого навоза должны быть покрыты коркой, как минимум, а хранилища твердого навоза, в которые не добавляют ежедневно новый навоз, должны быть закрыты пластиковыми листами.

Внесение навоза

Экологические нормативы относительно внесения навоза с течением времени ужесточались и вынуждали хозяйства менять технологии внесения навоза. Осеннее внесение навоза не разрешается, за исключением небольших количеств навоза для отдельных культур, так же как и внесение на замерзшую почву. Поэтому навозохранилища должны в обязательном порядке иметь емкость хранения на 9-10 месяцев. Разбрасывание навоза запрещено, при внесении на поле без растений твердого навоза заделка должна быть произведена в течение 4 часов после внесения. Жидкий навоз должен вноситься методом инъекции на полях без растений, а также вблизи природных сред обитания этим методом независимо от вида сельскохозяйственных культур. Хотя, в случае трав и злаковых внесение методом инъекции может нанести значительный вред сельскохозяйственным культурам.

Известно, что подкисление жидкого навоза позволяет снизить выделение аммиака при внесении навоза на 60-70%. Для внесения подкисленного жидкого навоза вблизи природных сред обитания делается исключение из правила внесения методом инъекции. Его разрешается вносить под растущие культуры при помощи гибкого шланга. Подкисление может проводиться в хранилищах или цистернах для жидкого навоза или непосредственно перед внесением путем смешивания кислоты с жидким навозом в гибком шланге (BAT 1; BAT 2; Kai и др., 2008; и BioCover).

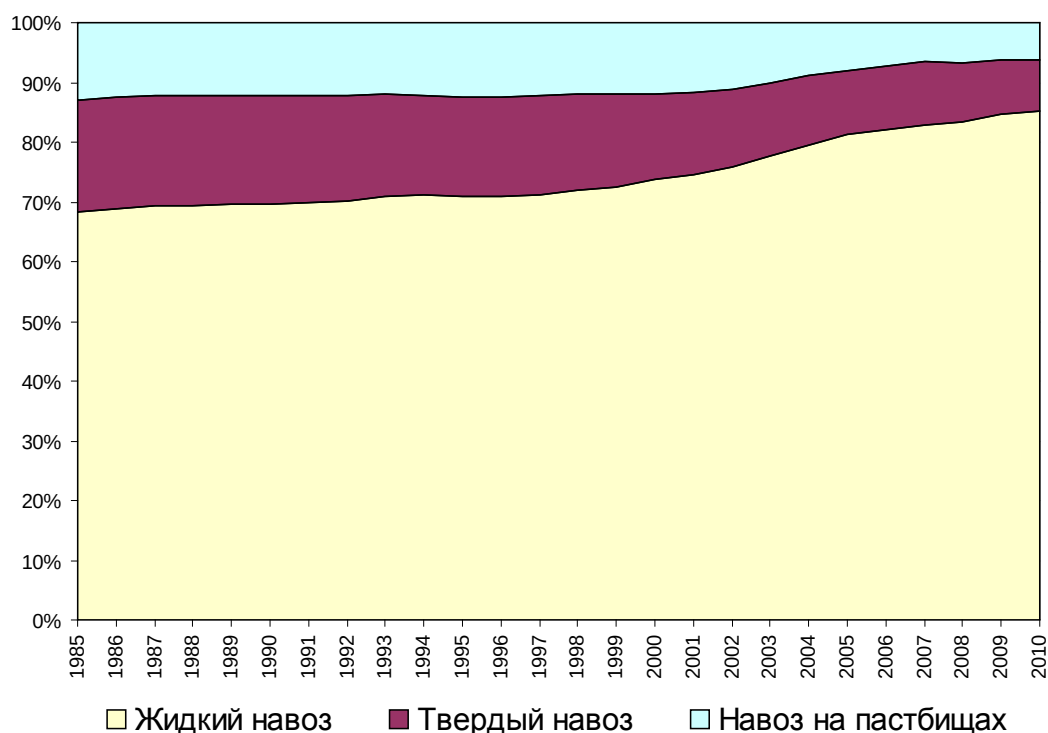


Рисунок 5.2. Доля жидкого навоза, твердого навоза и навоза, оставленного на пастбищах, 1985-2010.

Из-за правил, регулирующих внесение навоза, методы его внесения различаются для ферм КРС и свиноводческих хозяйств (Таблица 5.2 и Таблица 5.3). Что касается жидкого навоза, методы его внесения достаточно разработаны и в 2010 году большая часть жидкого навоза КРС вносится в почву методом инъекции, а большая часть жидкого свиного навоза – при помощи гибкого шланга. В Дании фермы КРС используют севооборот с травяными и кормовыми культурами, что характеризуется наличием свободных от растений земель в большей степени, чем на свиноводческих фермах. Обязательное требование инъекции вынуждает владельцев ферм КРС вносить навоз именно этим методом. На свинофермах в севообороте традиционно доминируют злаковые культуры. В сочетании с требованиями иметь на полях зеленый покров в зимнее время, чтобы снизить вымывание азота, внесение навоза весной при помощи гибкого шланга является общепринятой практикой. Твердый навоз разбрасывается, при этом большая его часть в 2010 году, вносилась весной или ранней весной.

Таблица 5.2. Методы внесения навоза КРС в 1985-2010 годах. Серым цветом обозначены различия с данными в Таблице 5.3.

Состояние поля различия с данными в таблице 5.0:									
	Метод	Время года	Состояние поля	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Жидкий навоз	Инжекция	Весна	Без посевов	0	0	1	5	41	42
			С посевами	0	0	0	0	3	7
		Лето	Без посевов	0	0	0	0	6	7
			С посевами	0	0	1	2	5	7
	Гибкий шланг	Весна		0	0	24	46	33	26
		Лето		0	0	7	6	8	7
		Осень		0	0	5	4	4	4
	Разбрасывание	Ранняя весна/весна		46	51	46	32	0	0
Весна/лето			8	8	3	2	0	0	
Позднее лето			46	41	13	4	0	0	
Всего жидкий навоз				100	100	100	100	100	100
Твердый навоз	Разбрасывание	Ранняя весна/весна		50	51	54	60	81	81
		Весна/лето		0	0	0	0	0	0
		Позднее лето		50	49	46	40	19	19
Всего твердый навоз				100	100	100	100	100	100

Таблица 5.3. Методы внесения свиного навоза в 1985-2010 годах. Серым цветом обозначены различия с данными в Таблице 5.2.

цветов, особенно тем, расклевывающих яйца, даны в таблице 6.12.

	Метод	Время года	Состояние поля	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Жидкий навоз	Инжекция	Весна	Без посевов	0	0	1	5	14	19
			С посевами	0	0	0	0	0	5
		Лето	Без посевов	0	0	1	2	2	2
			С посевами	0	0	0	0	1	2
	Гибкий шланг	Весна	0	0	25	48	74	64	
		Лето	0	0	6	6	6	5	
		Осень	0	0	5	2	3	3	
	Разбрасывание	Ранняя весна/весна	46	51	46	32	0	0	
Весна/лето		8	8	3	2	0	0		
Позднее лето		46	41	13	4	0	0		
Всего жидкий навоз				100	100	100	100	100	100
Твердый навоз	Разбрасывание	Ранняя весна/весна	50	51	54	60	81	81	
		Весна/лето	0	0	0	0	0	0	
		Позднее лето	50	49	46	40	19	19	
	Всего твердый навоз				100	100	100	100	100

Размер хозяйств

Количество хозяйств в Дании с 1985 по 2010 год уменьшилось, при этом размер хозяйств увеличился. В таблице (Таблица 5.4) приведены данные по количеству и размерам молочных хозяйств и свиноферм. Аналогичная тенденция характерна и для других категорий животных. По молочному скоту количество хозяйств с 1985 по 2010 годы уменьшилось на 87%, при этом 2502 хозяйства, или 59%, в 2010 году имели больше 100 голов скота, тогда как в 1985 году таких хозяйств было всего 355, или не более 1%. В свиноводстве наблюдалась такая же тенденция. Свинофермы с поголовьем 1000-5000 свиней в 1985 году составляли 3% (1384 хозяйства) от общего количества свиноферм, а в 2010 году таких свиноферм стало уже 2471, или 49%.

Таблица 5.4. Молочные хозяйства и свинофермы в Дании, 1985-2010 годы (по данным датской статистики).

Хозяйства с поголовьем:	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Молочный скот, 1-49 голов, %	86	79	64	43	33	19
Молочный скот, 50-99 голов, %	13	19	32	42	29	22
Молочный скот, 100 и более голов, %	1	2	4	15	38	59
Общее количество молочных хозяйств	31773	21935	15958	10328	6627	4245
Свиньи, 1-499 голов, %	88	80	68	51	39	24
Свиньи, 500-999 голов, %	8	12	16	18	15	11
Свиньи, 1000-4999 голов, %	3	7	15	30	41	49
Свиньи, 5000 и более голов, %	0	0	0	1	5	16
Общее количество свиноферм	44222	29903	21418	13231	9015	5068

В таблице (Таблица 5.5) представлены данные по распределению хозяйств по размерам с 1985 по 2010 год. За этот период общее количество хозяйств снизилось более чем на 50% на фоне их укрупнения. Хотя количество хозяйств с угодьями меньше 20 гектар тоже уменьшилось, но их доля осталась неизменной. Что касается хозяйств с угодьями от 20 до 50 гектаров, то они потеряли как в количестве, так и в доле от общего числа хозяйств. Хозяйства с угодьями от 50 до 100 гектаров увеличили свою долю в сельском хозяйстве Дании с 1985 по 2000 год, но с 2000 по 2010 год из-за экономического развития их доля стала снижаться. В прошлом веке хозяйство размером от 50 до 100 гектаров было жизнеспособно, но сейчас выращивание традиционных культур на таких площадях не позволяет хозяйствам нормально конкурировать на рынке и иметь достаточный доход. В результате хозяйства такого размера поглощаются более крупными хозяйствами, доля которых растет.

Таблица 5.5. Хозяйства в Дании, 1985-2010 (по данным датской статистики).

Размер хозяйства	1985	1990	1995	2000	2005	2010
0-19,9 га, %	46	42	41	39	42	45
20-49,9 га, %	39	38	34	29	26	22
50-99,9 га, %	12	15	18	20	17	14
100-199,9 га, %	2	4	6	10	11	12
200-299,9 га, %	0	0	1	2	2	4
300 га и больше, %	0	0	0	1	1	3
Общее количество хозяйств	92354	79338	68771	54541	51676	42099
Средний размер хозяйства, га	29	34	39	48	51	61

5.2 Действующие нормативы по аммиаку

В Дании действует жесткое экологическое законодательство по навозу для предотвращения эвтрофикации природы и других нежелательных эффектов. Поэтому в Дании существует нормативная система по азоту (Poulsen и др, 2001; Poulsen, 2011) с ежегодно обновляемыми нормами выхода азота для различных видов животных. Эти нормы основываются на новейших знаниях в области кормления и продуктивности животных. Кроме того, производится оценка выбросов аммиака для различных систем содержания и типов хранилищ.

Для расширения или смены типа животноводческого производства хозяйству необходимо получить соответствующее разрешение, которое дается на 8 лет. При перестройке хозяйства или расширении какой-то отдельной его части хозяйство должно выполнить требования по снижению выбросов аммиака от перестроенной или вновь построенной части. Требование по снижению будет на 30% меньше, чем выбросы аммиака из модернизированного хозяйства со средней производительностью (нормативная система по азоту) в сочетании с системой содержания животных, которая соответствует наилучшей доступной технологии (BAT, 2012). Чтобы получить разрешение сельхозпроизводитель может сделать свой собственный выбор из разных методов: среди которых важными являются улучшенная технология кормления с более низким выходом азота или внедрение таких технологий снижения выбросов аммиака как воздухоочистка, подкисление, закрывание навозохранилищ, биогазовые установки и т.д. Все предпринимаемые меры должны быть хорошо документированы и будут тщательно проверяться соответствующими контролирующими органами.

Из таблицы (см. Таблица 5.5) видно, что сельское хозяйство в Дании очень динамично и хозяйства характеризуются высокой оборачиваемостью. По нашему опыту около 90% свиней переместились в новые помещения в течение 10 лет, а для молочного скота период оборота составляет порядка 20 лет. Поэтому можно прогнозировать, что расчетные выбросы аммиака в Дании уменьшатся на 15-25% к 2020 году при текущем уровне производства без введения каких-либо новых нормативов. Однако, высокие экологические требования могут оказаться слишком дорогостоящими по сравнению с другими европейскими странами, что в результате может привести к переносу части производства из Дании в страны с более низкими экологическими требованиями.

Развитие в Дании обеспечивается за счет нормативов и лишь в весьма небольшой степени с помощью субсидий. Правилам следуют в соответствии с механизмом соблюдения системы норм, необходимых для получения помощи от Европейского Союза в сельскохозяйственном секторе. Это означает, что если сельхозпроизводители нарушают правила, они перестанут получать выплаты по субсидиям. Вследствие этого случаев, когда хозяйства не следуют правилам, очень мало.

5.3 Гетеборгский протокол

Дания уложились в нормы по выбросам аммиака в 2010 году в соответствии с Гетеборгским протоколом, несмотря на увеличение производства продукции свиноводства и неизменившийся выход азота от КРС. Это стало возможно благодаря высокой квалификации сельхозпроизводителей, высоко

мотивированной и независимой консультационной службе, быстрому внедрению в практику последних результатов научных исследований в сочетании с жесткими экологическими требованиями к системам содержания животных и системам хранения и внесения навоза при высоких нормах использования азота из навоза на полях.

5.4 Литература

BAT 1, Подкисление в свинарниках. Acidification in pig housings. Available at (In Danish): <http://mst.dk/media/mst/66973/SI-St-01%20forsuring%20slagtesvin%20BAT%20blad%20-%20endelig.pdf>

BAT 2, Подкисление в коровниках. Acidification in cattle housings. Available at (In Danish): <http://mst.dk/media/mst/Attachments/MaSt01forsuringkvqBATbladudenkor.pdf>

BAT, 2012. Available at: <http://eng.mst.dk/topics/agriculture/>

BioCover: <http://www.biocover.dk/>

Kai, P., Pedersen, P. Jensen, J.E., Hansen, M.N. & Sommer, S.G. (2008). Оценка в целом по ферме эффективности подкисления жидкого навоза для снижения выбросов аммиака. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. European Journal of Agronomy, 28, 148-154. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1161030107000846>

Poulsen, H.D. (2011). Нормативные данные 2000-2011. Normative figures 2000-2011. DCA - Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University. Available at: <http://anis.au.dk/forskning/sektioner/husdyrernaering-og-miljoe/normtal/>

Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. (2001). Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport nr. 36 – husdyrbrug. The Danish Institute of Agricultural Sciences. (In Danish).

Statistics Denmark: www.dst.dk

6 Выбросы аммиака в Германии

Себастьян Вульф¹, Гельмут Дёлер¹, Клаус Роземанн²

¹Ассоциация по технологиям и структурам в сельском хозяйстве (KTBL),
Бартнингштрассе 49, Дармштадт, Германия

²Институт сельскохозяйственных и климатических исследований им. Йохана
Генриха фон Тюнена (vTI), Брауншвейг, Германия

E-mail: s.wulf@ktbl.de

Аннотация

Сельское хозяйство, в особенности выращивание КРС и свиней, является основным источником выбросов аммиака в Германии. За последние 20 лет было отмечено снижение выбросов на 20%, связанное со снижением поголовья КРС. Поголовье свиней и птицы снижалось только в начале 90-х годов прошлого века из-за закрытия больших хозяйств в восточной Германии после объединения страны, но затем снова увеличилось. Выбросы были снижены преимущественно при хранении и внесении навоза. Выбросы от систем содержания животных сохранялись на одном уровне из-за перехода к системам содержания, более благоприятным для животных, в особенности для КРС, но имеющим более высокие значения удельных выбросов NH_3 . Более высокая продуктивность позволила снизить количество выбросов в расчете на единицу производимого продукта, но выделение азота и, соответственно, потенциальные выбросы в расчете на одно животное увеличились.

Чтобы снизить выбросов от внесения жидкого навоза на голую почву или на стерню, в Германии обязательна заделка внесенного навоза в течение 4 часов после внесения. Тем не менее, внесение навоза все еще обладает высоким потенциалом снижения выбросов, который должен быть реализован для выполнения обязательств по снижению выбросов в будущем. В особенности это касается внесения навоза на лугопастбищных угодьях, где около 25% всего жидкого навоза вносится без использования технологий с низкими выбросами. Также немедленная заделка внесенного птичьего помета может внести свой вклад в снижение выбросов. Барьеры на пути внедрения технологий с низкими выбросами должны быть снижены с помощью сельскохозяйственной пропаганды, исследований и стимулирования.

6.1 Общая информация о стране

В Германии 95% выбросов аммиака возникают в результате сельскохозяйственной деятельности. Основными источниками аммиака являются животноводство (свины и КРС) и в меньшей степени внесение минеральных удобрений. В рамках Гетеборгского Протокола и Директивы ЕС по потолкам национальных выбросов Германия должна снизить годовые национальные выбросы с 692 тысяч тонн NH_3 в год в 1990 году до менее 550 тысяч тонн в год в 2010 году. Это требование по потолку выбросов было выполнено в 2010 году (Рисунок 6.1).

С 1990 по 2010 год выбросы от свиней и КРС снизились на 27% и 28%, соответственно, при этом выбросы от птицы увеличились на 10%. Эта тенденция изменений выбросов соответствует динамике изменения поголовья соответствующих категорий животных (Рисунок 6.2). И выбросы, и поголовье животных снизились примерно на 20% в начале 90-х годов из-за закрытия крупных хозяйств на территории бывшей Германской

Демократической Республики после объединения Германии. Поголовье КРС снижалось и дальше до 2010 года, однако поголовье свиней и, в особенности, птицы значительно увеличилось.

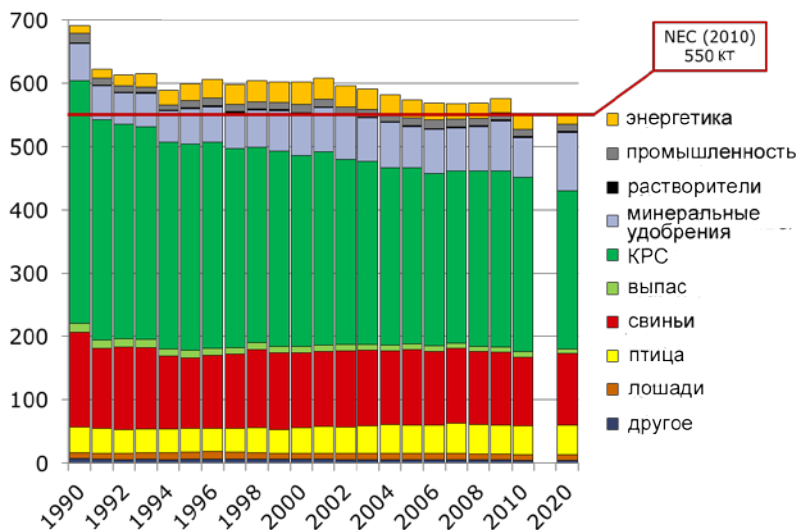


Рисунок 6.1. Динамика изменений выбросов аммиака в Германии с 1990 по 2010 год и прогноз до 2020 года. Источники данных: Энергия, промышленность и растворители (Umweltbundesamt, 2012), Сельскохозяйственные выбросы (Naepel и др., 2012).

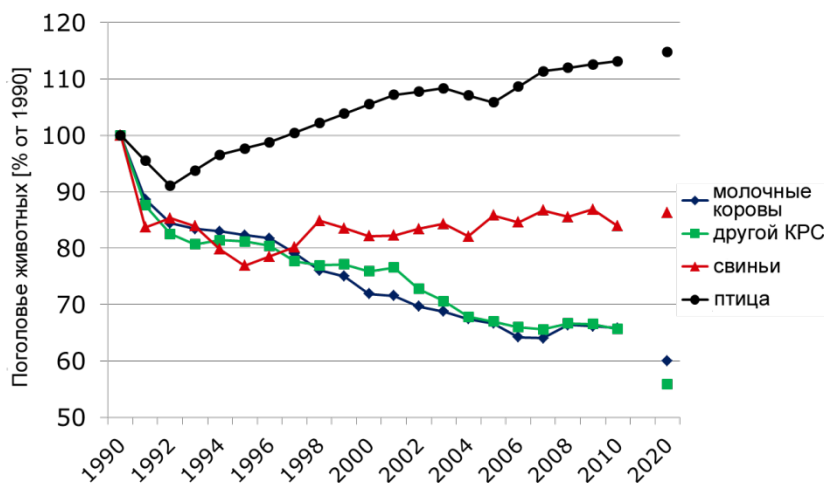


Рисунок 6.2. Динамика изменения поголовья животных в Германии с 1990 по 2010 год и прогноз на 2020 год. Источник данных: Naepel и др. (2012).

Однако снижение выбросов по сравнению с 1990 годом для КРС и свиней не полностью соответствует снижению поголовья животных. В случае КРС поголовье снизилось на 35%, а снижение выбросов при этом составило только 28%. С другой стороны, поголовье свиней снизилось только на 16%, а выбросы сократились на 27%. Поэтому такие категории животных, как молочный скот и свиньи, будут рассмотрены более подробно.

Молочные коровы

Выбросы аммиака от молочного скота сократились на 28% с 396 тысяч тонн в год в 1990 году до 283 тысяч тонн в год в 2010 году (см. Рисунок 6.1). Хотя поголовье животных значительно уменьшилось на 35% (см. Рисунок 6.2), снижение выбросов из систем содержания животных оказалось ничтожным (Таблица 6.1, А). Одной из причин этого стал переход от привязного содержания к беспривязному содержанию с выходом жидкого навоза (Таблица 6.1, Б). Последние были все более и более предпочтительны из соображений благополучия животных и по организационным причинам, хотя коэффициенты выбросов для них почти в 3 раза выше, чем для привязного содержания. Другой причиной меньшего сокращения выбросов по сравнению со снижением поголовья является увеличение надоев молока. Более высокая интенсивность производства связана с большей потребностью в энергии и большим выделением азота от одного животного.

Основное снижение выбросов в молочном животноводстве может быть достигнуто на стадиях внесения и хранения навоза, на 38% и 22%, соответственно.

Таблица 6.1. Выбросы аммиака от молочного скота на различных стадиях (А) и доли различных систем содержания (Б). Данные за 1990, 1999 и 2010 годы. Источник данных: Haepel и др. (2012).

А NH ₃ , тысяч тонн	1990	1999	2010	В %	1990	1999	2010
Всего	396	319	283	Всего	100	100	100
Содержание животных	85	79	80	Привязное, твердый	31	13	9
Хранение навоза	59	45	46	Привязное, жидкий	37	33	18
Внесение навоза	240	186	150	Беспривязное, твердый	2	3	9
Выпас	12	9	7	Беспривязное, жидкий	29	51	64

Свиньи

Выбросы от свиней сократились на 27% со 149 тысяч тонн в год в 1990 году до 108 тысяч тонн в год в 2010 году (см. Рисунок 6.1), при этом поголовье свиней снизилось на 16% (см. Рисунок 6.2). По сравнению с КРС значительно более высокая доля выбросов приходится на системы содержания свиней, но снижение выбросов относительно 1990 года было непропорционально более высоким для внесения и хранения навоза, составив более 40% (Таблица 6.2). Основной причиной является большая доля систем с выходом жидкого навоза (93%). Свиной жидкий навоз имеет большой потенциал потерь, особенно во время хранения, из-за более высокого содержания NH₃ и, особенно, более низкого содержания сухого вещества по сравнению с жидким навозом КРС, что приводит к заметно более слабому образованию естественной корки. Поэтому меры по снижению выбросов, такие как закрытие хранилищ искусственными корками, пластиковыми пленками или твердыми покрытиями, гораздо более эффективны.

Таблица 6.2. Свины на откорме: Выбросы аммиака на различных стадиях (А) и доли различных систем содержания (Б). Данные за 1990, 1999 и 2010 годы. Источник данных: Haepel и др. (2012).

А NH ₃ , тысяч тонн	1990	1999	2010	Б %	1990	1999	2010
Всего	148	120	108	Всего	100	100	100
Содержание животных	91	79	75	Жидкий, полностью щелевой пол	49	60	71
Хранение навоза	24	17	14	Жидкий, частично щелевой пол	40	32	22
Внесение навоза	33	24	19	Твердый навоз	8	5	5
				Глубокая подстилка	3	2	2

Обработка жидкого навоза

В Германии в 2010 году всего было произведено 191 миллион тонн жидкого навоза, большая часть из которого пришлось на КРС (60%) и свиноводство (20%) (Destatis 2011). 17% жидкого навоза – остатки от производства биогаза, 3% – остальные источники.

Примерно по одной трети жидкого навоза вносится на лугопастбищные угодья, пустующие пахотные земли и пахотные земли с растительностью соответственно (Таблица 6.3). На пахотных землях около 50% жидкого навоза вносится на голую почву либо разбрасыванием, либо гибкими шлангами с последующей заделкой. 25% жидкого навоза на пахотных землях вносится в посевах шлангами, прицепными сошниками, либо вносится в почву методом инъекции. Оставшиеся 25% разбрасываются на растительность.

На лугопастбищных угодьях объемы навоза, вносимого разбрасыванием без каких-либо мер по снижению выбросов, значительно выше (89%). Только 11% жидкого навоза, вносимого на лугопастбищных угодьях, вносится с использованием волоочильных шлангов, прицепных сошников или инжекторов (Таблица 6.3).

Таблица 6.3. Объемы вносимого жидкого навоза в Германии в 2010 году. (Источник данных: Destatis, 2011).

1000 тонн	Всего	Лугопастбищные угодья	Пахотные земли С растительностью	Голые
Всего	190689	64305	57961	68266
Разбрасывание	132294	57089	33072	42020
Волоочильные шланги	41696	4702	21517	15441
Прицепной сошник	4135	1279	1490	1360
Инъекция	12564	1235	1882	9443

По данным исследований примерно 40% жидкого навоза от КРС и свиней хранится в открытых хранилищах без искусственного покрытия. В случае жидкого навоза КРС естественная корка эффективно снижает выбросы. В случае свиного жидкого навоза по данным опросов естественная корка встречается все чаще, но так как содержание сухого вещества в свином жидком навозе обычно невелико по сравнению с жидким навозом от КРС, остается неясным, насколько плотными являются эти корки, и как эффективно они снижают выбросы аммиака. Искусственные корки, такие

как солома или покрытия из керамзитовых шариков, по-прежнему не часто используются для закрывания хранилищ жидкого навоза в Германии. 25% жидкого навоза находится в хранилищах с твердым покрытием и около 30% в подпольных хранилищах (Рисунок 6.3).

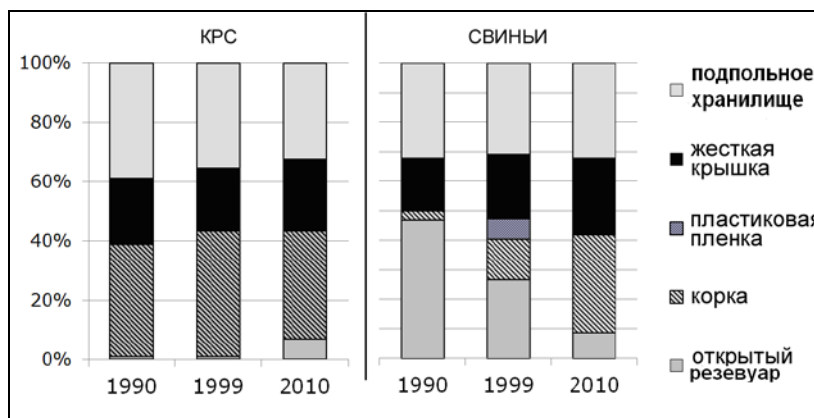


Рисунок 6.3. Доли различных систем хранения жидкого навоза КРС и свиней. (Источник данных: Haenel и др. 2012).

6.2

Успешные мероприятия

Выход азота, связанный с надоями, в Германии за последние десять лет уменьшился. Надой молока увеличились с 6100 кг в 2000 году примерно до 7100 кг в 2010. Благодаря увеличению продуктивности, поголовье скота уменьшилось, что в значительной мере способствовало снижению выбросов аммиака в период с 1990 по 2010 год. Также повысилась эффективность использования азота в свиноводстве с увеличением доли многофазных белково-адаптированных стратегий кормления, в особенности в крупных хозяйствах, подпадающих под действие директивы IPPC. Для этих хозяйств также обязательны меры по снижению выбросов путем установки покрытий на хранилищах жидкого навоза, что способствовало снижению выбросов аммиака.

В некоторых регионах с высокой интенсивностью производства, особенно на Северо-западе Германии, во вновь построенных свиноводческих хозяйствах требуется установка систем обработки удаляемого вентиляционного воздуха. Часто цель обработки воздуха – это и снижение неприятного запаха и частиц пыли, так что снижение выбросов аммиака не является основной причиной установки оборудования. Поэтому используются не только кислотные скрубберы, но также капельные фильтры и биофильтры.

Правила для зон, уязвимых по нитратам, в соответствии с Директивой ЕС по Нитратам применяются ко всем сельскохозяйственным землям в Германии. Поэтому с 2009 года от всех хозяйств требуется наличие хранилищ вместимостью не меньше, чем на 6 месяцев хранения. Это основное требование для обеспечения внесения жидкого навоза в то время, когда выбросы низки и в соответствии с поглощением питательных веществ растениями.

Для снижения выбросов во время внесения жидкого навоза разрешается внесение на голую почву или на стерню, только если его заделка происходит сразу же.

6.3 Текущие и будущие проблемы

По ряду мер, уже применяемых в сельском хозяйстве Германии, наблюдается недостаток достоверных статистических данных касательно степени их реализации, из-за чего их сложно учитывать при инвентаризации. В особенности это касается низкобелковых стратегий кормления, естественных корок на хранилищах жидкого навоза и используемых приемов внесения жидкого навоза.

В соответствии с немецким национальным законодательством жидкий навоз, вносимый на голую почву или на стерню, должен сразу же заделываться. Понятие «сразу же» в руководящих документах федеральных земель было интерпретировано по-разному – от «непосредственно» до «не позже, чем на следующее утро». Поэтому с лета 2011 формулировка в национальных правилах была уточнена, с указанием, что внесение и заделка жидкого навоза должна происходить в рамках одной операции, а если внесение и заделка выполняются в рамках отдельных операций, то заделка должна производиться не позднее, чем через 4 часа после внесения.

Для надежного выполнения текущих или будущих обязательств по Гетеборгскому Протоколу Германии предстоит решить ряд проблем:

- В ближайшие годы ожидается дальнейший рост производства свиней и птицы, что в свою очередь повысит потенциал выбросов аммиака, даже при условии увеличения количества реализуемых мер по снижению выбросов.
- Использование удобрений на основе мочевины в Германии сильно зависит от рыночных цен на различные виды азотных минеральных удобрений. Это приводит к значительным колебаниям в использовании мочевины от года к году и, соответственно, в выбросах аммиака из минеральных удобрений, так как коэффициент выбросов аммиака для мочевины намного выше, чем для кальций-аммонийно-нитратных удобрений (КАН). В ситуации, когда объемы общих выбросов аммиака близки к целевому значению, динамика мочевины на рынке препятствует достоверному прогнозу соответствия выбросов установленной цели.
- Выбросы аммиака при ферментации остатков производства биогаза не учитываются в национальных обязательствах по снижению выбросов, так как в 1990 году производство биогаза из энергетических растений было ничтожно мало. За последние двадцать лет значение растений, выращиваемых для использования в энергетических целях, существенно возросло. Без учета выбросов при хранении и при условии, что заделка происходит в течение 4 часов после внесения, дополнительные выбросы аммиака из остатков производства биогаза составляют около 3 тысяч тонн в год.
- 30% жидкого навоза, производимого в Германии, вносится на лугопастбищные угодья без использования приемов снижения выбросов. Внесение жидкого навоза при помощи прицепного сошника и методом инъекции для этих земель не особо актуальны. В некоторых случаях угол наклона поверхности препятствует использованию технологий с низкими выбросами. Также широко распространены опасения относительно возможных повреждений травостоя при применении инъекции. С научной точки зрения еще не до конца понятно, в какой степени инъекция жидкого навоза увеличивает выбросы закиси азота, повышая таким образом выбросы парниковых газов, и являясь нежелательным побочным эффектом от снижения выбросов аммиака.

Для выполнения обязательств по снижению выбросов в будущем, от Германии потребуются дополнительные усилия, включающие продвижение следующих мероприятий:

- Закрывание хранилищ свиного жидкого навоза: хотя по данным последних опросов значительная часть хранимого свиного жидкого навоза покрыта естественными корками, предполагается, что эти корки тонкие и недостаточно стабильные, чтобы обеспечить надежное снижение выбросов аммиака. Необходимы искусственные корки или жесткие крышки для уменьшения высокого потенциала потерь аммиака из хранилищ свиного жидкого навоза.
- Немедленная заделка птичьего помета: из-за высокого содержания химически активного азота птичий помет обладает высоким потенциалом потерь аммиака. Безотлагательная заделка позволит существенно снизить выбросы.
- Низкоэмиссионное внесение жидкого навоза и дигестатов (остатков процесса анаэробного сбраживания) под возделываемые культуры и на лугопастбищные угодья: необходимо уменьшить преграды на пути реализации технологий с низкими выбросами с помощью распространения сельскохозяйственных знаний и опыта, исследований и стимулирования. Пробелы в знании относительно применимости данных технологий на конкретных площадях должны быть закрыты, и везде, где возможно, должны быть найдены технические решения для почв на склонах и каменистых почв.
- Адаптированные по белку стратегии кормления: они уже часто встречаются при выращивании свиней и птицы, хотя степень их использования не ясна. Что касается молочных коров, можно отслеживать содержание мочевины в молоке и использовать его в качестве параметра для оптимизации стратегий кормления. Сбалансированное поступление белков является необходимым условием для снижения выхода азота, поэтому это самый важный аспект, позволяющий снизить общие выбросы азота и из систем содержания животных, и из систем обработки навоза. Основное препятствие для учета адаптированного по белку кормления при инвентаризации выбросов состоит в ограниченных возможностях контроля использования такого кормления.

6.4

Литература

Destatis (2011). Wirtschaftsdünger organischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

Haenel H.-D.; Rösemann C.; Dämmgen U., Poddey E., Freibauer A., Döhler H., Eurich-Menden B., Wulf S., Dieterle M., Osterburg B. (2012). Расчеты газообразных выбросов и выбросов мелких частиц в сельском хозяйстве в Германии в 1990-2012 года: Отчет по методам и данным. – Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2012 – Report on methods and data, Submission 2012. Landbauforschung Sonderheft 356.

Umweltbundesamt (2012). Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990 – klassische Luftschadstoffe.

<http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm#AktuelleBerichterstattungen> (download 1.11.2012).

7 Выбросы аммиака в Ирландии

Джером Маунси¹, Бернард Хайд², Стен Лэлор³ и Гари Лэниган³

¹Отдел по сельскому хозяйству, пищевой промышленности и морским ресурсам (DAFM), Бизнес Центр Гратан, Порт-Лише, Графство Лишь, Ирландия

²Агентство по охране окружающей среды, Глен, Глен Роуд, г. Монахан, Графство Монахан, Ирландия

³Программа по землепользованию и условиям земледелия, Тегаск, Замок Джонстаун, Уэксфорд, Ирландия

E-mail: Jerome.Mounsey@agriculture.gov.ie

в данное время: jerome.mounsey@ec.europa.eu

Аннотация

В 2010 году в Ирландии на сельскохозяйственный сектор пришлось 98,5% выбросов NH₃. Сельское хозяйство играет очень важную роль в экономике Ирландии и в 2011 году обеспечило 7% валовой добавленной стоимости, 7,7% рабочих мест и 10,5% экспорта. Пастбищное животноводство, и в частности, выращивание КРС и молочное животноводство составляют 70% всей сельскохозяйственной деятельности. В данной работе представлены системы сельскохозяйственного производства в Ирландии, источники национальных выбросов аммиака, динамика изменений выбросов, современные меры снижения выбросов, возможные будущие меры снижения выбросов, а также проблемы, которым нужно будет уделить внимание в связи с будущими обязательствами Ирландии по Гетеборгскому Протоколу. Ирландия уже сократила свои выбросы аммиака за последние 20 лет, благодаря более эффективному использованию азотных удобрений и навоза животных при сохранении общих объемов сельскохозяйственного производства. Существующий план Гетеборгского Протокола до 2020 года подразумевает, что большая часть доступных мер снижения выбросов уже действует. Некоторый потенциал по дальнейшему снижению выбросов еще есть, но он сравнительно мал, и необходима разработка мер, касающихся систем содержания КРС, так как на них приходится большая доля выбросов в системах пастбищного животноводства в Ирландии. Кроме того, план развития сельского хозяйства Ирландии «Урожай 2020» (Food Harvest 2020), предусматривает в ближайшие 10 лет увеличение поголовья молочных коров в ответ на либерализацию молочных квот ЕС, что сделает снижение выбросов аммиака в Ирландии еще более актуальным и требующим решения.

7.1 Общая информация о стране

Введение

Ирландия является членом Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (CLRTAP), в соответствии с которой контролируются определенные трансграничные загрязнители воздуха, в том числе аммиак (UNECE, 1999). Как член Европейского Союза (ЕС) Ирландия также попадает под действие Директивы о национальных предельных значениях выбросов (NEC) (Anon, 2001), которая отвечает за реализацию целей, поставленных Гетеборгским Протоколом, в странах-членах ЕС. Главной организацией, отвечающей за трансграничные загрязнители воздуха, в Ирландии является Департамент по окружающей среде. Агентство по охране окружающей среды (EPA), Тегаск, Департамент по сельскому

хозяйству, пищевой промышленности и морским ресурсам и другие государственные органы предоставляют данные и техническую информацию по вариантам политики относительно выбросов аммиака.

Национальная верхняя граница выбросов NH_3 для Ирландии в соответствии с Директивой NEC составляет 116 тысяч тонн, и она должна быть достигнута к 2010 году (EPA, 2012a). Сельскохозяйственный сектор является источником 98,5% выбросов аммиака в Ирландии, а остальное приходится на автотранспорт и бытовое сжигание угля (EPA, 2012a). Тенденция в изменении выбросов NH_3 во многом определяется поголовьем КРС и отличается стабильным ростом до 120,7 тысяч тонн в 1998 (Рисунок 7.1), когда общее поголовье КРС достигло 7 592 000 голов, а объем использования азотных удобрений составлял 432 000 тонн. После 1998 года наблюдалось некоторое сокращение поголовья КРС и овец, а также снижение объемов использования удобрений, что внесло свой вклад в падение выбросов NH_3 в период с 2000 по 2010 год, когда поголовье КРС и объемы использования азотных удобрений упали до 6 508 000 голов и 362 394 тонн, соответственно. Текущие выбросы аммиака в 2010 году составляют 106,2 тысяч тонн.



Рисунок 7.1. Динамика выбросов аммиака в Ирландии с 1990 по 2010 год (EPA, 2012a).

Описание систем сельскохозяйственного производства в Ирландии

Пастбищное сельскохозяйственное производство является самым важным элементом животноводческих производственных систем в Ирландии вследствие конкурентного экономического преимущества, которое дают травы на пастбищах в таких системах (Dillon и др., 1995). Поэтому пастбищное молочное и мясное животноводство преобладает в сельскохозяйственном производстве, при этом примерно 80% пригодных сельскохозяйственных земель заняты постоянными пастбищами и лугами (DAFM, 2012).

В Ирландии экстенсивные системы пастбищного молочного животноводства обычно опираются на поступление азота в виде химических удобрений, чтобы обеспечить достаточное количество зеленой массы растений для поддержания объемов производства молока на гектар площади на экономически оправданном уровне. Крупный рогатый скот, в том числе молочные коровы, обычно находится на открытом воздухе две трети года (днем и ночью), а остальное время проводит в помещениях в зимний период, длящийся, как правило, 3-5 месяцев, как показано в таблице (Таблица 7.1), в течение которых в рационе животных преобладает трава, заготовленная как силос. В результате большая часть навоза остается непосредственно на земле во время выпаса животных.

Таблица 7.1. Время содержания животных в помещениях и на пастбищах (Hyde, 2012).

	Дней в помещениях	Дней на пастбищах
Молочные коровы	117	248
Подсосные телята	141	224
КРС 1-2 года	158	207

Сельскохозяйственные выбросы аммиака по секторам и стадиям производства

Сельскохозяйственные выбросы NH_3 в Ирландии с разделением по секторам представлены в таблице (Таблица 7.2). На системы выращивания КРС (молочного и мясного) непосредственно приходится 75% процентов сельскохозяйственных выбросов аммиака, а на свиноводство и птицеводство – примерно 9,6% выбросов.

Таблица 7.2. Разделение сельскохозяйственных выбросов аммиака по секторам и стадиям производства в 2010 году (Hyde, 2012).

Сектор	Доля с.-х. выбросов, %	Стадия производства	Доля с.-х. выбросов, %
КРС	74,0%	Содержание животных	32,0%
Свиньи	7,5%	Хранение навоза	14,7%
Овцы и козы	2,3%	Внесение навоза на поля	23,4%
Птица	2,1%	Выбросы от выгульных дворов	5,9%
Лошади и мулы	1,78%	Навоз, оставленный на пастбищах	11,7%
Внесение удобрений	12,3%	Азот удобрений	12,3%
Всего	100%	Всего	100%

В целом более 87,7% сельскохозяйственных выбросов аммиака происходит от навоза, а остальные выбросы приходятся на химические азотные удобрения. Хозяйства КРС, как крупнейшие потребители азотных удобрений, также отвечают за большую часть выбросов азота удобрений. Примерно 17% всех продаж промышленных азотных удобрений в 2010 году составила мочевины (по внутренним данным DAFM), и на нее приходится большая часть потерь азота удобрений в форме аммиака. Разделение сельскохозяйственных выбросов аммиака по стадиям производства также представлено в таблице (см. Таблица 7.2).

Управление навозом

В Ирландии примерно 80% навоза, получаемого от КРС в зимний период, обрабатываются как жидкий навоз, а остальные 20% – как подстилочный навоз (Hyde and Carton, 2005).

При хранении жидкого навоза за пределами сельскохозяйственных построек его обычно не трогают для образования корки на навозохранилищах. Образование естественной корки на хранилищах жидкого навоза уменьшает выбросы NH_3 из этих хранилищ примерно на 50% по сравнению с хранилищами без корки (Misselbrook и др., 2005).

На улетучивание NH_3 после поверхностного внесения жидкого навоза приходится 23.4% выбросов NH_3 от сельского хозяйства в Ирландии (см. Таблица 7.2). Так как технологии и подходы к снижению выбросов от внесения навоза получили большее развитие, чем технологии содержания животных и хранения навоза, поэтому управление внесением жидкого навоза является одним из наиболее эффективных способов уменьшения выбросов NH_3 от сельского хозяйства в Ирландии (Lalor and Lanigan, 2010).

Жидкий навоз хранится в течение установленного времени, и около 52% жидкого навоза вносится весной для достижения максимальной эффективности использования азота (Teagasc, 2011). Эта доля увеличилась с 35% в 2003 году (Hyde и др., 2006). Значительная часть жидкого навоза вносится с использованием метода дискового разбрызгивания (разбрасывания) с низкой траекторией; небольшая часть жидкого навоза вносится при помощи специального распределителя или метода ленточного внесения, которые получили распространение благодаря схеме поддержки этих технологий, появившейся в 2007 году (Teagasc, 2011). Подстилочный навоз либо хранится в выделенных местах, либо используется в качестве глубокой подстилки для животных, а потом вносится на поля. Внесение подстилочного навоза на землю обычно происходит осенью, чтобы уменьшить заражение травы (Teagasc, 2011).

Выбросы аммиака, связанные с выпасом животных, значительно уступают выбросам из коровников, при хранении и при внесении навоза (Webb и др., 2005; Hyde и др., 2003). Соответственно, современная ирландская практика увеличения до максимума времени нахождения животных на выпасе вне помещений вносит свой вклад в сокращение выбросов аммиака от сельского хозяйства по сравнению с системами круглогодичного содержания животных в помещениях, которые используются в некоторых других европейских странах.

7.2 Успешные мероприятия по сокращению сельскохозяйственных выбросов аммиака

В 1994 году был представлен Ирландский план по защите окружающей среды в сельской местности (REPS). На хозяйства, включенные в этот План, накладываются жесткие требования по управлению питательными веществами. Участие хозяйств в этом Плане стабильно увеличивалось до 45% всех хозяйств в 2006 году. Этот План стал отчасти причиной снижения национального использования азотных удобрений. Хайнс и др. (Hynes и др., 2008) выяснили, что использование азотных удобрений в 2005 году в хозяйствах, участвующих в этом Плане, было на 19% ниже, чем в хозяйствах вне Плана. Помимо данного плана (REPS), повышенное внимание к эффективности использования азота было вызвано политикой Европейского Союза, в том числе Директивой по нитратам (91/676/ЕЕС), которая включает в себя хорошие сельскохозяйственные практики (SI 610 2010), а также повышением стоимости азотных удобрений.

Дополнительно через секцию передачи знаний Национального органа по развитию сельского хозяйства и пищевой промышленности (Teagasc) активно продвигаются на уровне хозяйств такие меры как более совершенные методы обращения с жидким навозом, стратегии внесения азотных удобрений, введение клевера в травосмеси с целью уменьшения

объемов внесения азотных удобрений и/или улучшения эффективности хозяйств по азоту. Эффект от повышения эффективности использования азота проявился в виде общего снижения объемов использования азотных удобрений в хозяйствах Ирландии; при этом использование азота на лугопастбищных территориях снизилось в среднем на 30% с 2003 по 2008 год (Lalor и др., 2010), что привело к сокращению выбросов аммиака, связанных с азотными удобрениями.

7.3 Текущие задачи по снижению выбросов аммиака

Содержание животных

В последние 10 лет имели место крупные инвестиции в системы содержания скота и хранения навоза параллельно с внедрением Директивы по нитратам (91/676/ЕЕС), на поддержку которой было выделено 1.2 миллиарда евро государственных средств. Это означает, что в ближайшие годы маловероятны большие финансовые вложения в новые системы содержания животных. Учитывая преобладание выбросов из систем содержания КРС в Ирландии, можно сделать вывод, что системы снижения выбросов от этого источника могли бы дать заметный эффект.

В существующих системах содержания КРС не применяются никакие меры снижения выбросов. В соответствии с проектом Руководства по аммиаку (UNECE, 2011) система с «рифленным полом» является единственной мерой Категории 1, которая подходит для содержания КРС в Ирландии, но эта мера должна быть протестирована в ирландских условиях. И даже если предположить, что данная мера окажется экономически целесообразной и будет удовлетворять требованиям по обеспечению хорошего состояния животных, ее внедрение и вклад в снижение выбросов зависят от уровня инвестиций в новые сооружения.

Азот удобрений

Примерно 75% выбросов аммиака от удобрений приходится на мочевины. По результатам британских исследований (Misselbrook и др., 2010) текущий коэффициент выбросов для мочевины составляет примерно 13%. В Ирландии мочевина вносится весной, когда и почва и метеорологические условия не способствуют большим выбросам NH_3 . Необходимы подробные исследования, чтобы подтвердить, подходит ли коэффициент выбросов 13% к ирландским условиям.

Системы кормления

Рацион КРС и овец в Ирландии в основном состоит из травы на пастбищах и травяного силоса, поэтому регулировать уровень белков в нем непросто. Однако производство свинины и птицы преимущественно сосредоточено в крупных специализированных свиноводческих и птицеводческих хозяйствах, которые уделяют большое внимание компонентам и составлению рационов, в том числе с точки зрения оптимизации уровня протеинов на различных стадиях производства. Хотя подробные данные по комбикормам, используемым для кормления свиней и птицы в Ирландии, отсутствуют, обзор, проведенный DAFM (Таблица 7.3), в целом подтверждает, что состав рационов соответствует рекомендациям. Поэтому считается, что потенциал для дальнейшего снижения общего содержания протеинов в рационах невелик.

Таблица 7.3. Уровни протеина в кормах КРС, свиней и птицы в Ирландии (Обзор DAFM, 2009).

Категории животных	Среднее содержание сырого протеина, %
Телята	15,3
Телки	16,8
Мясные бычки	15,0
Мясные бычки на откорме	14,5
Мясные бычки на заключительной стадии откорма	14,5
Лактирующие коровы	15,9
Откорм быков	16,2
Заклучительный откорм быков	15,3
Птица (начальный период бройлеры)	21,2
Птица (выращивание бройлеров)	19,3
Птица (заклучительная стадия бройлеры)	17,7
Свиньи (холостые свиноматки)	15,1
Свиньи (подсосные свиноматки)	16,9
Свиньи (отъемыши)	19,3
Свиньи (на откорме)	17,3

Управление навозом

Количество дополнительных возможных технологий снижения выбросов от выпаса животных, хранения навоза или выгульных дворов невелико. Поэтому в действительности методы снижения выбросов доступны лишь для той части выбросов, источником которой является внесение навоза на поля. Ведь даже если считать, что методы снижения выбросов при хранении навоза оказались эффективными, без соответствующих мероприятий по снижению выбросов аммиака при внесении навоза на поля все выгоды, полученные при хранении, будут потеряны.

По имеющимся оценкам количество жидкого навоза, вносимого весной, может быть увеличено максимум на 67% (Dowling и др., 2008; Teagasc, 2012), но эта величина зависит от погоды. Весеннее внесение сверх этого уровня ограничивается почвенными условиями (модельный эксперимент Национального органа по развитию сельского хозяйства и пищевой промышленности Тегаска), хотя почвенные условия могут быть в отдельных случаях улучшены за счет усовершенствованного дренажа.

Повышение доли жидкого навоза, вносимого с использованием технологий с низкими выбросами, также дает возможность сократить выбросы. Исследования показали, что замена дискового разбрызгивания на внесение распределителем приводит к сокращению выбросов аммиака на 30% (Dowling и др., 2008; Bourdin и др., 2010). Хотя фермер и имеет финансовые преимущества от весеннего внесения, стоимость технологий с низкими выбросами перевешивает финансовые выгоды на уровне хозяйства (Таблица 7.4), поэтому подобные технологии к настоящему времени не получили широкого распространения в Ирландии.

Таблица 7.4. Дополнительные затраты на единицу продукции (C_u) и затраты на кг снижения выбросов NH_3 (C_{NH_3}) для внесения гибкими шлангами, специальным распределителем и поверхностной инъекцией по сравнению с базовым способом внесения дисковым разбрызгивателем (Lalor, 2012).

Метод внесения	C_u (Евро на m^3)	C_{NH_3} (Евро на kg^{-1} снижения выбросов NH_3)
Гибкие шланги	€ 0,59	€ 2,00
Прицепной сошник	€ 1,23	€ 3,55
Поверхностная инъекция	€ 1,91	€ 2,76

*Примечание: Указана чистая стоимость, с учетом выгоды от экономии на азотных удобрениях.

Для поощрения использования этих технологий ирландское правительство обеспечило предоставление помощи в виде грантов через Программу использования сельскохозяйственных отходов (DAF, 2006) для приобретения систем внесения жидкого навоза с прицепным сошником и методом ленточного внесения. Несмотря на эту помощь, реакция была сдержанной, и в рамках этой Программы было закуплено лишь небольшое количество таких систем. Одним из ограничений использования таких систем являются повышенные капитальные и эксплуатационные затраты на прицепные сошники, агрегаты для ленточного внесения (Lalor, 2012), а также тот факт, что подрядчики (которые, по оценкам, вносят 50% жидкого навоза) не имеют право получать гранты в рамках этой Программы.

7.4 Будущие задачи по выполнению требований Гетеборгского Протокола

Пересмотренное целевое значение для Ирландии в рамках Гетеборгского Протокола – 108,6 тысяч тонн аммиака должно быть достигнуто к 2020 году (EPA, 2012b). Ожидается, что структура стада КРС в Ирландии изменится после снятия квот на молоко, что выразится в увеличении количества молочных коров на 25% (DAFF, 2010). Также это приведет к увеличению сельскохозяйственных выбросов и вызовет затруднения у Ирландии с точки зрения достижения установленного целевого значения по аммиаку в рамках пересмотренного Гетеборгского Протокола (EPA, 2012b).

Многие мероприятия по снижению выбросов уже применяются в Ирландии, в том числе весеннее внесение навоза, выпас скота на пастбищах и формирование корки на хранилищах жидкого навоза. Это отражено в прогнозах национальных выбросов, которые предполагают, что использование текущих хороших практик будет продолжено.

Исследования и практические меры снижения выбросов аммиака

В настоящее время ведутся научные исследования с целью разработки системы MRV (измерение, отчетность и подтверждение правильности) для определения абсолютных потенциальных ресурсов и потенциала снижения выбросов аммиака от сельского хозяйства. Эти исследования включают в себя получение данных для уточнения специфичных для Ирландии коэффициентов выбросов и разработку стратегий снижения потерь аммиака, которые могут оказаться эффективными в условиях Ирландии. Также проводятся научные исследования комбинированного потенциала

технологий - агротехнического и снижения выбросов аммиака и парниковых газов. К таким технологиям относятся: выбор времени внесения и ингибиторы, которые могут использоваться вместе с мочевиной и с известковой аммиачной селитрой (CAN).

Также проводятся исследования с целью показать, что использование мочевины приведет к уменьшению выбросов закиси азота (Burton и др., 2008; Venterea и др., 2010). Поэтому применение мочевины в качестве удобрения представлено как возможная мера снижения выбросов парниковых газов. Но подобная мера, хоть и, возможно, эффективная с точки зрения уменьшения выбросов парниковых газов, может оказать негативное воздействие на выбросы аммиака в Ирландии. Для решения этой проблемы в настоящее время в Национальном органе по развитию сельского хозяйства и пищевой промышленности Тегаска проводятся исследования по комбинированному воздействию состава удобрений на агротехнику и выбросы аммиака и парниковых газов.

В дополнение к этому ведутся работы по прогнозированию выбросов и выработке вариантов политики для сокращения выбросов аммиака. Несколько текущих проектов Рамочной программы 7 (AnimalChange) и программы Interreg IV (BATFarm) исследуют возможность улучшения этих моделей для использования во всевозможных системах сельскохозяйственного производства в различных европейских странах, включая Ирландию.

К практическим мерам снижения выбросов аммиака от сельского хозяйства в Ирландии относятся: выбор времени внесения жидкого навоза, метод внесения и управление навозом и в рамках системы содержания животных, и в рамках системы хранения навоза. Расширение использования распределителя жидких удобрений или ленточного внесения также имеет потенциал для снижения выбросов, и зарекомендовало себя выгодным для хозяйств с точки зрения компенсации затрат на азотные удобрения (Lalor и др., 2011). Однако эта выгода на данный момент недостаточна, чтобы полностью возместить затраты, связанные с использованием этой технологии (Lalor, 2012). Поэтому для ощутимого распространения методов внесения с низкими выбросами необходимо мотивирование и поощрение внедрения этих методов.

Управление навозом также имеет некоторый потенциал для снижения выбросов, хотя, с учетом высокого уровня инвестиций в период с 2007 по 2009 год, дальнейшее развитие новых систем содержания животных, к которым могли бы быть применены соответствующие технологии, ограничило бы пользу от этой меры с точки зрения общих национальных выбросов.

7.5 Литература

Anon. (2001). Директива 2001/81/ЕС Европейского Парламента и Совета от 23 октября 2001 года по потолкам национальных выбросов определенных атмосферных загрязнителей. – Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Brussels, Belgium, European Commission.

Bourdin, F., Sakrabani, R., Kibblewhite, M., and Lanigan, G.J. (2010). Полевая оценка баланса между парниковыми газами и выбросами аммиака при внесении жидкого навоза КРС. – Field assessment of the balance between greenhouse gases and ammonia emissions after cattle slurry application. In: Cordovil, C.S.C. and Ferreira, L. (eds.). 14th International RAMIRAN Conference. Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management. 13-15 Sep 2010, 168-171. Lisboa, Portugal, ISA Press.

Burton, D.L., Li, X. and Grant, C.A. (2008). Влияние источника азота удобрений и агротехнического приема на выбросы N₂O из двух черноземных почв. – Influence of fertilizer nitrogen source and management practice on N₂O emissions from two black Chernozemic soils. Canadian Journal of Soil Science 88, 219-227.

Department of Agriculture and Food (2006). План инвестиций для управления сельскохозяйственными отходами. – Scheme of Investment for Farm Waste Management. Department of Agriculture and Food. 23rd March 2006. https://www.agriculture.gov.ie/press/pressreleases/2006/march/title_13147.en.html

Department of Agriculture, Food and the Marine (2009). Анализ выборки кормов для КРС в Ирландии в 2009 году. – Analysis of a sample of cattle feeds in Ireland in 2009. Internal Document.

Department of Agriculture, Food and Forestry (2010). Урожай 2020: Видение относительно продуктов сельского и лесного хозяйств. – Food Harvest 2020: A Vision for Agri-Food and Fisheries. Department of Agriculture, Food and Forestry. <https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/agri-foodindustry/foodharvest2020/2020FoodHarvestEng240810.pdf>

Department of Agriculture, Food and the Marine (2012). Справка о сельском хозяйстве Ирландии. – Fact sheet on Irish Agriculture, April 2012. <http://www.agriculture.gov.ie/media/migration/publications/2012/FactsheetonIrishAgricultureApr12.pdf>

Dillon, P., Crosse, S., Stakelum, G. and Flynn, F. (1995). Влияние даты отела и плотности поголовья на продуктивность молочных коров с весенним отелом. – The effect of calving date and stocking rate on the performance of spring calving dairy cows. Grass Forage Sci. 50, 286–299.

Dowling, C., Curran, T. and Lanigan G.J. (2008). Влияние способа внесения и климатических условий на выбросы аммиака из жидкого навоза КРС. – The effect of application technique and climate conditions on ammonia emissions from cattle slurry In: 13th Int. RAMIRAN Conf, Albena, 01 Sep 2008, 363-366.

Environment Protection Agency (2012a). Трансграничные выбросы газов в Ирландии в 2010 году. – Ireland's Transboundary Gas Emissions in 2010. http://www.epa.ie/downloads/pubs/air/airemissions/name_31872.en.html

Environment Protection Agency (2012b). Консультации по экологическому анализу проекта Урожай 2020. – Consultation on Environmental Analysis of Food Harvest 2020: Response of the Environmental Protection Agency. 6th July 2012.

European Council (1991). Директива 91/676/ЕЕС о защите вод от загрязнений, вызванных нитратами из сельскохозяйственных источников. – Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Off. J. L 375(31/12/1991):1–8.

Hyde, B., Carton, O.T., O'Toole, P. & Misselbrook, T.H. (2003). Новая инвентаризация выбросов аммиака от сельского хозяйства в Ирландии. – A new inventory of ammonia emissions from Irish agriculture. *Atmospheric Environment* 37, 55–62.

Hyde, B. and Carton, O.T. (2005). Средства уборки, хранения и внесения навоза в хозяйствах и их значение для эффективного использования питательных веществ. – Manure management facilities on farms and their relevance to efficient nutrient use. In: Anon. (ed.) *Proceedings of Fertiliser Association of Ireland, Winter Scientific Meeting*. UCD, Dublin, pp. 27–43. Dublin, Ireland: Fertilizer Association of Ireland.

Hyde, B., Carton, O.T. and Murphy, W.E. (2006). Обзор обустройства хозяйств: Ирландия 2003. – Farm facilities survey: Ireland 2003. Teagasc, Johnstown Castle, Wexford, Ireland.

Hyde, B. (2012). Environment Protection Agency, Ireland. Общение с работниками. – Personnel communication.

Hynes, S., Donoghue, C., Murphy, E. and Kinsella, A. (2008). Зеленее ли далекие холмы? Влияние Плана REPS на поведение фермеров. – Are far off hills really greener? The Impact of REPS on Farmer Behaviour. Working paper, Rural Economy and development Program Environment, Teagasc.
<http://www.agresearch.teagasc.ie/lerc/downloads/workingpapers/08wpre12.pdf>

Lalor, S.T.J., Coulter, B.S., Quinlan, G. and Connolly, L. (2010). Обзор использования удобрений в Ирландии с 2004 по 2008 год для лугопастбищных угодий и возделываемых культур. – A survey of fertilizer use in Ireland from 2004-2008 for grassland and arable crops. Johnstown Castle, Wexford.

Lalor, S.T.J. and Lanigan, G.J. (2010). Потенциал управления временем внесения жидкого навоза КРС для снижения выбросов аммиака от этого внесения. – The potential of application timing management to reduce ammonia emissions following cattle slurry application. In: Cordovil, C.S.C. and Ferreira, L. (eds.) *14th International RAMIRAN Conference. Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management*. 13-15 Sep 2010, pp 168-171. Lisboa, Portugal: ISA Press.

Lalor, S.T.J., Schröder, J.J., Lantinga, E.A., Oenema, O., Kirwan, L. and Schulte R.P.O. (2011). Ценность жидкого навоза КРС как заменителя азотных удобрений на лугопастбищных угодьях в зависимости от метода и времени внесения. – Nitrogen fertilizer replacement value of cattle slurry in grassland as affected by method and timing of application. *Journal of Environment Quality*, 40, 362-373.

Lalor, S. (2012). Затраты на принятие методов внесения жидкого навоза с низкими выбросами аммиака на лугопастбищных угодьях в Ирландии. – Costs of adoption of low ammonia emission slurry application methods on grassland in Ireland. In: Reis, S., Sutton, M.A. and Howard C. (Eds.). *Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits*. Springer Publishers (in preparation).

Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., и др. (2005). Образование корки на жидком навозе молочного скота в хранилище для уменьшения выбросов аммиака: Пилотные исследования. – Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality* 34(2), 411-419.

Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Gilhespy, S.L., Chambers, B.J., Smith, K.A., Williams, J. and Dragosits, U. (2010). Инвентаризация выбросов аммиака от сельского хозяйства в Великобритании в 2009 году. – Inventory of ammonia emissions from UK agriculture 2009. North Wyke Research, 34 pp. (Unpublished).

Teagasc (2011). National Farm Survey of Manure Application and Storage Practices on Irish Farms 2010. June 2011.

<http://www.teagasc.ie/agcatchments/publications/2011/NFS.pdf>

Teagasc (2012). Кривая предельных затрат на снижение выбросов от сельского хозяйства в Ирландии. – A Marginal Abatement Cost Curve for Irish Agriculture. Teagasc submission to the National Climate Policy Development Consultation. 30 April 2012.

http://www.teagasc.ie/publications/2012/1186/1186_Marginal_Abatement_Cost_Curve_for_Irish_Agriculture.pdf

UNECE (1999). Протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния 1979 года. – Protocol to the 1979 convention on long-range trans-boundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Geneva, Switzerland: United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).

UNECE (2011). Проект Руководства по предотвращению и снижению выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников. – Draft Guidance Document For Preventing and Abating Ammonia Emissions From Agricultural Sources. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Strategies and Review. 49th session, Informal document No. 21.

http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/N_6_21_Ammonia_Guidance_Document_Version_20_August_2011.pdf

Venterea, R.T., Dolan, M.S. and Oshner, T.E. (2010). Мочевина снижает выбросы закиси азота по сравнению с безводным аммиаком в системе выращивания кукурузы в Миннесоте. – Urea decreases nitrous oxide emissions compared with anhydrous ammonia in a Minnesota corn cropping system. Soil Science Society of America Journal 74, 407–418.

Webb, J., Anthony, S.G., Brown, L., Lyons-Visser, H., Ross, C., Cottrill, B., Johnson, P., Scholefield, D. (2005). Влияние увеличения длины периода выпаса КРС на выбросы аммиака и закиси азота и на вымывание нитратов в Англии и Уэльсе. – The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. Agriculture, Ecosystems & Environment 105, 307-321.

8 Выбросы аммиака в Италии

Лаура Валли¹, Рочио Даница Кондор², Джузеппе Бонаци¹

¹Животноводческий исследовательский центр (C.R.P.A.), Реджо Эмилия, Италия,

²Институт по исследованию и охране окружающей среды (ISPRA), Рим, Италия

E-mail: l.valli@crpa.it

Аннотация

Сельское хозяйство Италии отличается высокой интенсивностью свиноводства и птицеводства и относительно низкой интенсивностью скотоводства, которое сосредоточено на севере страны (в бассейне реки По). Основными источниками выбросов аммиака (NH₃) являются скотоводство (53% от общих выбросов сельского хозяйства) и внесение азотных удобрений (16%).

В период с 1990 по 2009 год отмечалось сокращение выбросов аммиака (на 19%), основной причиной которого было уменьшение поголовья животных, объемов использования промышленных азотных удобрений и площадей пахотных земель. Свою роль сыграла и реализация приемов снижения выбросов благодаря внедрению Директивы Европейского Союза о комплексном предотвращении и контроле загрязнений (IPCC), а также Директивы ЕС по нитратам.

Дальнейшее сокращение выбросов ожидается за счет более широкого распространения низкопротеиновых кормовых рационов, внедрения методов внесения навоза с низкими выбросами, и снижения применения минеральных удобрений благодаря сбалансированному азотному составу применяемых удобрений и более высокой эффективности навоза по азоту.

8.1 Общая информация о стране

В соответствии с 6-ой всеобщей сельскохозяйственной переписью от 2010 года (предварительные итоги были объявлены в июле 2011 года, а окончательные – в апреле 2012 года) в Италии насчитывается 1.6 миллионов сельскохозяйственных предприятий (из них 210000 занимаются животноводством) с общей площадью используемых сельскохозяйственных земель 12,9 миллионов гектаров, что на 2,3% меньше, чем было в 2000 году (по данным 5-й сельскохозяйственной переписи). При этом количество сельскохозяйственных предприятий в стране с 2000 по 2010 год уменьшилось на 32%, а их средняя площадь увеличилась с 5,5 гектаров в 2000 году до 7,9 гектаров в 2010 году. Количество предприятий с площадью используемых сельскохозяйственных земель меньше 1 га сократилось на 50% к 2010 году, и их доля составила 31% от общего количества сельскохозяйственных предприятий в Италии. Распределение сельскохозяйственных предприятий по типу подтверждает идею о семейном характере сельского хозяйства в Италии, где около 80% работников являются родственниками владельцев хозяйств. При этом средний возраст фермеров снижается, а средний уровень их образования повышается.

В животноводческом секторе наблюдается тенденция к объединению хозяйств в немногочисленные, но более крупных предприятия. На рисунке (Рисунок 8.1) представлено относительное изменение поголовья животных и

количества хозяйств в основных секторах животноводства с 2000 по 2010 год. Серьезное падение числа хозяйств не сопровождается соответствующим сокращением поголовья животных, особенно свиней и птицы, количество которых увеличивается.

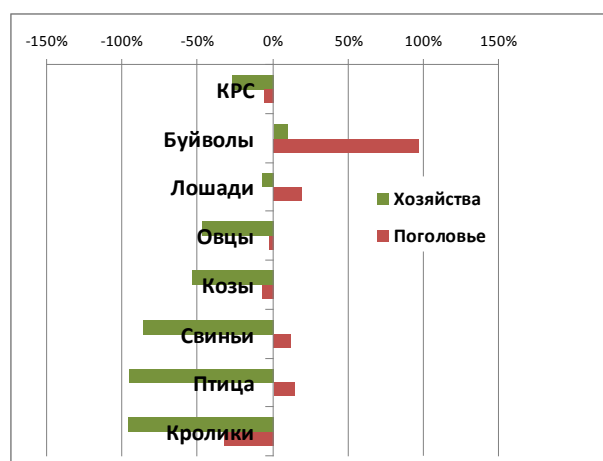


Рисунок 8.1. Относительное изменение количества хозяйств и поголовья животных с 2000 по 2010 год.

Хозяйства равномерно распределены по географическим районам, хоть и наблюдается региональная специализация с концентрацией большей части поголовья животных на севере страны (Таблица 8.1).

Таблица 8.1. Региональное количественное распределение хозяйств и поголовья животных (данные Сельскохозяйственной переписи 2010 года).

	КРС		Овцы и козы		Свиньи		Птица		Кролики	
	Хозяйств	Голов	Хозяйств	Голов	Хозяйств	Голов	Хозяйств	Голов	Хозяйств	Голов
Северо-Запад	30198	2346246	8729	324777	3997	5964875	4620	38163967	2189	1270988
	24%	41%	12%	4%	15%	62%	19%	20%	24%	17%
Северо-Восток	32259	1652307	5984	215065	4113	2476243	5164	101226790	1643	4305976
	26%	29%	8%	3%	16%	26%	22%	52%	18%	58%
Центр	18007	429394	10358	1310154	4649	616529	5149	26673265	2413	592853
	14%	8%	14%	18%	18%	6%	21%	14%	26%	8%
Юг	26892	662616	25557	1537648	7761	372181	7687	22978091	2737	934160
	22%	12%	35%	21%	30%	4%	32%	12%	30%	13%
Острова	16985	587390	22945	4095467	5594	218555	1375	6378154	272	258417
	14%	10%	31%	55%	21%	2%	6%	3%	3%	4%
Италия	124341	5677953	73573	7483111	26114	9648383	23995	195420267	9254	7362394

В стране насчитывается 124000 ферм КРС, что, хоть и на 27% меньше, чем было в 2000 году, составляет 59% от общего количества хозяйств. При этом поголовье КРС составляет 5,7 миллионов голов (на 6,1% меньше, чем в 2000 году). Более половины хозяйств и почти три четверти поголовья КРС сконцентрировано в регионах северной Италии, особенно в четырех

регионах в бассейне реки По (Пьемонте, Ломбардии, Венето и Эмилии-Романьи), где содержатся 65% поголовья КРС, 85% поголовья свиней, 67% поголовья птицы и 65% поголовья кроликов.

На региональном уровне наличие крупных скотоводческих, птицеводческих и свиноводческих хозяйств в бассейне реки По имеет особую значимость для проблем загрязнения воздуха, особенно если учесть специфические метеорологические условия в данном регионе.

Тенденция к интенсификации сельскохозяйственного производства особенно ярко проявляется в свиноводстве и птицеводстве. В среднем по стране свинофермы относятся к классу хозяйств с поголовьем более 1000 голов (на такие хозяйства приходится 90% всего поголовья свиней в Италии), а птицефермы в среднем относятся к классу хозяйств с поголовьем более 50000 голов птицы (на такие хозяйства приходится 78% всего поголовья птицы в Италии). Итальянские хозяйства, работающие в соответствии с Директивой ИРПС, выращивают около 42% всего поголовья свиней, 78% всего поголовья бройлеров и 80% всего поголовья кур-несушек. Что касается КРС, то наиболее распространены хозяйства на 100-500 голов (43% всего поголовья КРС), но хозяйства на 20-50 и 50-100 голов также играют важную роль (18% и 22% всего поголовья КРС, соответственно).

Выращивание КРС и свиней в регионах Северной Италии, по сравнению с ситуацией в других Европейских странах с аналогичным уровнем интенсивности животноводства, отличается отсутствием выпаса (для КРС) и преобладанием откорма животных до забойного веса 150-160 кг (для свиней).

Системы содержания КРС различаются в разных производственных районах. Например, в бассейне реки По системы содержания на подстилке широко применяются в молочном животноводстве: в них содержатся 47% поголовья в районе производства сыра Грана Падано и 75% поголовья – в районе производства сыра Пармиджано-Реджано. К ним относятся (Таблица 8.2) системы привязного содержания, на которые по-прежнему приходится 53% поголовья скота в маленьких традиционных хозяйствах района производства сыра Пармиджано-Реджано (Пармезан), и системы беспривязного содержания. Последние встречаются либо (1) с глубокой подстилкой только в зоне отдыха, либо (2) с подстилкой на всей территории коровника на наклонной поверхности с медленным ее сползанием в навозосборный канал (Министерство по охране окружающей среды, Министерство сельского хозяйства, 2010).

Таблица 8.2. Системы содержания скота в районах производства сыра Грана Падано и Пармезан (Министерство по охране окружающей среды, Министерство сельского хозяйства, 2010).

Системы содержания молочных коров	Район производства	
	сыра Грана Падано (% поголовья)	сыра Пармезан (% поголовья)
Привязное содержание с подстилкой	5%	58%
Боксовое содержание	53%	25%
Беспривязное содержание на слое подстилки	42%	17%

Оценка объема производства твердого и жидкого навоза и интенсивности выделения азота на уровне страны была выполнена по результатам Межрегионального проекта по азотному балансу (регион Эмилия Романья, 2004) и других национальных исследований, с учетом распределения по системам содержания животных в Италии (Bonazzi и др., 2005).

Оценочные итоги инвентаризации в 2009 показали, что для молочного скота 60% общего азота пришлось на твердый навоз и 40% - на жидкий; для других категорий КРС 43% азота пришлось на твердый навоз и 57% - на жидкий навоз. Свинофермы производят только жидкий навоз, а птицефермы – только твердый.

8.2 Динамика выбросов аммиака и закиси азота

По данным последней национальной инвентаризации выбросов (ISPRA, 2011) в 2009 году сельскохозяйственный сектор был основным источником выбросов NH_3 and N_2O с объемами выбросов 370 тысяч тонн NH_3 в год (95% от общих национальных выбросов) и 62 тысячи тонн N_2O в год (69% от общих национальных выбросов).

В период с 1990 по 2009 год отмечалось снижение выбросов аммиака из сельскохозяйственного сектора (на 19% NH_3 и на 18% N_2O), основной причиной которого было уменьшение показателей деятельности сектора: поголовья животных, объемов внесения промышленных азотных удобрений, обрабатываемых земель и объемов выращиваемой продукции. Свою роль сыграла и реализация методов снижения выбросов в рамках Директивы Европейского Союза о комплексном предотвращении и контроле загрязнений (IPCC) (Таблица 8.3).

Таблица 8.3. Динамика выбросов NH_3 and N_2O из сельскохозяйственного сектора с 1990 по 2009 год (тысяч тонн в год).

Выбросы	1990	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
NH_3	457,5	432,5	416,7	418,6	407,6	404,6	397,8	386,6	383,9	395,0	385,8	369,6
N_2O	75,5	74,9	74,9	74,3	73,2	72,5	72,3	70,4	69,5	70,0	66,6	62,0

Это снижение в первую очередь касалось следующих источников выбросов: скотоводство (-30%), использование азотных удобрений (-24%), выпас животных (-17%) и птицеводство (-7%).

Основным источником выбросов аммиака в сельском хозяйстве является КРС (53%). Далее следует внесение азотных удобрений (16%). Свины и птица вносят почти одинаковый вклад в выбросы – 13% и 11%, соответственно (Рисунок 8.2).

Картина регионального распределения выбросов отражает интенсификацию животноводства в бассейне реки По (Рисунок 8.3).

Особенно ярко это проявилось в 2005 году, когда 4 региона Италии стали источником 63% всех выбросов аммиака из сельского хозяйства в стране: Ломбардия (25%), Венето (15%), Эмилия Романья (13%) и Пьемонт (10%).

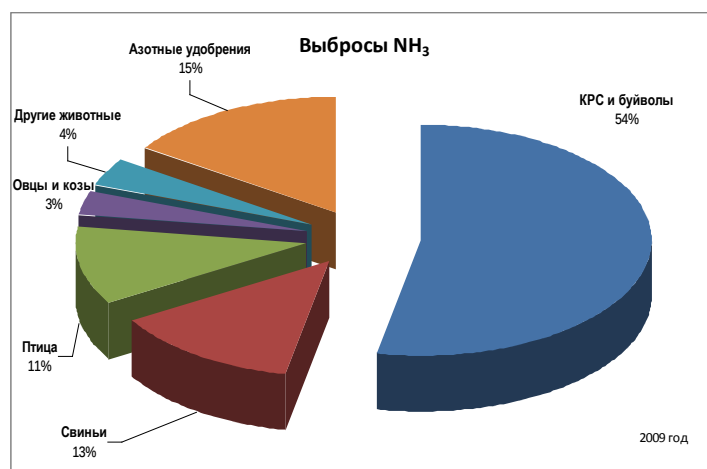


Рисунок 8.2. Распределение выбросов аммиака в сельском хозяйстве.

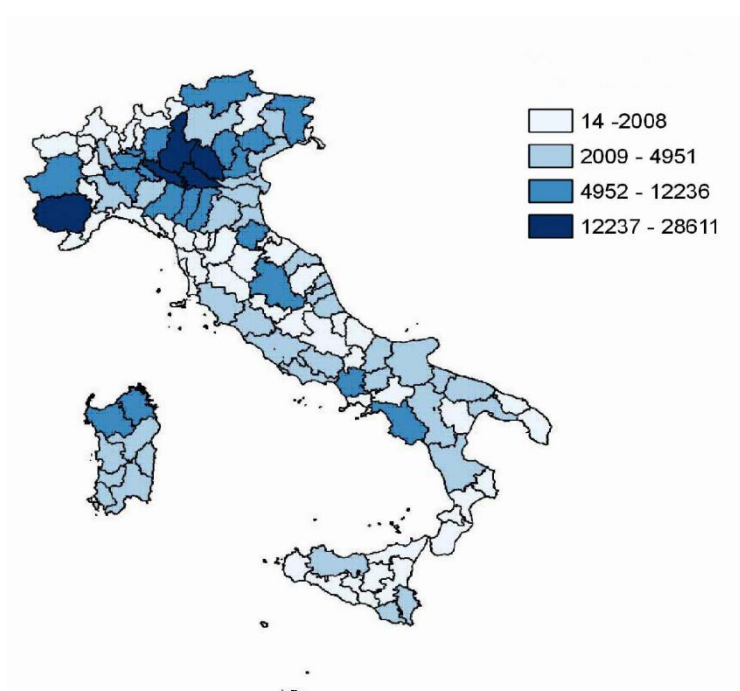


Рисунок 8.3. Выбросы NH₃ из сельского хозяйства в 2005 году.

8.3 Успешные мероприятия

Борьба с загрязнением окружающей среды из рассредоточенных сельскохозяйственных источников в Италии осуществляется с помощью законодательных инициатив, таких как внедрение Директивы о комплексном предотвращении и контроле загрязнений (IPCC) и Директивы по нитратам, а также благодаря консультативным службам и продвижению добровольно принимаемых мер по внедрению надлежащих сельскохозяйственных практик при поддержке государственных фондов, например фондов по развитию сельской местности (RDP).

Снижение выбросов NH_3 на 19% за период с 1990 по 2009 произошло, в первую очередь, из-за уменьшения поголовья животных. Поголовье молочного и немолочного скота сократилось на 29% и 17%, соответственно. Основной причиной этого стала система квот на молоко в рамках Общей сельскохозяйственной политики ЕС. Однако свою роль сыграло и постепенное распространение наилучших доступных технологий (НДТ). Не имеется официальных статистических данных о распространении методов по снижению выбросов аммиака. Благодаря исследованиям, которые финансировались ISPRA, Министерством окружающей среды и ENEA (Национальным агентством по новым технологиям, энергетике и окружающей среде) в ходе которых проверялось внедрение НДТ в хозяйствах, работающих под директивой IPPC, удалось собрать данные об использовании технологий снижения выбросов в Италии, особенно что касается содержания свиней и птиц, хранения навоза и его внесения на поля (Córdor R.D и др., 2008). Однако национальная оценка выбросов по-прежнему в большей степени основывается на заключениях экспертов, а не на статистических данных. Хотя в рамках 6-й общей сельскохозяйственной переписи 2010 года была собрана информация по периоду выпаса животных, системам содержания животных, характеристикам систем хранения и методам внесения на поля жидкого и твердого навоза.

Ниже (Таблица 8.4 и Таблица 8.5) представлены данные о распространении методов снижения выбросов из свинарников и птичников по оценке национальной инвентаризации выбросов за 2006 год. В секторе выращивания/откорма свиней, где сосредоточено 75-80% общего живого веса этих животных, наиболее распространенным является содержание с использованием низкоэффективных методов снижения выбросов. Таким образом, с учетом живого веса различных категорий свиней получается, что более 70% общего живого веса свиней в стране содержатся в свинарниках, где внедрены наилучшие доступные технологии (54 - низкоэффективные и 18% высокоэффективные технологии вместе).

Таблица 8.4. Распространение методов снижения выбросов аммиака в свинарниках.

Категории свиней	Полностью решетчатый пол (базов.)				Полностью решетчатый пол (базов.)			
	Низкоэффективные технологии	Высокоэффективные технологии	Всего	Низкоэффективные технологии	Высокоэффективные технологии	Всего		
	% поголовья				% общего живого веса			
Поросята	64%	25%	11%	100%	2,5%	1,0%	0,4%	4%
Подсосные свиноматки	52%	39%	9%	100%	2,4%	1,8%	0,4%	5%
Супоросные свиноматки	26%	59%	15%	100%	3,2%	7,4%	1,9%	13%
Свиньи на откорме	26%	55%	19%	100%	20,0%	43,1%	15,1%	78%
Хряки	60%	40%	0%	100%	0,4%	0,3%	0,0%	1%
Общий живой вес свиней					29%	54%	18%	100%

Таблица 8.5. Распространение методов снижения выбросов аммиака в птичниках яичного направления.

Куры-несушки	Продолжительное хранение под клетками (базовый)	Вентилируемые ленты (высокая эффективность)	Вентилируемая глубокий канал (низкая эффективность)	Сушильный туннель (высокая эффективность)	Всего
Под ИРРС	5%	81%	11%	3%	100%
Вне ИРРС	70%	30%	0%	0%	100%
Всего	11%	76%	10%	3%	100%

В птицеводстве по имеющимся данным все еще наблюдается ситуация с преимущественным содержанием кур в клетках, а не с использованием альтернативных систем. Тем не менее, в хозяйствах, работающих в соответствии с Директивой ИРРС, в которых содержится около 80% общего поголовья птицы, методы снижения выбросов (с быстрой сушкой помета) широко распространены.

Хранение жидкого навоза свиней и КРС, в основном, осуществляется в открытых резервуарах и лагунах (Таблица 8.6). Тем не менее, в настоящее время хозяйства адаптируют хранилища навоза к требованиям программ действий Директивы по нитратам путем строительства хранилищ жидкого навоза с покрытиями.

Таблица 8.6. Распространение методов снижения выбросов аммиака в хранилищах свиного жидкого навоза.

Хранение свиного жидкого навоза	Лагуны		Закрытый резервуар		Открытый резервуар	
	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон
Под ИРРС	45%	13-90%	3%	1-18%	52%	6-69%
Вне ИРРС	35%	18-69%	5%	0-16%	60%	13-80%
Всего	42%	15-80%	4%	1-10%	55%	9-74%

В яичном птицеводстве необходимость сохранения большого количества сухого вещества в помете, удаленном из птичника, привела к широкому использованию крытых ангаров для хранения помета до внесения на поля (Таблица 8.7).

Таблица 8.7. Распространение методов снижения выбросов аммиака в хранилищах птичьего помета.

Хранение птичьего помета	Бурт в поле	Навес	Бетонированная площадка	Для удобрения растений	Всего
Куры-несушки	0%	65%	14%	20%	100%
Бройлеры	58%	0%	5%	37%	100%

Данные о внесении жидкого навоза на поля (Таблица 8.8) показывают, что в стране все еще доминирует разбрасывание навоза без его быстрой заделки (от 60 до 80% жидкого навоза). Непосредственная инъекция жидкого навоза сильно ограничивается характеристиками почв (в бассейне реки По очень тяжелые почвы, а в горах почвы каменистые, и поля находятся на склонах).

Таблица 8.8. Текущее распространение методов снижения выбросов аммиака при внесении навоза на поля (2007 год, по данным ISPRA).

Технологии внесения на землю	Снижение выбросов, (%)	% распространения						
		Молочные коровы - жидкий навоз	Молочные коровы - подстилочный навоз	Другие КРС - жидкий навоз	Другие КРС - подстилочный навоз	Свины	Куры- несушки	Бройлеры
Разбрасывание (базовый)		70%	60%	70%	80%	78%	9%	71%
Низкоэффективные технологии	20-40%	10%	30%	10%	15%	11%	37%	17%
Высокоэффективные технологии	60-80%	20%	10%	20%	5%	11%	54%	13%

В 2009 году в рамках исследования, проведенного Животноводческим исследовательским центром (CRPA) для Института по исследованию и охране окружающей среды (ISPRA), был организован опрос хозяйств и консультативных служб с целью получить их оценку текущей ситуации и прогноз относительно будущего распространения методов внесения навоза. В результате было выявлено, что ожидается некоторое увеличение распространения (+10-20%) неглубокой инъекции, удобрительного орошения и ленточного внесения. Для твердого навоза уже предусмотрена немедленная заделка (в течение 12-24 часов) в соответствии с региональными Планами действий по внедрению Директивы по нитратам (Córdor, R.D., Valli, V., 2011).

Распространение методов снижения выбросов химически активного азота из сельскохозяйственных предприятий происходит благодаря следующим основным движущим факторам:

- законодательство, в особенности Директива IPCC, Директива по нитратам и директивы по защите животных (хотя последние в некоторых случаях приводят к увеличению выбросов);
- мотивация хозяйств к улучшению состояния окружающей среды на ферме (например, использование методов частого удаления жидкого навоза, улучшение вентиляции и т.п.), к облегчению выполнения операций по удалению, хранению и внесению навоза (например, быстрая сушка птичьего помета) и к поддержанию хороших добрососедских отношений с уменьшением количества возможных судебных разбирательств (например, за счет быстрой заделки жидкого и твердого навоза после его внесения).

8.4 Текущие проблемы и вопросы, требующие решения в будущем

Проблемы и решения

В Италии реализация Директивы IPCC и Директивы по нитратам находится в ведении региональных органов власти. Однако для обеспечения единой базы для этой реализации, Министерством по охране окружающей среды на основе Европейского справочника по наилучшим доступным технологиям (BREF) было разработано национальное руководство (Постановление 29/01/07) по определению наилучших доступных технологий (НДТ) в области свиноводства и птицеводства.

Аналогичным образом Постановление Министерства от 7 апреля 2006 года установило на национальном уровне положения Директивы по нитратам, регулирующие использование удобрений на уязвимых к действию нитратов участках и системы обращения с навозом на всей территории страны. Этим постановлением были объявлены минимальные требования к

навозохранилищам и внесению навоза на склонах, периоды, запрещенные для внесения навоза на поля, и защитные полосы вдоль водных объектов. В соответствии с Постановлением были разработаны региональные планы мероприятий по обращению с навозом, которые содержали лишь небольшое количество специфичных для регионов положений, внесенных для того, чтобы адаптировать общенациональные требования к сильно различающимся климатическим, землепользовательским и агрономическим условиям территории Италии.

Будущие проблемы в связи с национальными обязательствами по Гетеборгскому Протоколу

Был просчитан ряд сценариев по внедрению мер пересматриваемого Гетеборгского Протокола относительно трех возможных целевых уровней с использованием оценочного инструмента, разработанного в рамках исследования, выполненного при финансовой поддержке Министерства по охране окружающей среды. Этот инструмент основан на модели Miterra-Eurore, но с адаптацией к итальянским реалиям и детализацией по провинциям. Потенциал снижения выбросов аммиака оценен в 10% для сценария с наименьшим целевым уровнем, в 20% - для сценария со средним целевым уровнем, и в 40% - для сценария с наибольшим целевым уровнем. Однако даже сценарий с наименьшим целевым уровнем предполагает внедрение мер, требующих определенных усилий (от животноводческого сектора, с учетом текущей экономической ситуации, и включая в большой степени также КРС).

Проведенная оценка позволяет определить, какие меры влекут за собой повышенный риск перекрестных загрязнений, т.е. переноса загрязнений с одного объекта на другой. Меры по снижению выбросов аммиака, принимаемые только на ранних этапах в цепочке образования выбросов от животноводства, могут привести к более высокому содержанию азота в навозе и, соответственно, к внесению большего количества азота на поля, повышая риск выделения нитратов.

Выигрышное из экономических и экологических соображений сокращение выбросов азота в атмосферу и водные объекты могут принести только меры, которые обеспечивают реальное снижение количества общего азота, попадающего в цикл, такие как низкопротеиновые кормовые рационы или снижение внесения минеральных удобрений с оптимизацией использования навозных стоков, увеличением эффективности использования азота и адаптацией внесения удобрений к потребностям выращиваемых культур.

Научные исследования и практические потребности

Полная реализация ограничений Директивы по нитратам с обязательным и широкомасштабным применением сельскохозяйственных планов по удобрениям по всей стране, позволяющих избежать излишков азотных минеральных удобрений и повышающих эффективность использования азота в навозе путем оптимизации времени внесения, должна привести к эффективному снижению риска вымывания нитратов, а также сокращению выбросов аммиака и закиси азота.

Инициативы по обучению и распространению соответствующей информации среди работников сельского хозяйства и служб по внедрению опыта относительно той пользы, которую могут принести на региональном и глобальном уровне сбалансированное применение азотных удобрений и увеличение азотной эффективности на уровне хозяйства, что позволит избежать излишка выбросов химически активного азота, способны в большой мере поднять уровень осознания проблемы работниками сельского хозяйства и их готовность принимать соответствующие меры.

8.5 Литература

Bonazzi, G., Crovetto, M., Della Casa, G., Schiavon, S., Sirri, F. (2005).

Количественная оценка содержания азота и фосфора в навозе сельскохозяйственных животных: Южная Европа (Италия). – Evaluation of nitrogen and phosphorus in livestock manure: Southern Europe (Italy). In Workshop: Nutrients in livestock manure, Bruxelles.

Cóndor R.D., Di Cristofaro E., De Lauretis R. (2008). Agricoltura: inventario nazionale delle emissioni e disaggregazione provinciale. Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, ISPRA Rapporto tecnico 85/2008. Roma, Italia. URL: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/agricoltura-inventario-nazionale-delle-emissioni-e>

Cóndor, R.D. (2011). Agricoltura: emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009. Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA). ISPRA Rapporto tecnico 140/2011. Roma, Italia. URL: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/agricoltura-emissioni-nazionali-in-atmosfera-dal>

Cóndor, R.D., Valli, V. (2011). Национальные выбросы аммиака и сценарии выбросов при применении азотных удобрений в Италии. – National ammonia emissions and emission scenarios from the agronomic land spreading and the use of nitrogen fertilizer in Italy. Edited by CRPA S.p.A. URL: http://www.crpa.it/media/documents/crpa_www/Pubblicazi/E-book/Ammoniaca2011/EmissioniAmmoniaca.pdf

ISPRA (2011 [a]). Инвентаризации выбросов в Италии в 1990-2009 годах. – Italian Emission Inventory 1990-2009. Informative Inventory Report 2011, ISPRA Rapporto tecnico 138/2011. Roma, Italia.

ISPRA (2011 [b]). Инвентаризации выбросов парниковых газов в Италии в 1990-2009 годах. – ISPRA Rapporto tecnico 139/2011. Roma, Italia. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/italian-greenhouse-gas-inventory-1990-2009-3>

Министерство по охране окружающей среды, земельных и морских ресурсов и Министерство по сельскому хозяйству, пищевой и лесной промышленности – Запрос от 2010 года от Италии на частичную отмену параграфа 2(b) Приложения III к Директиве 91/676/ЕЕС об ограничении выбросов от навоза, получаемого от животноводства, на уровне 170 кг азота на гектар в год. – Ministry for Environment, Land and Sea, Ministry for Agriculture, Food and Forestry Policies - Request from Italy for a derogation under paragraph 2(b) of Annex III to Directive 91/676/EEC from the limit of 170 kilograms of Nitrogen per hectare per year from livestock manure, 2010.

9 Выбросы аммиака в Нидерландах

К.В. Ван дер Хук¹, К.М. Грунштейн² и Б.Й. де Хан³

¹Национальный Институт общественного здоровья и окружающей среды (RIVM), Бильтховен, Нидерланды

²Группа по Науке о Животных (ASG), Лелиштад, Нидерланды

³Агентство по оценке окружающей среды Нидерландов (PBL), Бильтховен, Нидерланды

E-mail: klaas.van.der.hoek@rivm.nl

9.1 Общая информация о стране

Нидерланды – это страна, лежащая в плодородной дельте рек Рейн и Маас. Плотность населения в стране одна из самых высоких в Европе и доходит до 450 жителей на квадратный километр. Хорошо развитый сельскохозяйственный сектор поддерживает экономику Голландии. Несмотря на относительно низкие абсолютные величины, плотность поголовья животных в расчете на гектар сельскохозяйственных земель также высока (Таблица 9.1). Из-за этих плотностей выбросы азота, либо в виде оксида азота, либо в виде аммиака, высоки, и отложение азота препятствует восстановлению природных экосистем.

Таблица 9.1. Поступление азота в сельскохозяйственные земли и связанные с ним выбросы аммиака, кг N/га и кг NH₃/га соответственно. Источник:

<http://statline.cbs.nl/statweb/>

	1990	1995	2000	2005	2010
Выделение азота животными	346	340	275	239	245
- в том числе отложено на пастбищах	94	86	62	47	37
Внесение азотных удобрений	206	203	170	140	110
Выбросы NH ₃ из сельскохозяйственного сектора (животные+внесение удобрений)	167	94	72	60	53

Площадь сельскохозяйственных земель в Нидерландах составляет 2 000000 гектаров.

Общие выбросы аммиака от животноводства оценивались на уровне 95 тысяч в 2010 году. 50% этого количества приходится на молочный скот и 24% – на свиней. В 2010 году системам содержания животных и внесения навоза приписывались 53% и 42% выбросов. Внесение промышленных азотных удобрений добавило 10 тысяч тонн выбросов аммиака, так что всего на сельскохозяйственное производство пришлось 105 тысяч тонн аммиака (Таблица 9.2).

Таблица 9.2. Сельскохозяйственные выбросы аммиака в Нидерландах в 2010 году по основным секторам и стадиям производства продукции животноводства (Van Bruggen и др., 2012).

Сектор животноводства	NH ₃ , тысяч тонн	Стадия	NH ₃ , тысяч тонн
Молочное	48	Содержание	
Мясное, КРС	7	животных	51
Овцы, козы,		Хранение навоза	3
лошади и пони	3	Внесение навоза	40
Свиньи	23	Выпас	2
Птица	14	Внесение N	
Всего	95	удобрений	10
		Всего	105

Содержание животных

Системы содержания, использовавшиеся в Нидерландах для основных категорий животных в период с 1990 по 2010 год, представлены в таблице (Таблица 9.3). За последние двадцать лет доля привязного содержания молочных коров уменьшилась вдвое, при этом доля боксового содержания с низкими выбросами осталась незначительной. В зимние месяцы молочные коровы содержатся в больших хорошо вентилируемых помещениях. Та как пол здесь загрязнен навозом и мочой, выбросы аммиака относительно высоки.

Таблица 9.3. Доля систем содержания основных категорий животных, % (Van Bruggen и др., 2011; 2012).

Категории животных	Системы содержания	1990	1995	2000	2005	2010
Молочные коровы	Боксовое содержание	91	91	90	92	95
	Содержание с низкими выбросами	0	0	1	2	1
	Привязное содержание	9	9	9	6	4
Свиньи на откорме	Стандартное содержание	100	100	87	68	49
	Содержание с низкими выбросами	0	0	13	32	51
Свиноматки и поросята	Стандартное содержание	100	100	84	60	48
	Содержание с низкими выбросами	0	0	16	40	52
Куры несушки старше 18 недель	Клеточное содержание	92	89	77	57	41
	Напольное содержание: стандартное	8	11	23	33	13
	Напольное содержание: с низкими выбросами	0	0	0	0	6
	Вольерное содержание: стандартное	0	0	0	7	14
	Вольерное содержание: с низкими выбросами	0	0	0	1	21
	Другие типы содержания	0	0	0	3	5
	Стандартное содержание	100	100	100	90	63
	Содержание с низкими выбросами	0	0	0	10	37
Бройлеры						

Строения с низкими выбросами для свиней на откорме и свиноматок начали появляться после 1995 года, и сейчас их доля достигла приблизительно 50%. Около 20% скотомест для свиней на откорме и свиноматок оснащены воздушными скрубберами, а остальные 30% скотомест с низкими выбросами имеют адаптированные полы или адаптированные хранилища навоза под полом.

Для кур-несушек старше 18 недель доля клеточного содержания за последние 20 лет упала более чем в 2 раза, а доля напольных и вольерных систем соответственно увеличилась. Доля использования построек с низкими выбросами для кур-несушек ниже, чем для свиней и бройлеров. Воздушные скрубберы редко используются в птицеводческих хозяйствах – ими оборудованы лишь 1- 2% всех мест для содержания птицы.

Хранение навоза

В Нидерландах основная часть навоза, производимого в животноводческих помещениях - это навоз в жидкой форме. Молочные коровы и свиньи производят почти 100% жидкого навоза, а птица в настоящее время производит почти 100% твердого навоза (Таблица 9.4).

Таблица 9.4. Навоз в жидкой форме от основных категорий животных, % от общего количества животных (Van Bruggen и др., 2011; 2012).

Категория животных	1990	2000	2010
Молочные коровы	89	96	98
Мясной КРС	67	67	67
Свиньи на откорме	100	100	100
Свиноматки и поросята	100	100	95
Куры-несушки старше 18 недель	61	23	2
Бройлеры	0	0	0

Жидкий навоз обычно хранится в животноводческих помещениях под щелевыми полами. Однако емкость таких внутренних хранилищ часто слишком мала чтобы обеспечить период, в течение которого внесение навоза на поля не разрешается. Поэтому практически все хозяйства имеют внешние хранилища навоза. Примерно с 1990 года законодательство обязало закрывать все внешние хранилища навоза.

Внесение навоза

Что касается навоза от животных, собранного в животноводческих помещениях в 2010 году, около половины птичьего помета было либо сожжено, либо экспортировано за границу, а остаток был равномерно распространен по лугопастбищным и пахотным землям. Технологии внесения навоза с низкими выбросами используются в Нидерландах с 1995 года. В 2010 году из технологий внесения навоза на лугопастбищных землях 56% приходилось на неглубокую инъекцию, 35% - на комбинацию неглубокой инъекции, ленточного внесения и узко ленточного внесения, и 9% - на поверхностное внесение. На пахотных землях 61% составляла инъекция, 35% - комбинация неглубокой инъекции, ленточного внесения, узко ленточного внесения и поверхностного разбрасывания с заделкой в 1 или 2 полосы, и 4% - широкое поверхностное разбрасывание (Van Bruggen и др., 2012).

Выпас

За последние двадцать лет интенсивность выпаса в Нидерландах снизилась. В пересчете на азот, доля азота, выделенного на пастбищах, относительно общего выделения азота всеми животными стабильно уменьшалось с 27% в 1990 году до 15% в 2010 году (см. Таблица 9.1). Это уменьшение частично было вызвано также снижавшимся в этот период содержанием азота в траве.

9.2 Инвентаризация выбросов аммиака

Обычно подсчет выбросов аммиака производится путем умножения исходных данных на коэффициент выбросов. Исходные данные представляют собой количество животных конкретной категории, получаемое из ежегодной Сельскохозяйственной переписи.

В Нидерландах используется модель массообмена для расчета выбросов аммиака путем отслеживания потоков азота через полный цикл животноводческого производства, с использованием специфичных для Нидерландов коэффициентов выбросов для каждой операционной стадии: содержание животных, внесение навоза и выпас. Коэффициенты выбросов для этих операционных стадий основаны на результатах исследований, проведенных в стране на уровне хозяйств и полей.

В последнее время модель массообмена была усовершенствована путем использования значений Общего Аммонийного Азота (TAN) вместо общего азота. Дальнейшим усовершенствованием явился учет потерь других соединений азота, таких как N_2 , N_2O и NO , на каждой операционной стадии (Velthof и др., 2012). С использованием этой обновленной модели массообмена были пересчитаны выбросы аммиака с 1990 по 2010 год (Van Bruggen и др., 2011).

Выделение азота

Выделение азота и содержание Общего Аммонийного Азота (TAN) рассчитываются по модели массообмена для каждой категории животных. Модель рассчитывает выход питательных веществ, вычитая из общего потребления питательных веществ животным выделение питательных веществ с мясом, молоком, яйцами и шерстью. Общее поступление питательных веществ с кормом основано на количестве корма и содержании в нем питательных веществ, а удаление питательных веществ основано на количестве продукции и содержании в ней питательных веществ. Данные по количеству корма и животноводческих продуктов берутся из статистики и таблиц кормления, а данные по содержанию питательных веществ берутся из литературы и исследований. В последнее время также рассчитываются данные по содержанию Общего Аммонийного Азота (TAN) и добавляются в базу данных выхода питательных веществ по категориям животных. Эта база данных сейчас содержит данные по азоту, Общему Аммонийному Азоту (TAN), фосфатам, калию и производству навоза за весь период с 1990 по 2010 год (CBS, 2009; 2012).

Мониторинг внедрения технологий с низкими выбросами

Внедрение технологий с низкими выбросами выполняется по своему графику для каждой системы содержания животных с низкими выбросами аммиака и каждой технологии внесения навоза с низкими выбросами (см., например, Таблицу 9.3). Кроме того, требуется информация по другим параметрам,

таким как доля твердого и жидкого навоза, время выпаса и т.д. Информация по этим исходным данным относительно доли внедрения собирается путем включения одностраничной анкеты по определенной теме в анкеты ежегодной Сельскохозяйственной переписи (Van Bruggen и др., 2011).

Новый протокол измерений для животноводческих помещений

До последнего времени протокол измерений выбросов аммиака от животноводческих помещений предписывал измерения в течение полных производственных циклов на протяжении целого года, чтобы учесть и летние, и зимние условия. Обычно эти измерения проводились в одном хозяйстве, а сезонные колебания в большей или меньшей степени компенсировались благодаря использованию средних выбросов из циклов для расчета коэффициента выбросов. Однако интенсивность выбросов может значительно меняться во времени, в течение дня, в течение сезонов и даже по годам. Эти колебания вызваны внешними погодными условиями, которые влияют на микроклимат в животноводческих помещениях, и различными особенностями работы хозяйств, в частности качеством кормов и интенсивностью вентиляции. Величина этих колебаний изучалась статистическими методами на временных рядах выбросов из свинарников. Исследование показало значительные колебания выбросов внутри хозяйств и между различными хозяйствами (Mosquera and Ogink, 2008). Есть основания полагать, что для других категорий животных, в частности птицы и молочного скота, характерны аналогичные колебания внутри хозяйств и между различными хозяйствами.

По этой причине протокол измерений изменился. Основные характеристики следующие:

- отбор проб в четырех хозяйствах;
- шесть двадцатичетырехчасовых периодов отбора проб, распределенных в течение года в произвольном порядке;
- для животных на выращивании измерения следует распределить в произвольном порядке внутри фаз роста;
- менее жесткие требования предъявляются к точности измерений.

Обобщая все вышесказанное, с целью установления годовых выбросов NH_3 из системы содержания животных, протокол измерений на нескольких позициях представляет собой переход от многократных измерений в течение длительного периода на одном месте к менее частому отбору проб в четырех хозяйствах с применением менее точных измерительных методов (Ogink и др., 2011).

Реестр выбросов и переноса загрязнителей

Данные по выбросам для всех секторов в Нидерландах, включая сельское хозяйство, хранятся в одной централизованной базе данных (<http://www.emissieregistratie.nl>). Все национальные и международные отчеты выполняются на основании этой централизованной базы данных, которая содержит данные по выбросам более чем 350 соединений. Также эта база данных содержит справочные документы по расчетам выбросов.

9.3

Снижение выбросов аммиака

Общие выбросы аммиака в Нидерландах в 2010 году составили 122 тысячи тонн, что ниже потолка для страны для общих выбросов аммиака на уровне в 128 тысяч тонн в 2010 году (Jimink и др., 2012). Источником большей части этих выбросов является сельскохозяйственное производство, на которое в 2010 году пришлось 105 тысяч тонн выбросов аммиака.

За последние двадцать лет выбросы аммиака от сельскохозяйственного производства заметно уменьшились (Рисунок 9.1). С 1990 года выделение азота упало на 29%, а выбросы аммиака упали на целых 70%. Это явно свидетельствует об успешности внедрения технологий с низкими выбросами в системах содержания животных и внесения навоза (см. Таблица 9.1).

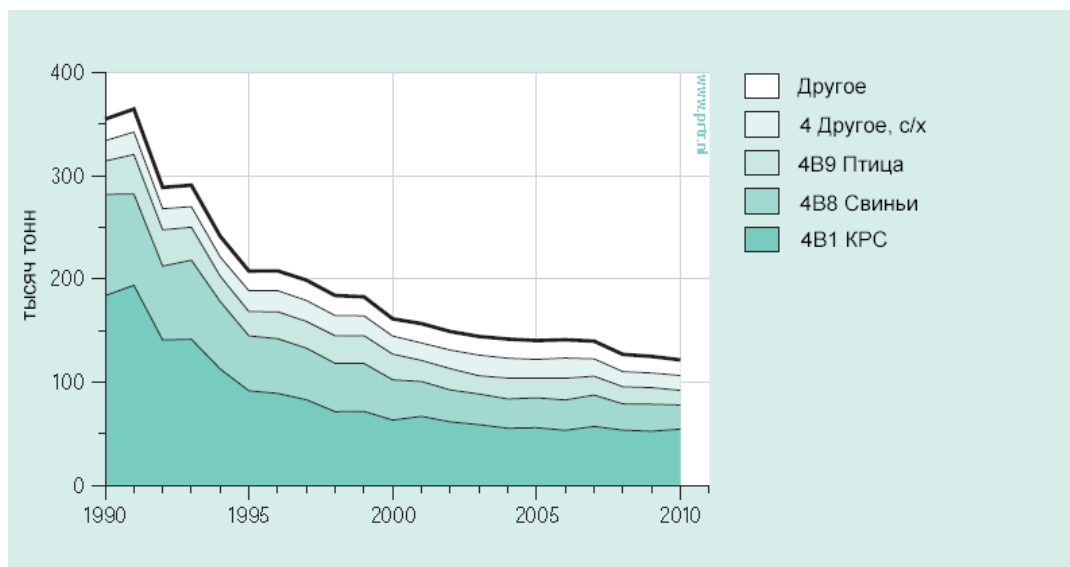


Рисунок 9.1. Выбросы аммиака в Нидерландах за период с 1990 по 2010 год (Jimtink и др., 2012).

Успешные меры по снижению выбросов

Были реализованы следующие меры по снижению выбросов:

- Корма для животных. Снижение содержания азота в кормах для животных и пастбищных продуктах (см. ниже раздел по Промышленным азотным удобрениям).
- Животноводческие помещения. Разработка и строительство помещений с низкими выбросами. Доступно описание перспективных помещений с низкими выбросами (Starmans and Van der Hoek, 2007).
- Хранилища навоза животных. Все внешние хранилища жидкого навоза закрыты.
- Внесение навоза животных. Разработка и реализация технологий по внесению навоза с низкими выбросами.
- Промышленные азотные удобрения. Объемы вносимых промышленных азотных удобрений с 1990 года уменьшились вдвое.

Промышленные азотные удобрения

Использование промышленных азотных удобрений в Нидерландах упало практически вдвое за последние двадцать лет: 412 тысяч тонн в 1990 году и 220 тысяч тонн в 2010 году. Побочным эффектом стало снижение в этот период содержания азота в траве: 42 г N/кг в 1990 году и 32 г N/кг в 2010 году (CBS, 2009; 2012).

9.4 Задачи на будущее

Хоть и общие выбросы аммиака в 2010 году, составившие 122 тысячи тонн, были ниже потолка по выбросам, установленного для Нидерландов на уровне в 128 тысяч тонн, все равно есть повод для некоторого беспокойства. Во-первых, неопределенность уровня выбросов составляет 17% (Jimmink и др., 2012). Кроме того, не совсем ясно, какое влияние на поголовье животных в Нидерландах окажет упразднение к 2014 году системы молочных квот ЕС и к 2015 году Голландской системы защиты животных при интенсивном сельскохозяйственном производстве.

Необходимо улучшение точности инвентаризации выбросов, так как, когда потребуется дальнейшее снижение выбросов аммиака, это снижение должно быть получено за счет увеличения доли животноводческих помещений с низкими выбросами, которая сейчас относительно невысока (Таблица 9.3). Однако переход к животноводческим помещениям с низкими выбросами для существующих хозяйств довольно дорог.

Качество инвентаризации выбросов аммиака в сельском хозяйстве во многом зависит от качества информации относительно доли технологий с низкими выбросами в системах содержания животных и внесения навоза. Поэтому необходимо улучшение мониторинга технологий с низкими выбросами.

Соответствие Голландскому потолку по выбросам аммиака само по себе не означает, что отложения азота не превышают критические нагрузки на местах. Решением этих проблем мог бы стать перенос процессов животноводческого производства в менее чувствительные регионы. Установка так называемых комбинированных воздушных скрубберов, удаляющих аммиак и PM_{10} , представляет собой перспективный подход к снижению выбросов аммиака и PM_{10} в регионах с высокой плотностью поголовья свиней и птицы (Bloemen и др., 2009).

Эффективность использования ресурсов

Используя технологии с низкими выбросами, хозяйства могут не только уменьшить осаждение аммиака на прилегающих природных территориях, но они также сохраняют ценные питательные вещества в навозе у себя вместо того, чтобы давать им уходить в атмосферу в форме аммиака. Таким образом, эти технологии могут помочь сэкономить на использовании дорогостоящих промышленных азотных удобрений. Производство промышленных азотных удобрений связано со значительными выбросами парниковых газов. Так что применение технологий с низкими выбросами окажет положительный эффект и на доход хозяйств, и на состояние окружающей среды.

9.5 Литература

Bloemen, H.J.T., Uiterwijk, W., Van der Hoek, K.W. (2009). Вклад животноводческих хозяйств в концентрации мелких частиц. Промежуточный отчет за 2008 год по сельскохозяйственному развитию региона De Rips. – Contribution of animal farms to particulate matter concentrations. Interim report 2008 for the agricultural development region De Rips. RIVM Rapport 680888002, Bilthoven (in Dutch).

CBS (2009). Навоз от домашнего скота и питательные вещества, статистические данные в Нидерландах за 1990-2008 годы. – Livestock Manure and Nutrients 1990-2008. Statistics Netherlands (CBS), The Hague, The Netherlands.

CBS (2012). Навоз от домашнего скота и питательные вещества, статистические данные в Нидерландах за 2010 год. Livestock Manure and Nutrients 2010. Statistics Netherlands (CBS), The Hague, The Netherlands (in Dutch).

Jimink, B.A., Coenen, P.W.H.G., Dröge, R., Geilenkirchen, G.P., Leekstra, A.J., Van der Maas, C.W.M., te Molder, R.A.B., Peek, C.J., Vonk, J., Wever, D. (2012). Выбросы трансграничных воздушных загрязнителей в Нидерландах в 1990-2010 годах. – Emissions of transboundary air pollutants in the Netherlands 1990-2010: Informative Inventory Report 2012. RIVM Report 680355008, Bilthoven.

Mosquera, J., Ogink, N.W.M. (2011). Необходимое снижение периодов выборки в протоколах по определению выбросов аммиака от строений, где содержатся свиньи на откорме, с использованием измерений и моделирования. – Reducing the sampling periods required in protocols for establishing ammonia emissions from pig fattening buildings using measurements and modeling. Biosystems engineering 110, 90-96.

Ogink, N.W.M., Mosquera, J., Hol, J.M.G. (2011). Протокол измерений выбросов аммиака от систем содержания в животноводческом производстве 2010. – Measurement protocol for ammonia emission from housing systems in livestock production 2010. Rapport 454. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, the Netherlands (in Dutch).

Starmans, D.A.J., Van der Hoek, K.W. (eds.) (2007). Аммиак, ситуация в Нидерландах. – Ammonia, the case of The Netherlands. Wageningen Academic Publishers, Wageningen. Pp 204.

Van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.W., Huijsmans, J.F.M., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. (2011). Выбросы аммиака от навоза животных и неорганических удобрений с 1990 по 2008 год. – Ammonia emissions from animal manure and inorganic fertilisers between 1990 and 2008. WOt-report nr. 250. Working group NEMA, Wageningen, the Netherlands.

Van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.W., Huijsmans, J.F.M., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. (2012). Выбросы аммиака от навоза животных и неорганических удобрений в 2010 году. – Ammonia emissions from animal manure and inorganic fertilisers in 2010. WOt-report nr. 294. Working group NEMA, Wageningen, the Netherlands (in Dutch).

Velthof, G.L., Van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.W., Huijsmans, J.F.M. (2012). Модель для инвентаризации выбросов аммиака от сельского хозяйства в Нидерландах. – A model for inventory of ammonia emissions from agriculture in the Netherlands. Atmospheric Environment 46, 248-255.

10 Выбросы аммиака в Румынии

Фелиция Иоана, Михаэла Кристина Негулеску, Михаэла Клаудия Паун
Управление по контролю загрязнений и оценке их воздействий,
Министерство окружающей среды и лесов. Бульвар Свободы 12, 5^й Округ,
Бухарест, Румыния

E-mail: felicia.ioana@mmediu.ro; cristina.negulescu@mmediu.ro;
mihaela.ciobanu@mmediu.ro

10.1 Институциональная структура и законодательная база

Румыния ратифицировала Конвенцию о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (CLRTAP) принятием Закона № 8/1991, а Протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном, далее называемый «Гетеборгский Протокол» - принятием Закона № 271/2003.

Основные положения Гетеборгского Протокола также входят в законодательство Европейского Союза и выполняются Румынией, как одним из его членов.

Министерство окружающей среды и лесов является органом, ответственным за разработку национального законодательства в области контроля загрязнений воздуха и за координацию выполнения положений CLRTAP. Под юрисдикцией Министерства окружающей среды и лесов было создано Национальное агентство по охране окружающей среды. Это агентство имеет разветвленную структуру (34 местных и 8 региональных агентств) и отвечает за выполнение положений CLRTAP на местном, региональном и национальном уровнях.

Для контроля и проверки соответствия положениям CLRTAP на национальном уровне под юрисдикцией Министерства окружающей среды и лесов было создано Национальное бюро по охране окружающей среды, также с разветвленной структурой.

В плане регулирования выбросов аммиака деятельность Министерства окружающей среды и лесов осуществляется в тесном сотрудничестве с Министерством сельского хозяйства и развития сельской местности, которое управляет данными и информацией по сельскохозяйственному сектору.

10.2 Общая информация о выбросах аммиака в стране

В соответствии с Приложением II Гетеборгского Протокола национальный верхний предел выбросов для NH_3 на 2010 год составляет 210 тысяч тонн в год.

На национальном уровне сельское хозяйство является самым главным источником выбросов NH_3 – на него приходится почти 85% общих национальных выбросов.

По данным, представленным на рисунке (Рисунок 10.1), видно, что общие национальные выбросы аммиака увеличились с 198,5 тысяч тонн в 2005 году до 202,61 тысяч тонн в 2007, а потом упали до 161,3 тысяч тонн в 2010 году. На эти колебания значительное влияние оказали следующие категории: «4.В.1 – КРС», «4.В.8 – Свиньи» и «4.В.9 – Куры-несушки и бройлеры».

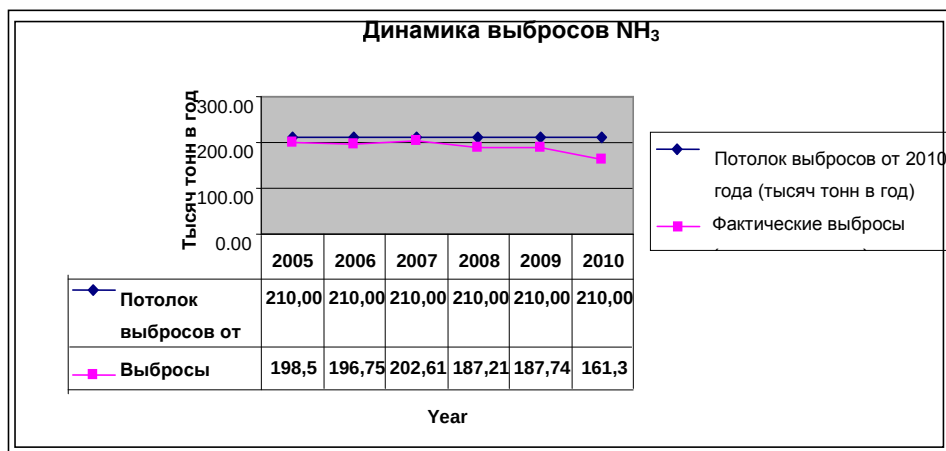


Рисунок 10.1. Динамика выбросов NH₃ с 2005 по 2010 год.

Источник: Ежегодная инвентаризация выбросов за 2011 и 2012 годы, Национальное агентство по охране окружающей среды, загружено по следующей ссылке: http://cdr.eionet.europa.eu/ro/un/UNECE_CLRTAP_RO

Методология для оценки и отчета по выбросам соответствует последней версии Справочного Руководства ЕМЕР/ЕЕА по инвентаризации выбросов загрязнителей воздуха, 2009. При оценке выбросов по 4-му разделу Номенклатуры для отчетности (NFR) – «Сельское хозяйство», учитывались следующие категории:

- Кормление и содержание животных;
- Хранение навоза;
- Внесение навоза на поля;
- Выпас животных;
- Внесение удобрений (NH₃).

Данные по категориям были предоставлены Национальным институтом статистики (NIS) и Министерством сельского хозяйства и развития сельской местности.

Национальная справочная регулирующая система, доля маленьких и больших хозяйств, доля твердого и жидкого навоза

Большую часть сельскохозяйственных предприятий в нашей стране составляют частные хозяйства с небольшим количеством животных. По состоянию на 2007 год общее число сельскохозяйственных предприятий, имеющих в пользовании сельскохозяйственные земли и животных, составляло 3 254 42 единиц, из которых 3 252 011 - частные хозяйства и 2231- юридически оформленные сельскохозяйственные предприятия. Общее число сельскохозяйственных предприятий, имеющих только домашний скот, составляло 79 560 единиц, из которых 79 244 - частные хозяйства и 316 - юридически оформленные сельскохозяйственные предприятия (2007).

Говоря о хозяйствах с интенсивным животноводством, необходимо упомянуть о том, что Румыния, как член ЕС, обязана выполнять положения Директивы 1/2008 о Комплексном предотвращении и контроле загрязнений (IPCC). В соответствии с этими положениями все птицеводческие хозяйства с поголовьем более 40 000 птиц и все свиноводческие хозяйства с поголовьем более 2000 свиней или более 750 свиноматок должны иметь комплексные экологические разрешения, выдаваемые региональными Агентствами по охране окружающей среды, и применять наилучшие доступные технологии.

В соответствии с приказом Министерства № 1789/2007 необходимо получение экологического разрешения для всех животноводческих предприятий следующих типов:

- молочные хозяйства на 100 и более голов;
- хозяйства с овцами, козами, лошадьми, мулами, ослами на 1000 и более голов;
- свиноводческие хозяйства на 100 и более голов;
- птицеводческие хозяйства на 10000 и более голов;
- хозяйства с другими животными на 500 и более голов.

Экологические разрешения устанавливают, какие технологии должны применять хозяйства, а также количество, состав и системы обработки отходов, включая навоз.

Также экологические разрешения содержат требования Кодекса хороших сельскохозяйственных практик, которые содержат основные требования к

- хранению и обработке стоков и навоза в агро- и зоотехнических установках;
- внесению азотных удобрений (включая навоз), времени и технологиям внесения, неподходящим периодам для внесения азотных удобрений;
- внесению удобрений на неровных землях, соседствующих с водными объектами или водосборами, из которых берется вода для потребления населением, в случаях насыщения водой, наводнения, замерзания или покрытия снегом;
- данным относительно содержания удобрений в навозе.

Экологические разрешения также обязывают хозяйства проводить агрохимические анализы перед внесением жидкого навоза.

По состоянию на 2010 год 126 свиноводческих и 225 птицеводческих хозяйств, работающих в соответствии с Директивой IPPC, прошли инвентаризацию. Все эти хозяйства соответствовали требованиям Справочника по наилучшим доступным технологиям (BREF) для интенсивного выращивания птицы и свиней, который описывает следующие значимые мероприятия в рамках хозяйств, хотя признано считать, что не все мероприятия встречаются в каждом хозяйстве:

- управление хозяйством (включая техническое обслуживание и чистку оборудования);
- стратегия кормления (и приготовление кормов);
- выращивание животных;
- сбор и хранения навоза;
- переработка навоза на месте;
- внесение навоза на поля;
- обработка сточных вод.

Что касается хозяйств КРС, в 2010 году инвентаризацию прошли 166 таких хозяйств с вместимостью более 100 скотомест, среди которых было 158 молочных хозяйств.

В соответствии с данными, представленными Министерством сельского хозяйства и развития сельской местности, доля твердого навоза составляла 79%, а доля жидкого навоза – 21%.

Справочная информация по типам содержания животных

Обычно в частных хозяйствах животные содержатся в стойлах зимой и в загонах вне помещений летом.

В хозяйствах с интенсивным животноводством только КРС и овцы содержатся летом вне помещений, а свиньи и птица, в основном, содержатся в стойлах и клетках и в летний период, что соответствует требованиям по благополучию животных, прописанным в Справочнике BREF.

Технологии внесения навоза

Технологии внесения навоза в Румынии соответствуют требованиям Справочника BREF для интенсивного выращивания птицы и свиней. Что касается общепринятых систем управления хозяйствами с интенсивным животноводством, жидкий и твердый навоз обычно удаляется из помещений механизированным способом.

К примеру, в хозяйствах КРС навоз собирается с помощью скрепера и затем хранится на бетонных площадках со стенами высотой не менее 1,5 м и коллекторами для жидкой фракции. После периода созревания, который длится не менее 18 недель, навоз вносится на поля, принадлежащие или арендованные хозяйством. Внесение производится механизированным способом с учетом результатов исследований почв, проводимых Бюро по изучению почв, действующих в административных единицах Румынии, агрохимических анализов и замеров, установленных нормативной процедурой органов по охране окружающей среды и использованию водных ресурсов.

Существуют и другие системы обработки жидкого навоза, в которых навоз сначала собирается и накапливается в емкости, где он размельчается и перемешивается. Затем навоз проходит через установку, где он разделяется на твердую и жидкую фракции, после чего он отправляется в хранилища для твердой фракции, и, в конце концов, он вносится на поля отдельно по фракциям с помощью специального оборудования.

10.3 Загрязнения нитратами и План мероприятий по охране водных ресурсов

На национальном уровне была проведена оценка территорий, уязвимых к загрязнению нитратами, и был составлен список регионов, где присутствуют сельскохозяйственные источники нитратов (Приказ Министерства № 241/197/2005 и Приказ Министерства № 1552/743/2008). Результат этого исследования представлен на рисунке (Рисунок 10.2).

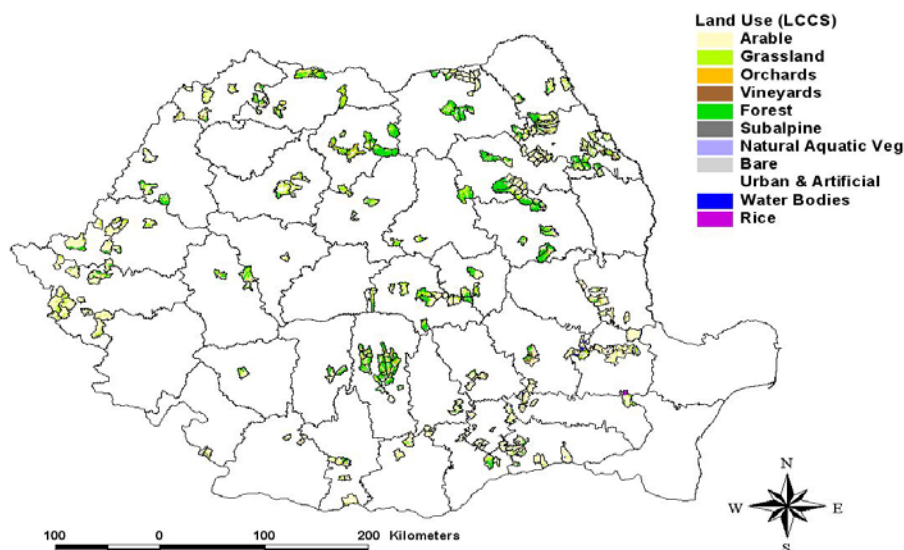


Рисунок 10.2. Уязвимые к нитратам зоны. Территории, выделенные на карте цветом, уязвимы к выносу нитратов из сельскохозяйственных источников. Источник: Отдел по использованию водных ресурсов, Министерство окружающей среды и лесов.

Был разработан План мероприятий по охране водных ресурсов от загрязнения нитратами из сельскохозяйственных источников, принятый Постановлением Правительства № 964/2000, который предусматривает следующие мероприятия:

- организацию национальной системы комплексного мониторинга почв; мониторинг, контроль и принятие решений для уменьшения поступления загрязнителей из сельскохозяйственных источников; управление органическими отходами животноводства; потенциально уязвимые территории к загрязнению нитратами (Министерский Приказ № 242/197/2005);
- разработку рамочной программы для территорий, уязвимых к загрязнению нитратами от сельскохозяйственных источников, на уровне административно-территориальных единиц (РА-ZVN) (Приказ Министерства № 296/216/2005).

Межминистерская Комиссия по выполнению Плана мероприятий по охране водных ресурсов от загрязнения нитратами из сельскохозяйственных источников приняла Программу действий для территорий, уязвимых к нитратам из сельскохозяйственных источников, и установила, что деятельность по интенсивному животноводству должна иметь следующие обязательства:

- разработать планы по обращению с жидким/твердым навозом;
- вести учет количества навоза и его типа (навоз, моча, жидкая фракция навоза, полужидкий навоз);
- вести структурированный учет скота в хозяйстве с разделением по производственным категориям и времени содержания.

10.4 Успешные мероприятия на данный момент

Румыния проводит политику и принимает специальные меры для контроля выбросов аммиака от сельскохозяйственного сектора. Среди них можно упомянуть следующие:

- внедрение программы модернизации хозяйств за счет выделения сельскохозяйственным предприятиям финансовой помощи из государственного бюджета на покупку оборудования;
- внедрение схемы поддержки выращивания энергетических культур – 2007-2009;
- реализация проекта «Восстановление и реформа ирригационного сектора» - срок реализации проекта был установлен с 2004 по 2011 год, и целью проекта было уменьшение риска засухи, повышение экономической эффективности ирригации, совершенствование управления ирригацией, повышение эффективности систем гидравлической энергии и ирригации, мониторинг окружающей среды – почвы и грунтовых вод;
- разработка и реализация Национальной стратегии по улучшению организации работ и использования национальных лугопастбищных угодий, в среднесрочной и долгосрочной перспективе, которая была утверждена Указом Министерства № 226/2003 и охватывает следующие общие задачи: улучшение постоянных лугопастбищных угодий; рост общего производства зеленой массы и повышение ее качества; повышение экономической эффективности использования животных, особенно стад КРС и овец; поглощение/фиксация парниковых газов (CO₂, CO, и т.д.);
- разработка и внедрение Кодекса ведения сельского хозяйства (версия 2003 года) – мер, методов и сельскохозяйственных технологий по использованию и охране природных ресурсов (Приказ Министерства № 1234/2006);
- разработка и внедрение Кодекса хороших сельскохозяйственных практик (версия 2005 года) – практических мер и обязательных требований для хозяйств по охране водных ресурсов от загрязнения нитратами в результате сельскохозяйственной деятельности (Приказ Министерства № 1270/1182/2005);
- внедрение стандартов Хороших сельскохозяйственных и экологических условий (GAEC), которым должны соответствовать все хозяйства, подающие заявки на прямые выплаты в Европе или из национальных бюджетных фондов и на другую поддержку (Приказ Министерства № 791/1381/2006, Приказ Министерства № 15/56/2008, Приказ Министерства № 30/147/2010);
- развитие и реализация Национальной программы по развитию сельской местности (PNDR 2007-2013), Axis 2 – меры по поддержке и улучшению состояния окружающей среды и сельских районов;
- разработка и внедрение Стратегии устойчивого развития для горных районов (Закон № 347/2004 о горах).

Более того, основные экономические инструменты страны (например, налоговые льготы, сборы, штрафы, отчисления, субсидии, гарантии по кредитам и займы с низкой процентной ставкой) и рыночные программы (например, программы торговли разрешениями на выбросы) используются для улучшения сельскохозяйственной деятельности, как, например, государственная помощь в животноводстве для улучшения поголовья животных и повышения качества продуктов животноводства (Закон

№ 72/2002, Решение Правительства № 3/2008, Приказ Министерства № 850/2006).

Румыния реализовала следующие проекты:

- Схема конкурентных грантов (CGS), субкомпонент проекта MAKIS – «Модернизация информации и знаний в сельском хозяйстве», была реализована при финансовой поддержке Всемирного банка и Правительства Румынии и координировалась Министерством сельского хозяйства и развития сельской местности в сотрудничестве с Советом по реализации проекта CGS и ведущими торговыми и общественными партнерами;
- Маркетинг и управление хозяйствами «Внедрение анаэробной ферментации и улавливание метана при обработке стоков молочных хозяйств для снижения загрязнений и достижения питательной ценности удобрений»;
- агро-экологическая среда со следующими подразделами: биодиверсификация, охрана окружающей среды, управление отходами и сточные воды в сельском хозяйстве и пищевой промышленности, меры по предотвращению и борьбе с опустыниванием как результатом климатических изменений, органическое земледелие, которые охватывают:
 - прикладные исследования и внедрение устойчивых систем контроля загрязнителей в птицеводстве: обеспечение качества воды и воздуха, стабилизация помета;
 - разработка новых органоминеральных удобрений и внедрение комплексного управления их использованием для охраны окружающей среды, сохранения и устойчивого использования природных ресурсов;
 - уменьшение влияния на окружающую среду благодаря использованию спутниковых технологий и GIS для внесения удобрений с азотом под культуры.

10.5 Текущие и будущие проблемы

Текущие проблемы и выбранные решения

Для разработки более полной и глубокой инвентаризации выбросов необходимо повысить уровень оценок выбросов, а именно использовать подход Уровня 2 или Уровня 3, как предлагает Руководство по инвентаризации выбросов загрязнителей воздуха ЕМЕП/ЕЕА. Для этого повышения необходимо собрать данные по деятельности сельскохозяйственных предприятий из национальной статистики, а также из обзоров по сельскохозяйственным практикам.

На данный момент для оценки выбросов NH_3 были использованы только национальные статистические данные по деятельности сельскохозяйственных предприятий, полученные от Национального института статистики и Министерства сельского хозяйства и развития сельской местности.

Проблемой, с которой столкнулись на национальном уровне, стала нехватка данных о деятельности хозяйств из обзоров по сельскохозяйственным практикам. Для решения этой проблемы на уровне министерства было заказано исследование, в результате которого была разработана система по сбору данных, методы сбора данных, а также подходящий набор опросных

листов. Начиная с этого года, при поддержке агентств по охране окружающей среды начнется использование наработок этого исследования для сбора данных.

Будущие проблемы, связанные с обязательствами по Гетеборгскому Протоколу

Текущая политика Румыния в области сельского хозяйства, и в особенности животноводства, направлена на развитие хозяйств и поголовья, так как природные ресурсы благоприятствуют этому сектору. Среди положений этой политики можно отметить следующие:

- Стратегия Министерства сельского хозяйства и развития сельской местности (MARD) в области животноводства (имеющая среднесрочные цели с 2009 по 2013 год и срок действия программы с 2014 по 2020 год) включает специальные показатели «увеличения поголовья КРС»;
- схемы и меры по финансовой поддержке хозяйств, которые внесут свой вклад в увеличение поголовья КРС, в особенности мясного;
- программа «КРС мясного направления», которой будет оказана техническая и финансовая поддержка, сейчас разрабатывается Министерством сельского хозяйства и развития сельской местности (MARD);
- отмена «квоты на молоко» с 2015 года приведет к восстановлению молочного сектора (за счет пополнения поголовья молочных коров).

При этом статистические исследования/обзоры показывают, что ожидается рост поголовья КРС в период с 2010 по 2020 год (даже при том, что с 2005 по 2010 поголовье КРС уменьшалось). Поэтому необходим контроль выбросов NH_3 через развитие новых производственных мощностей на основе систем/технологий/практик современного выращивания, кормления и содержания животных с низкими выбросами аммиака.

Научные исследования и практическая сфера

Для улучшения охраны здоровья человека и окружающей среды от рисков неблагоприятных последствий загрязнения воздуха и для движения в сторону долгосрочных целей по неперевышению критических уровней и нагрузок по биогенному азоту и аммиаку необходимо создать национальную систему по развитию исследований, предоставляющих данные по национальным критическим нагрузкам и уровням для различных экологических рецепторов, таких как здоровье человека, леса, поверхностные воды, сельскохозяйственные культуры, естественная и полуестественная растительность.

В дальнейшем предполагается увеличить национальные возможности, знания и опыт в области оценки и управления химически активным азотом. Более того, очень важно поднять уровень осознания проблемы выбросов аммиака и мероприятий и техник по их снижению среди заинтересованных сторон (центральных и местных органов власти, сельскохозяйственных предприятий и т.д.).

11 Выбросы аммиака в Швейцарии

Харальд Мензи¹, Томас Купер¹ и Беат Ачерман²

¹Бернский университет прикладных наук, факультет сельскохозяйственных и лесных наук и пищевой промышленности (HAFL), Laenggasse 85, CH-3052 Zollikofen, Switzerland

²Федеральное агентство по вопросам окружающей среды (FOEN), Worblentalstr. 68, CH-3003 Bern, Switzerland
E-mail: harald.menzi@bfh.ch

Аннотация

Значительную часть территории Швейцарии занимают луга, поэтому мясное и молочное животноводство очень важны для страны. В дополнение к КРС, многие фермы усилили свои хозяйства свиноводством и птицеводством. Соответственно, общая плотность поголовья скота относительно высока и выбросы аммиака достигают 50 кг азота (N) на гектар сельскохозяйственных земель во многих частях Швейцарского плато и в холмистых районах страны (Reidy B. и др., 2007a). Осознание важности надежных данных по выбросам и возможным мерам их снижения пришло уже в девяностых годах прошлого века. Детальная инвентаризация выбросов регулярно проводится с 1995 года, и ее результаты представлены во многих научных публикациях (например, Stadelmann и др., 1998; Reidy и др., 2007a; Kupper и др., 2010a). Для получения достоверных и детализированных оценок выбросов по разным временным отрезкам и разным регионам регулярно проводятся репрезентативные обзоры хозяйств по основным параметрам их работы и выполняются расчеты выбросов на уровне хозяйства и региона с использованием специально разработанных моделей потоков азота (N). Также такой подход позволяет проводить детальные исследования потенциала снижения выбросов, рассчитывать сценарии и регулярно общаться с работниками сельскохозяйственного сектора.

11.1 Швейцарский подход к инвентаризации выбросов: моделирование и обзор

Инвентаризация выбросов аммиака в Швейцарии всегда проводилась методом 3-го уровня (ЕМЕР/ЕЕА, 2009) с использованием данных по управлению хозяйством, отражающих изменения в течение некоторого времени, и специально разработанных для расчета выбросов моделей потоков азота (N). Модели потоков азота (N) подбирались для учета сложных взаимодействий между различными этапами выбросов (например, от содержания животных, до хранения и внесения навоза). Стандартные коэффициенты выбросов в процентах азота, присутствующего на каждом этапе цепочки обращения с навозом, корректируются с помощью набора исходных переменных, отражающих конкретные параметры хозяйства и системы обращения с навозом, существенно влияющих на выбросы NH_3 (Menzi, H., Katz P.E. 1997; Reidy и др., 2007a).

Для инвентаризации выбросов в 1990 и 1995 годах (Menzi и др., 2006; Stadelmann F.X. и др., 1998) исходные данные по деятельности по содержанию животных, удалению, хранению и внесению навоза были сформированы из экспертных допущений, основанных на экспертных консультациях и «наилучших прогнозах», так как статистические данные по

этим параметрам практически отсутствовали. Однако было признано, что:

- а) эксперты не могут достоверно заметить перемены с течением времени, которые приводят к изменениям выбросов порядка 15% за 20 лет как ожидается от выполнения обязательств по снижению выбросов, согласованных в рамках Гетеборгского протокола;
- б) эксперты не могут отражать в своих оценках существенные различия между хозяйствами;
- в) оценки разных экспертов не поддаются сравнению;
- г) и соответственно оценка выбросов во времени и распределение в пространстве (по разным регионам) далека от реальности при использовании экспертных предположений по содержанию животных и обращению с навозом.

Для инвентаризации выбросов с 2003 года уже проводили обзорные исследования по содержанию животных и обращению с навозом на основе репрезентативной послышной выборки хозяйств (стратификация выборки по географическим регионам, высотным поясам, типам хозяйств; (Reidy и др., 2007a). Далее выбросы рассчитывались индивидуально для каждого хозяйства, участвующего в исследовании, с использованием модели потоков азота (N), что в частности позволило провести исследование вариативности ситуаций по разным хозяйствам. Затем полученные данные масштабировались путем умножения средних коэффициентов выбросов для различных стадий, типов хозяйств и регионов на соответствующие значения поголовья каждой категории животных.

Моделирование выбросов на уровне хозяйств и регионов

Расчеты для всех инвентаризаций выбросов аммиака в Швейцарии с 1990 года выполнялись с помощью модели потоков азота (N). Подобные модели потоков азота (N) отталкиваются от выделения азота различными категориями животных и их поголовья и рассчитывают выбросы аммиака для различных стадий выбросов – выпаса животных, содержания животных в помещениях, хранения и внесения навоза – относительно количества азота, достигающего каждой стадии (Рисунок 11.1; Kurper и др., 2010b). Применяется стандартный коэффициент выбросов, а все соответствующие и известные параметры управления и мероприятия по снижению выбросов могут рассматриваться как переменные, корректирующие этот стандартный коэффициент выбросов. Общие выбросы подсчитываются как сумма выбросов от разных категорий животных и разных стадий выбросов. Первое поколение таких моделей использовалось только при расчетах национальных инвентаризаций выбросов (Menzi, H., Katz, 1997). Этот инструмент был признан полезным для расчетов для общих планов действий и ознакомительных мероприятий, и второе поколение модели под названием DYNAMO (Reidy B., Menzi H., 2006) было разработано с акцентом на удобство использования и с увеличенным количеством переменных, чтобы предоставить общедоступный и удобный в использовании инструмент для расчета выбросов. Важной задачей разработки была возможность использования одной и той же базовой модели для расчетов на уровне отдельных хозяйств, регионов и страны, что позволяет избежать ложного представления вследствие различий между различными расчетами. Модель DYNAMO была создана с использованием приложения Excel и языка Visual Basic. Ее современная улучшенная версия, AGRAMMON (Kurper и др., 2010b), создавалась уже с использованием веб-технологий. Она сейчас размещена в открытом доступе на английском, немецком и французском языках по адресу www.agrammon.ch. Все алгоритмы и предположения, используемые на этом ресурсе, полностью документированы. В принципе, модель AGRAMMON может быть использована и для расчета выбросов в

других странах. Однако для более широкого использования рекомендуется проверить, все ли базовые предположения (по умолчанию), такие, как коэффициенты выбросов и эффективность отдельных мероприятий по снижению выбросов, полностью применимы к другому окружению, и откорректировать эти базовые предположения в случае необходимости. Разработчики модели AGRAMMON готовы оказать поддержку при реализации подобных адаптаций.

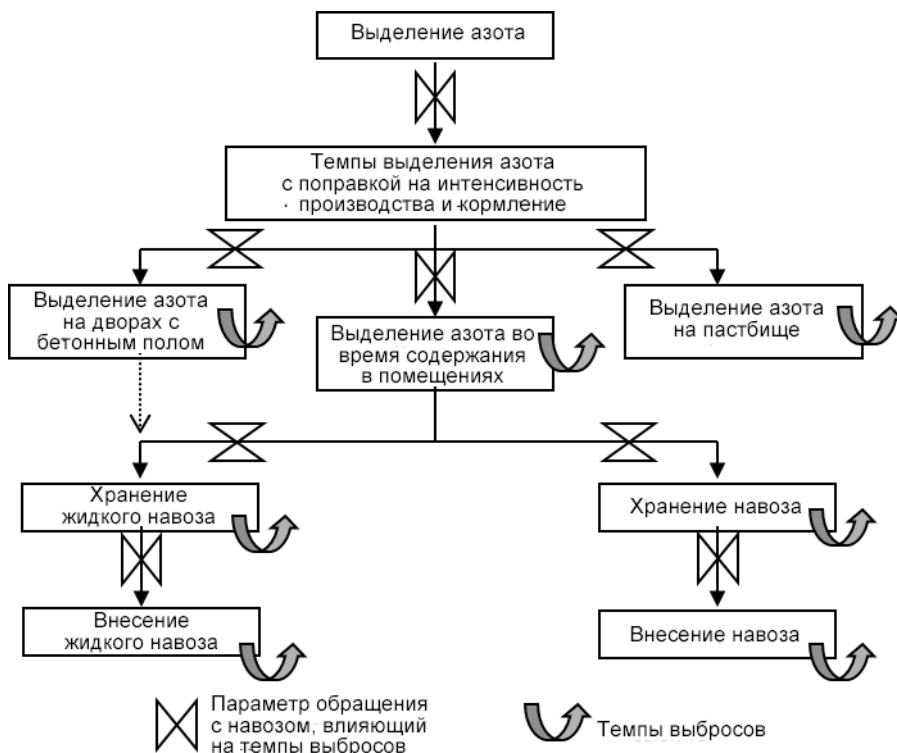


Рисунок 11.1. Схематическая структура модели потоков азота (N) для расчета выбросов аммиака на различных стадиях обращения с навозом с использованием коэффициентов выбросов в процентах от потока азота.

Швейцария также помогла организовать Европейскую Исследовательскую Сеть по Инвентаризации Сельскохозяйственных Газообразных Выбросов (EAGER), которая объединяет всех европейских экспертов, использующих модель потоков азота (N) для работы над национальными инвентаризациями выбросов аммиака. Сравнение моделей из Германии, Нидерландов, Дании, Великобритании и Швейцарии указывает на то, что лежащие в основе разных моделей потоки азота в большой степени сопоставимы друг с другом при использовании стандартизированных значений выделений азота и коэффициентов выбросов. Если эти параметры не стандартизированы, то получаемые различия (в результатах расчетов) во многом могут быть объяснены документально подтвержденными различиями в управлении хозяйством и постройках. Однако, неопределенности и различия между моделями более ярко выражены для твердого навоза (Reidy и др., 2009), чем для жидкого (Reidy и др., 2007b).

Регулярные обзоры методов содержания животных и обработки навоза

Как было упомянуто выше, для получения точных данных по распределению по выбросов аммиака во времени и пространстве необходимы детализированные и достоверные данные по ведению хозяйства и обращению с навозом. Поэтому в Швейцарии в рамках мероприятий по инвентаризации выбросов аммиака проводились подробные репрезентативные послойные исследования по ведению хозяйства и обращению с навозом путем почтовых опросов в 2002, 2007 и 2010 годах, соответственно (Reidy и др., 2007a; Kurper и др., 2010c). В послойную случайную выборку хозяйств входило около 7% швейцарских хозяйств в 2002 году и более 10% – в 2007 и 2010 годах. Эти хозяйства были сгруппированы по трем географическим регионам, трем высотным поясам и пяти основным типам хозяйств. Выбранные хозяйства получили 12-страничный вопросник, содержащий около 300 вопросов по основным параметрам их работы и обращения с навозом, имеющим отношение к выбросам аммиака, таким, как системы содержания животных, хранение и внесение навоза, кормление, выпас и т.д. Вопросник был предназначен для простого заполнения работниками хозяйств в течение получаса и последующей автоматизированной регистрации данных из заполненных вопросников. Для всех трех обзоров доля заполненных вопросников составила около 50%. Федеральное статистическое агентство дополнило данные обзоров существующими регулярно собираемыми данными по поголовью скота и посевным площадям.

Все данные из обзоров сохранялись в базе данных в анонимной форме. Проводились обширные тесты достоверности и полноты данных. Отсутствующие или неоднозначные ответы по отдельным вопросам заменялись самыми распространенными или наиболее правдоподобными вариантами ответов на эти вопросы. В случае сомнений, параметры, имеющие значительное влияние на выбросы (например, закрытые хранилища жидкого навоза, разбрасывание навоза), заменяли значениями, при которых выбросы были бы самыми высокими. Для достоверного анализа развития выбросов с 1990 года экспертные предположения, использовавшиеся для инвентаризации выбросов в 1990 и 1995 годах, были пересмотрены с учетом результатов обзора в 2002 году. В целом эти предположения оказались достаточно реалистичными, и потребовалось только несколько небольших корректировок, например для выпаса скота.

Проведенные обзоры документально подтвердили важные изменения в содержании животных и управлении хозяйствами за последние два десятилетия. Сейчас ведется работа над детальным анализом и презентацией развития в этой области до 2010 года. Однако уже сейчас можно выделить следующие аспекты, имеющие большое значение с точки зрения выбросов аммиака:

- Значительное увеличение выпаса скота благодаря программам по улучшению условий содержания животных,
- Значительный сдвиг от привязного к беспривязному содержанию КРС из экономических соображений и из-за тех же стимулирующих программ по улучшению условий содержания животных,
- Появление специальных благоприятных для животных мультисекционных систем содержания с выгульными площадками для свиней,

- Увеличение емкости хранилищ жидкого навоза,
- Стабильный рост применения гибких шлангов для внесения жидкого навоза,
- Возрастающее значение кормов с низким содержанием белков и фосфора в свиноводстве.

11.2 Ситуация с выбросами и ее динамика

Выбросы аммиака в Швейцарии в 2007 году составили 53,8 тысяч тонн N, из которых 91% пришелся на сельское хозяйство, а 82% были связаны с животноводством и системами обращения с навозом. Из 43,9 тысяч тонн выбросов N от животноводства и систем обращения с навозом почти 80% пришлось на КРС и около 15% - на свиней. По стадиям выбросов содержание животных дало 32% выбросов, хранение навоза – 16% выбросов (из них примерно 60% от жидкого навоза и 40% - от твердого навоза), внесение навоза – 49% и выпас животных – 3%.

В среднем сельскохозяйственные выбросы составили 46 кг N на гектар сельскохозяйственных земель, что является одним из самых высоких средних уровней выбросов по стране в Европе. Однако колебания между разными регионами были достаточно велики (Рисунок 11.2), особо высокие уровни выбросов были отмечены в центральных и северо-восточных областях страны, которые отличаются высокой плотностью поголовья свиней и КРС. Соответственно концентрации NH_3 или отложения азота, вклад аммиака и аммония в которые составил 65% в 2000 году (EKL, 2005), относительно высоки во многих частях страны.

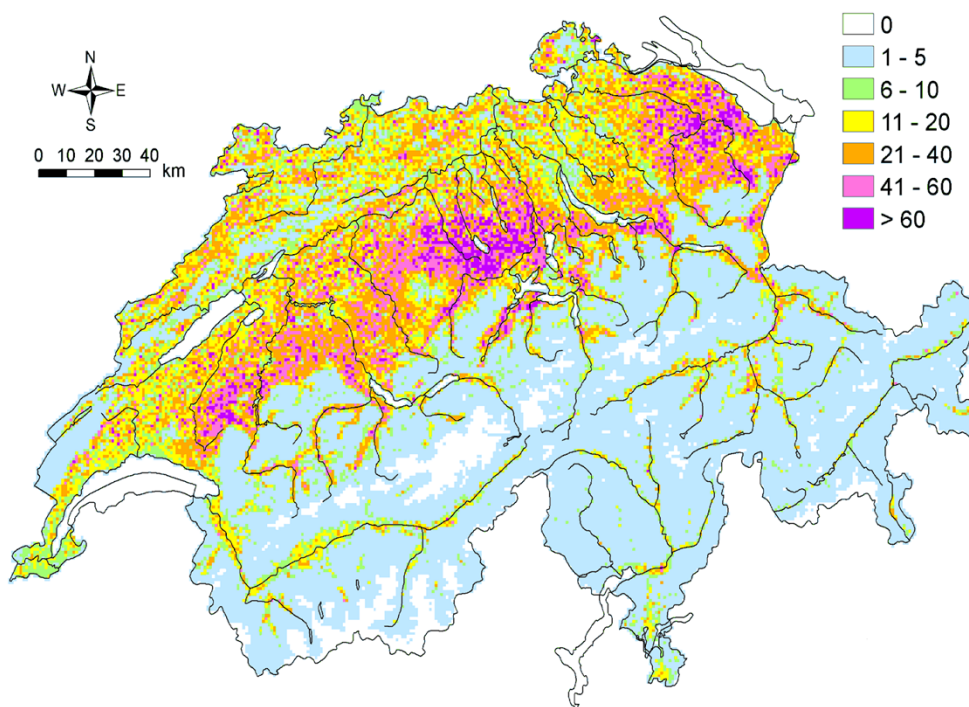


Рисунок 11.2. Распределение выбросов аммиака из сельского хозяйства в Швейцарии в 2007 году. Разрешение сетки – 1 км. Единица данных – кг N на гектар сельскохозяйственных земель.

По ситуации на 2000 год рассчитанное среднее осаждение азота по всей территории Швейцарии составило 18,4 кг N/га, при этом среднее для лесов составило 24,5 кг N/га, а на некоторых участках значения осаждения достигали 40-50 кг N/га. Соответственно, критическая нагрузка по азоту была превышена примерно на 90% площадей лесных экосистем.

С 2000 года в Швейцарии была организована более плотная сеть для мониторинга аммиака. В настоящее время уровни аммиака измеряются примерно на 70 площадках, распределенных по всей стране. Кроме того, на некоторых площадках ведется наблюдение за концентрацией аммония в аэрозолях и осадках. Результаты мониторинга по аммиаку показывают хорошее соответствие между значениями, полученными в результате измерений, и значениями, полученными из дисперсионных моделей на основе данных инвентаризаций выбросов (Thöni и Seitler, 2013; Kupper и др., 2013).

Динамика выбросов

Детальный анализ динамики выбросов аммиака с 1990 по 2010 год еще не закончен, однако предварительные результаты показывают, что серьезные изменения произошли не только в абсолютных значениях выбросов, но и в распределения выбросов по разным стадиям выбросов. Используя данные по динамике выбросов с 1990 по 2007 год, представленные на рисунке (Рисунок 11.3) (Куррег и др., 2010а), можно сделать следующие выводы:

- Общие антропогенные выбросы снизились на 13%, сельскохозяйственные выбросы – на 16%, а выбросы от животноводства и систем обращения с навозом – на 13%. Значительную роль в этом снижении сыграло сокращение поголовья КРС (например, молочных коров - на 21% с 1990 по 2007 год) и свиней (например, свиней на откорме - на 15% с 1990 по 2007 год).
- Выбросы от выпаса животных практически удвоились.
- Значительное увеличение количества систем беспривязного содержания и дворов для выгула КРС и специальных систем содержания свиней, которые в рамках программ сертификации были отнесены к категории особо благоприятных для содержания животных, привело к росту выбросов из животноводческих построек на 36%, несмотря на сокращение поголовья животных.
- Несмотря на увеличившиеся объемы хранилищ для жидкого навоза, выбросы от систем хранения навоза снизились на 20% из-за сниженного поступления азота в хранилища (сократившееся поголовье животных, более высокая доля выделений во время выпаса, более высокие выбросы из систем содержания) и благодаря большему количеству закрытых хранилищ.
- Выбросы при внесении навоза снизились на 28% из-за сниженного поступления азота в процесс внесения (см. Объяснения к поступлению в хранилища) и внедрения методов внесения с более низкими выбросами для 15% вносимого жидкого навоза.
- Вместе с увеличением выбросов из систем содержания увеличилась и доля стационарных выбросов из построек и хранилищ с 40% в 1990 году до 48% в 2007 году.

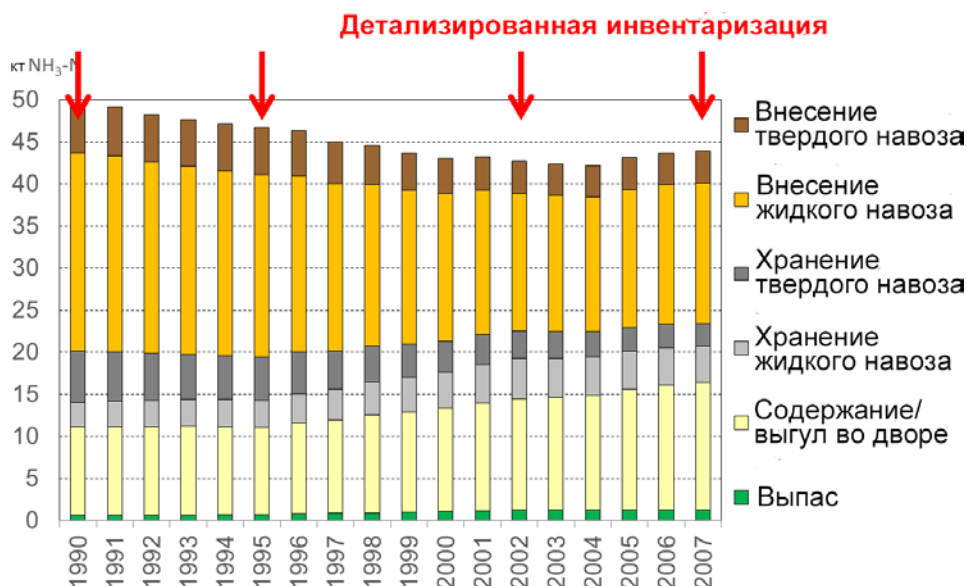


Рисунок 11.3. Динамика выбросов аммиака от животноводства и обращения с навозом в Швейцарии с 1990 по 2007 год с указанием вклада различных стадий выбросов (выпас, содержание животных, хранение и внесение навоза). Данные по выбросам за 2008-2010 годы, предоставленные Швейцарией в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (<http://www.ceip.at/status-of-reporting/2012-submissions/>) еще не включены, так как они были получены путем экстраполяции на основе коэффициентов выбросов за 2007 год, а вариант, основанный на результатах обзорного исследования за 2010 год еще не готов.

Важно, что данные по инвентаризации выбросов за предыдущие годы пересчитываются каждый раз, когда пересматривается модель выбросов или общая методология расчетов.

В настоящее время реализуется новый проект по изучению динамики выбросов за последние 150 лет. Для этого необходим подробный исторический анализ технологий производства животноводческой продукции и обращения с навозом и данные по динамике поголовья животных за это время. Смоделировать следует не только выбросы, но и выделение азота различными категориями сельскохозяйственных животных.

11.3 Варианты и потенциал снижения выбросов

Без полного понимания потенциала и применимости вариантов снижения выбросов невозможно давать рекомендации хозяйствам по подходящим перспективным мерам, которые позволят снизить потери, а также предоставлять достоверную информацию о возможных потенциалах снижения выбросов для различных целевых уровней в федеральные и кантональные агентства по сельскому хозяйству и окружающей среде.

Для первоначальной оценки потенциала снижения выбросов аммиака из сельскохозяйственных источников было выполнено детальное описание около 60 мер по снижению выбросов с указанием их принципов действия, эффективности, ограничений по использованию и применимости, максимального технически возможного потенциала по снижению выбросов и

общей оценки методов (Menzi и др., 1997). Затем эффект мер по снижению выбросов, касающихся кормления, выпаса и содержания животных, а также хранения и внесения навоза был рассчитан для каждой меры в отдельности и в сочетании с другими мерами. Общий технически возможный потенциал по снижению сельскохозяйственных выбросов был определен на уровне 30-40%. Отсюда был выведен реально достижимый потенциал для снижения выбросов (без изменения поголовья животных) – 20-25%. С использованием такого же подхода был рассчитан максимальный потенциал снижения выбросов для демонстрационных хозяйств, расположенных на Швейцарском Плато и в холмистых и горных районах страны, который составил 60% для хозяйств в долинах и только порядка 20% для хозяйств в горах.

При повторной оценке потенциала по снижению выбросов (Reidy B., Menzi H, 2007) была оценена применимость различных мер с дифференциацией по районам и с использованием результатов упомянутого обзорного исследования от 2002 года и дифференцированных по регионам данных от экспертов (например, по выпасу). Таким образом, появилась возможность сделать выводы о потенциале снижения выбросов для различных регионов. Кроме того, был произведен расчет не только технически возможного, но и реально достижимого потенциала снижения выбросов (без учета стоимости реализации) для многочисленных вариантов применения отдельных и комбинированных мер. Самыми перспективными вариантами снижения выбросов были признаны более продолжительный выпас животных и меры по внесению навоза, в том числе технологии внесения навоза с низким уровнем выбросов и меры по управлению (например, разбавление жидкого навоза, выбор времени внесения жидкого навоза, быстрая заделка твердого навоза). Максимальный технически возможный потенциал по снижению выбросов (без изменений поголовья животных) был определен в 37%, а реально достижимый потенциал составил 24%. При этом наблюдались существенные различия в потенциале снижения выбросов мер между холмистыми и горными районами, а также между различными районами страны на территории Швейцарского Плато (Рисунок 11.4). Был сделан вывод, что наиболее эффективного снижения выбросов можно достичь, если приоритетное внимание будет сосредоточено на мерах по снижению выбросов в холмистых и долинных районах.

Стимулирование снижения выбросов аммиака в рамках сельскохозяйственной политики

В рамках федеральной сельскохозяйственной политики в 2007-2011 годах хозяйствам была предоставлена возможность участия в добровольных программах по более эффективному использованию природных ресурсов. Эти программы предполагают финансовое стимулирование хозяйств, использующих инновационные методики с низким уровнем выбросов. Федеральные и кантональные власти участвуют в финансировании поддержки внедрения таких методов. Сейчас подобные программы существуют в 22 Кантонах. Новая сельскохозяйственная политика на 2014-2017 годы, которая вступит в действие после завершения сельскохозяйственной политики от 2007-2011 годов, продленной до 2013 года, предполагает аналогичный подход для сохранения преемственности в стимулировании снижения выбросов аммиака при помощи соответствующих мер.

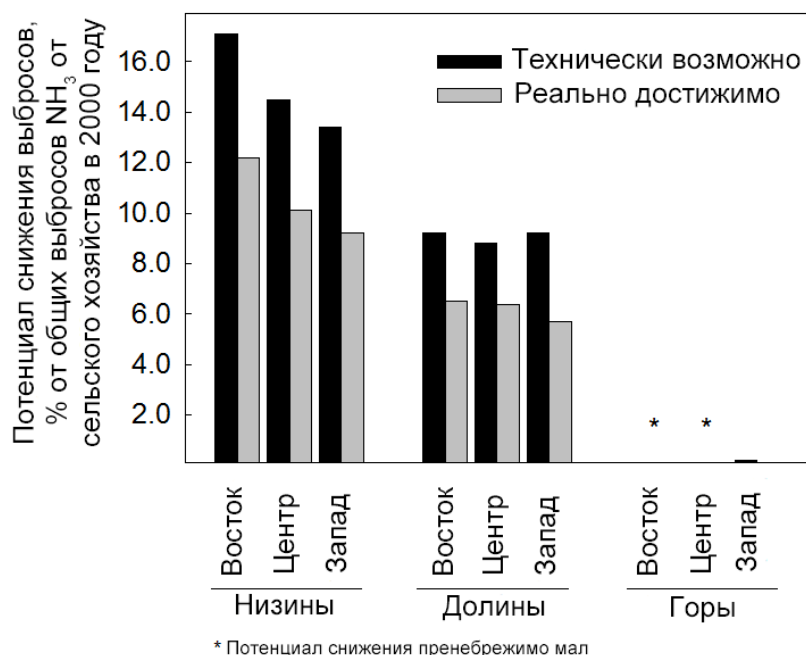


Рисунок 11.4. Потенциалы снижения выбросов, дифференцированные по региональному признаку, для сочетания технических мер по внесению жидкого навоза, в процентах от общих выбросов аммиака от сельского хозяйства в 2000 году для технически возможных и реально достижимых сценариев (Reidy B., Menzi H., 2007).

11.4

Что было достигнуто?

Непрерывная работа по инвентаризации выбросов аммиака позволила хорошо понять процессы выбросов и взаимодействия, которые на них влияют, а также получить достоверную информацию по динамике выбросов. Постоянное совершенствование моделей выбросов и инвентаризационных расчетов с использованием данных по улучшенной деятельности хозяйств и анализа потенциала снижения выбросов привело к стабильному улучшению качества данных. Тесное сотрудничество между исследовательскими группами, разработчиками моделей и специалистами по выбросам Федерального Агентства по Окружающей Среде, а также участие в работе международных научных сетей, таких, как EPMAN, TFRN и EAGER, было гарантией того, что научная работа была всегда тесно увязана с потребностями политики, международными мероприятиями и внедрением на уровне моделирования.

Выбросы аммиака от сельскохозяйственных источников в Швейцарии снизились примерно на 14% с 1990 года. Соответственно обязательства по снижению выбросов, установленные Гетеборгским Протоколом к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния, считаются выполненными. Это не столь очевидно, так как сдвиг в сторону беспривязных систем содержания и выгульных площадок для КРС вместе с внедрением специальных, не оказывающих неблагоприятного воздействия на животных систем содержания свиней привели к значительному росту выбросов. Общее снижение выбросов произошло, в основном, благодаря сокращению поголовья животных, дополнительному выпасу КРС и более ответственному подходу к обращению с навозом и внесению удобрений со стороны хозяйств. Основной движущей силой для более ответственного

подхода к использованию навоза и удобрений стала новая программа прямых выплат, поощряющая более безопасное для окружающей среды сельскохозяйственное производство, например с помощью ограничений баланса питательных веществ. К тому же представляется обоснованным утверждать, что регулярные публикации исследователей проблем аммиака в сельскохозяйственных журналах и общедоступная модель для расчетов сценариев выбросов внесли свой положительный вклад в осознание работниками сельского хозяйства проблем аммиака и их готовность целенаправленно снижать потери аммиака с пониманием того, что они таким образом сохраняют важные для растений питательные вещества в сельскохозяйственной системе.

11.5 Литература

EKL (2005). Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Schriftenreihe Umwelt Nr. 384, 168 pp.

ЕМЕР/ЕЕА (2009). Справочное руководство по инвентаризации атмосферных выбросов ЕМЕР/ЕЕА. – ЕМЕР/ЕЕА air pollutant emission inventory guidebook – 2009. European Environment Agency.

<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>

Kupper T., Bonjour C., Zaucker F., Nyfeler A., Achermann B., Menzi H. (2010a). Динамика выбросов аммиака в Швейцарии с 1990 по 2007 год. – Evolution of ammonia emissions in Switzerland between 1990 and 2007. C.S.C. Marques dos Santos Cordovil and L. Ferreira (Eds.), Proc. 14th Conference "Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)", Lisboa Portugal, 980-983.

http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0139_final.pdf

Kupper T., Achermann B., Bonjour C., Zaucker F., Menzi H. (2010b). Agrammon: Интернет- модель для оценки выбросов аммиака. – An internet based model for the estimation of ammonia emissions. C.S.C. Marques dos Santos Cordovil and L. Ferreira (Eds.), Proc. 14th Conference "Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)", Lisboa Portugal, 334-337.

http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0167_final.pdf

Kupper, T., Bonjour, C., Bohnenblust, D., Achermann, B., Menzi, H. (2010c.) Оценка управления хозяйством и систем обращения с навозом в Швейцарии с помощью репрезентативных послойных обзорных исследований. – Assessment of farm and manure management in Switzerland by means of representative stratified surveys. In: C.S.C. Marques dos Santos Cordovil and L. Ferreira (Eds.), Proc. 14th Conference "Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)", Lisboa Portugal. p 976-979. http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0134_final.pdf

Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Rihm, B., Zaucker, F., Menzi, H. (2013). Выбросы аммиака в Швейцарии с 1990 по 2010 год и предположения до 2010 года (внутренний отчет по проекту на немецком языке) – Ammonia emissions for Switzerland 1990 to 2010 and previsions until 2020 (internal project report in German), 101 pp.

Menzi, H., Katz P.E. (1997). Дифференцированный подход к расчету выбросов аммиака от животноводства. – A differentiated approach to calculate ammonia emissions from animal husbandry. In: Voermans J.A.M. and Monteny G.J. (Eds): "Ammonia and odour emissions from animal production facilities", Proc. International Symposium, Vinkeloord, NL, 6-10 October 1997, 35-42.

Menzi H., Frick R., Kaufmann R. (1997). Ammoniakemissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), 26, 107 pp.

Menzi H., Reidy B., Richner W., Stadelmann F.X. (2006). Выбросы аммиака от сельского хозяйства – смена восприятия и приоритетов исследований с течением времени на примере Швейцарии. – Ammonia emissions from agriculture – changing perception and re-search priorities in time: case study Switzerland. In: Greenhouse Gases and Animal Agriculture: An Update (Soliva, C.R., Takahashi, J., Kreuzer, M., eds.), International Congress Series 1293, Elsevier, The Netherlands, pp. 276-286.

Reidy B., Menzi H. (2006). DYNAMO: Модель для расчетов выбросов аммиака и ее применение для инвентаризации выбросов в Швейцарии. – DYNAMO: An ammonia emission calculation model and its application for the Swiss ammonia emission inventory. In: V.P. Aneja и др. (Eds): Proc. "Workshop on Agricultural Air Quality: State of the Science", organized by the Ecological Society of America, Bolger Conference Centre, Potomac, Maryland, USA, June 5-8, 2006, 1036-1037.

Reidy B., Menzi H. (2007). Оценка потенциала снижения выбросов аммиака для различных географических регионов и высотных поясов на основе крупномасштабного обзорного исследования. – Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale survey. Biosystems Engineering, 97, 520-531.

Reidy B., Rhim B., Menzi H. (2007a). Новая инвентаризация выбросов аммиака из сельского хозяйства Швейцарии на основе послойного обзорного исследования хозяйств и индивидуальных для хозяйств модельных расчетов. – A new Swiss inventory on ammonia emissions from agriculture based on a stratified farm survey and farm-specific model calculations. Atmospheric Environment, 42, 3266-3276.

Reidy B., Dämmgen U., Döhler H., Eurich-Menden B., van Evert F.K., Hutchings N.J., Luesink H.H., Menzi H., Misselbrook T.H., Monteny G.-J., Webb J. (2007b). Сравнение моделей, используемых для инвентаризации национальных сельскохозяйственных выбросов аммиака в Европе: системы обращения с жидким навозом. – Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: liquid manure systems. Atmospheric Environment, 42, 3452-3464.

Reidy B., Webb J., Misselbrook T.H., Menzi H., Luesink H.H., Hutchings N.J., Eurich-Menden B., Döhler H., Dämmgen U. (2009). Сравнение моделей, используемых для инвентаризации национальных сельскохозяйственных выбросов аммиака в Европе: системы обращения с подстилочным навозом. – Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Litter-based manure systems. Atmospheric Environment 43, 1632–1640.

Stadelmann F.X., Achermann B., Lehman H.J., Menzi H., Pfefferli S., Sieber U., Zimmermann A. (1998). Выбросы аммиака в Швейцарии: текущая ситуация, динамика, техническая и экономическая оценка мер по снижению выбросов, рекомендации. – Ammonia emissions in Switzerland: Present situation, development, technical and economic assessment of abatement measures, recommendations. Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld (IUL) und Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT). 56 pp.

Thöni, L., Seitler, E. (2013). Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2012. FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil, 56 pp.

12 Выбросы аммиака в Великобритании

Дж. Уэбб¹, Т.Г. Миссельбрук²

¹Рикардо-АЕА, Джемини Билдинг, Харвелл, Дидкот OX11 0QR, Великобритания

²Ротамстед Рисерч, Норт Уайк, Оукихемптон Девон, Devon EX20 2SB, Великобритания

E-mail: J.Webb@ricardo-aea.com

12.1 Общая информация о стране

В выбросах аммиака в Великобритании преобладают выбросы при производстве КРС. Общие выбросы в Великобритании в 2010 году (тысяч тонн NH₃) представлены ниже (Таблица 12.1).

Таблица 12.1. Выбросы аммиака в Великобритании в 2010 году по секторам и стадиям (Misselbrook и др., 2011).

Сектор животноводства	Тысяч тонн NH ₃	Стадия	тысяч тонн NH ₃
Молочное	73,4	Помещения	62,7
Мясное (КРС)	60,7	Площадки с твердым покрытием	21,9
Птица	29,7	Хранилища навоза	29,7
Свиньи	17,4	Внесение навоза	52,0
Овцы	9,9	Выпас	28,9
Лошади	4,0	Внесение азотных удобрений	38,2
Всего	195,2	Всего	233,3

Основными источниками выбросов NH₃ в животноводстве являются помещения, в которых содержатся животные, и внесение навоза в почву.

Большая часть выбросов NH₃ из животноводческих помещений приходится на помещения, в которых содержится КРС. В Великобритании помещения для КРС используют естественную вентиляцию и бывают различных форм и размеров (Рисунок 12.1).

Выбросы от выпаса составляют всего около 15% от общих выбросов из животноводства, несмотря на то, что более половины всего выделяемого азота откладывается на территориях для выпаса.

Выбросы из хранилищ навоза составляют 15% от общих выбросов из животноводства. Около половины навоза КРС и свиней хранится в жидком виде в лагунах, надземных емкостях и хранилищах с «плачущими стенами» (жидкий навоз КРС) (бетонные стены с отведением влаги). Твердый, обычно подстилочный, навоз хранится в буртах на дворах хозяйств или на полях.

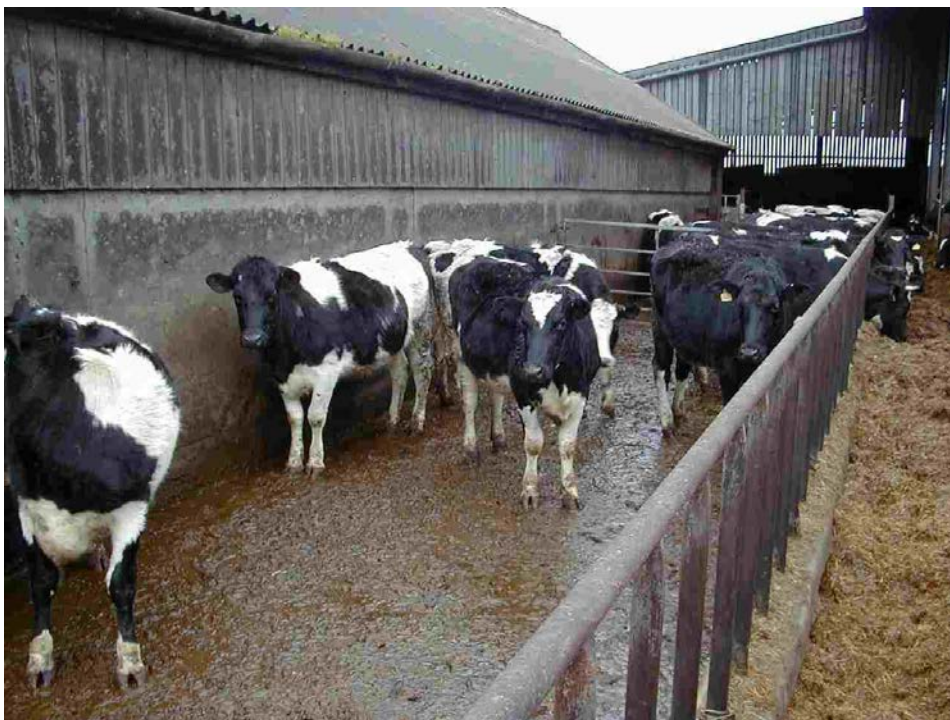


Рисунок 12.1. На площадки с твердым покрытием приходится около 10% общих выбросов аммиака из животноводства.

Выбросы при внесении навоза в почву составляют 27% от общих выбросов из животноводства. Основная часть навоза, как жидкого, так и твердого, разбрасывается по поверхности. На пахотных землях заделка может происходить в течение нескольких часов после внесения, но чаще она откладывается на дни или недели. Около половины разных видов навоза вносится на лугопастбищные территории и, в основном, остается лежать на поверхности, пока не просочится в почву или не зарастет травой.

Размеры хозяйств

Средний размер молочного стада в Великобритании на данный момент составляет 130 голов и имеет тенденцию к росту. С 2001 по 2010 год количество хозяйств снизилось с 26500 до 15700, хотя при этом производство молока в Великобритании сохранялось на довольно стабильном уровне от 13 до 14 миллиардов литров (Hawkins, 2011). Объемы производства поддерживались благодаря увеличению надоев молока с 6500 л на корову в 2001 году до 7500 л на корову в 2011 году, и росту размера стада в хозяйствах. Медианная площадь земель молочных хозяйств в Великобритании составляет 50-100 га при среднем использовании азотных удобрений под траву около 150 кг/га, в дополнение ко всему навозу. Хозяйства мясного животноводства и овцеводческие хозяйства в среднем имеют меньше земель (порядка 25-50 га), чем молочные хозяйства. Данных по среднему использованию азотных удобрений под траву для мясных хозяйств нет, но предположительно <50 кг/га.

Медианная площадь земель растениеводческих хозяйств составляет >100 га и среднее использование азотных удобрений под основную в Великобритании сельскохозяйственную культуру (озимую пшеницу) составляет 190 кг/га.

Обработка навоза

Около половины всего навоза КРС производится в жидком виде, а остальная часть – в виде твердого подстилочного навоза. Навоз молочных коров, в основном (около 80%), поступает в жидком виде, при том, что от “молодого” молочного скота в жидком виде поступает лишь 35% навоза. Большую часть (около 80%) навоза мясного скота составляет подстилочный навоз. Для свиней подстилочный навоз составляет 65%, а весь птичий помет обрабатывается как твердый.

Другие проблемы, связанные с азотом

В Великобритании уже почти 25 лет изучаются и разрабатываются меры по снижению загрязнения почвы и поверхностных вод. Великобритания, как член ЕС, подписала Директиву по нитратам и, как результат, около 55% территории Великобритании считается уязвимой к нитратам зоной (NVZ), для которой устанавливаются ограничения по количеству азота, которое может быть внесено в виде навоза и удобрений, а также периоды в году, когда внесение жидкого навоза и птичьего помета запрещено. Годовые потери нитратов (NO_3) оцениваются на уровне 300000 тонн N. Выбросы закиси азота (N_2O) в составе парниковых газов гораздо ниже выбросов NO_3 или NH_3 и составляют около 60000 тонн N в год.

Масса потерь азота в составе NO_3 превосходит суммарную массу потерь азота в составе NH_3 и N_2O . Однако при учете стоимости экологического воздействия этих трех загрязнителей выясняется, что наибольший ущерб окружающей среде наносят выбросы NH_3 и N_2O . Это происходит потому, что стоимость ущерба от NO_3 в пересчете на кг N оказывается невысокой (0-4 €/кг N), а стоимость ущерба от азота из NH_3 and N_2O получается выше (4-30 и 6-18 €/кг N, соответственно) (Brink и др., 2011).

12.2

Какие мероприятия были успешны до настоящего времени?

С момента подписания Гетеборгского Протокола более значительные объемы навоза, в особенности жидкого свиного навоза, вносятся с использованием технологий, снижающих выбросы NH_3 . Доля жидкого навоза от КРС и свиней, вносимого методом инъекции, увеличилась с 0% до 1% и 15%, соответственно. Однако основная причина, по которой свиноводческие хозяйства вносят жидкий навоз методом инъекции, - это желание уменьшить количество жалоб на неприятные запахи, исходящие после внесения жидкого навоза. Доля жидкого навоза, вносимого гибкими шлангами, увеличилась с 0% до 3% и 19% для жидкого навоза КРС и свиней, соответственно.

С 1990 года было отмечено значительное снижение (с 21% до 38%) содержания белков в кормах для свиней и птицы. Это снижение возникло, в первую очередь, как результат приведения содержания белков в кормах в соответствие со стадией роста животных («фазовое кормление»), так как более взрослые животные нуждаются в меньшей концентрации белков в кормах. В последнее время в корма для свиней и птиц добавляются синтетические аминокислоты с целью достижения лучшего баланса аминокислот и тем самым уменьшения общего содержания белка. Однако, хотя эти изменения в рационах и внесли свой вклад в уменьшение выбросов NH_3 от свиней и птицы, суммарный эффект на общие выбросы NH_3 оказался сравнительно небольшим, так как на свиней и птицу приходится лишь 25% общих выбросов NH_3 из животноводства.

Великобритания также выполняет требование Директивы ЕС о комплексном предотвращении и контроле загрязнений (IPCC), и введение технологий по снижению выбросов из более крупных свиноводческих и птицеводческих хозяйств привело к небольшому уменьшению общих выбросов NH_3 .

Самый большой вклад в снижение выбросов NH_3 в Великобритании внесло сокращение поголовья животных с 1990 по 2010 год. Поголовье всех категорий животных, за исключением птицы, уменьшилось с 17% для мясного КРС до 40% для свиней. Хотя сокращение поголовья молочных коров (-35%) сопровождалось соответствующим увеличением выхода азота на корову (+33%), никаких изменений в выходе азота от мясного скота и овец отмечено не было, а выход азота от свиней снизился.

12.3

Какие стоят задачи, и какие были выбраны решения?

У Великобритании нет никаких проблем по соответствию требованиям Гетеборгского протокола. Цель, установленная на 2010 год (297 тысяч тонн NH_3 из всех источников, в том числе и несельскохозяйственных) была выполнена благодаря сочетанию следующих факторов:

- Снижение поголовья животных,
- Снижение содержания азота в кормах для свиней и птицы,
- Внедрение некоторых технологий по внесению навоза с уменьшенными выбросами NH_3 , и
- Относительное принятие Наилучших Доступных Технологий (НДТ) для соответствия требованиям Директивы IPPC.

Все эти изменения привели к снижению общих выбросов NH_3 с 364 тысяч тонн в 1990 году до 288 тысяч тонн в 2010 году (Рисунок 12.2).

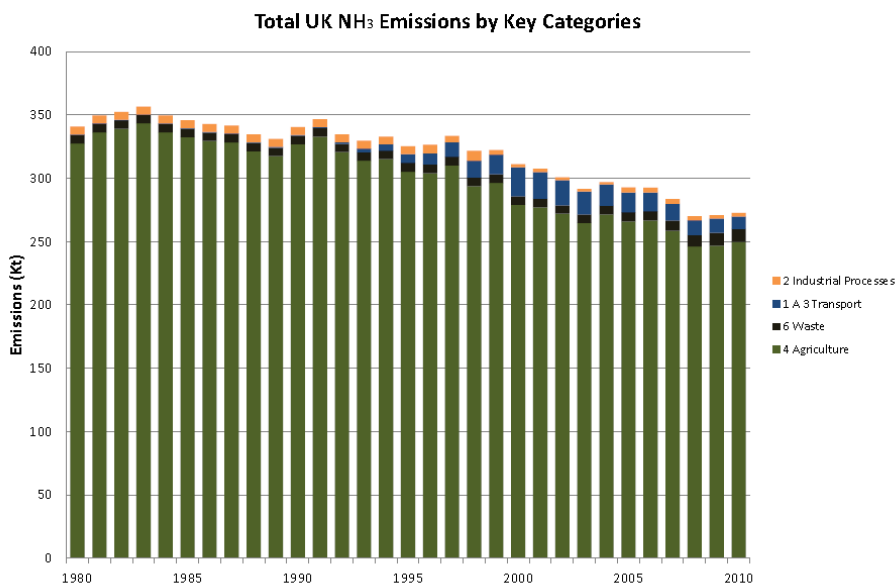


Рисунок 12.2. Общие выбросы NH_3 в Великобритании по ключевым категориям (Passant и др., 2012).

2 = промышленные процессы, 1A3 = транспорт, 6 = отходы, 4 = сельское хозяйство

12.4 Какие задачи необходимо решить в будущем

Ввиду того, что изменения в животноводстве Великобритании, представленные выше, привели к сокращению общих выбросов NH_3 в стране, единственной потенциальной проблемой, которую надо решить в будущем в плане обязательств страны по Гетеборгскому протоколу, является то, на каком уровне может быть установлен пересмотренный потолок выбросов. Возможно, установление нового потолка выбросов на уровне ниже действующего в настоящее время потребует значительных дальнейших изменений в используемой практике сельскохозяйственного производства, чтобы снизить выбросы в расчете на единицу продукции.

Что должно быть сделано в плане исследований и в практической области

На наш взгляд, происхождение выбросов хорошо понимаемо, и эффективные меры по их снижению уже продемонстрированы. Когда рассматриваются меры по снижению выбросов NH_3 , приоритет отдается:

- снижению количества азота в рационе и выхода азота, что сокращает выбросы NH_3 на всех стадиях обработки навоза и уменьшит другие потери азота (N_2O and NO_3),
- сокращению выбросов после внесения навоза, что является одним из самых экономически эффективных мероприятий, и азот аммиака, сохраненный на этой стадии, не будет впоследствии потерян.

Хотя помещения, в которых содержится скот, являются самым крупным источником выбросов NH_3 в Великобритании, проблемы с уменьшением выбросов из них существуют. Помещения, в которых содержится КРС, используют естественную вентиляцию, обеспечивающую свободный воздухообмен, и в результате меры по снижению выбросов из этих помещений часто оказываются дорогими и лишь относительно эффективными (снижение на 30-50%). Меры, касающиеся хранилищ и технологий внесения навоза, могут снизить выбросы NH_3 на 60-90%, но, если одновременно не применяются меры по снижению выбросов NH_3 во время хранения и при внесении навоза, то большая часть NH_3 , сохраненного в помещениях, может быть впоследствии потеряна.

В Великобритании выбросы от использования азотных удобрений сравнительно невелики и в среднем составляют 3% от внесенного азота. Это происходит потому, что большая часть азотных удобрений вносится в виде нитрата аммония, а выбросы NH_3 от этого типа удобрений составляют 1,8% от общего внесенного азота, и их часто тяжело выделить из фоновых выбросов. Однако новые заводы по производству удобрений производят мочевины, а от ее использования возможны большие выбросы – в Великобритании в среднем эти выбросы составляют 9,8% от азота, внесенного в виде мочевины. Большая часть азотных удобрений, используемых в Великобритании, вносится под растущие культуры, поэтому заделка этих удобрений невозможна. По этой причине необходимо разработать/продемонстрировать эффективные ингибиторы, которые уменьшают выбросы NH_3 , но не тормозят и не снижают процесс усвоения азота растениями, оставляя после сбора урожая остатки азота, которые могут быть потеряны в виде N_2O и/или NO_3 .

Беспокойство о благополучии животных, ведущее к увеличению площадей, выделенных в животноводческих помещениях на одно животное, может привести к увеличенным выбросам NH_3 от этих помещений. Исследования в Великобритании и Дании показали, что выбросы увеличиваются вместе с увеличением площади, выделенной на каждое животное. В частности Директива ЕС, запрещающая использование систем с маленькими клетками для кур-несушек, привела к замене одних зданий на другие, которые предоставляют больше пространства для каждой птицы и соответственно потенциально могут давать более высокие выбросы NH_3 . Однако другие характеристики конструкции этих новых зданий, такие как частое удаление навоза на транспортерах и сушка навоза на этих транспортерах до транспортировки в хранилище, могут компенсировать возможное увеличение выбросов из-за увеличения площади. Была запущена рабочая программа по измерению выбросов из этих новых, благоприятных для животных, зданий. Птицеводство со свободным выгулом также может привести к увеличению выбросов, так как птицы на свободном выгуле более активны, едят больше и выделяют больше азота. Однако по информации из этого сектора свободновыгульное птицеводство сейчас находится на спаде (на 7% к настоящему моменту в 2012 году).

Также есть интерес к созданию гораздо более крупных животноводческих хозяйств. В частности предложение по стаду в 8000 молочных коров в Англии привлекло большое внимание перед тем, как это предложение было отвергнуто из-за беспокойства по поводу благополучия животных и неудобств для соседей. КРС в больших стадах обычно постоянно находится в помещениях, потенциально значительно увеличивая выбросы NH_3 , если не применяются меры по их снижению во время хранения и при внесении навоза. Однако выбросы парниковых газов могут быть уменьшены при такой системе содержания благодаря тому, что в рационе животных больше не преобладает трава, и он в большей части состоит из кукурузного фуража. Такие рационы лучше перевариваются, уменьшая выбросы метана, и обладают меньшим содержанием белка, что уменьшает выбросы N_2O . Снижение выделения белков и азота также приведет к некоторому снижению выбросов NH_3 , но не в достаточной степени для того, чтобы компенсировать увеличение выбросов из-за отложений фекалий на непроницаемой поверхности и необходимости их сбора в виде навоза (Webb и др., 2005). Также были планы по организации очень больших свиноводческих хозяйств. Эти предложения включали замкнутые системы вентиляции с очисткой воздуха, которые бы значительно снизили выбросы NH_3 .

12.5 Литература

Brink C., Van Grinsven, H., Jacobsen, B.H., Rabl, A., Gren, I-M., Holland, M., Klimont, Z., Hicks, K., Brouwer, R., Dickens, R., Willems, J., Termansen, M., Velthof, G., Alkemade, R., Oorschot, M. van, Webb, J. (2011). Стоимость и выгоды от азота в окружающей среде. – Costs and benefits of nitrogen in the environment. In: "The European Nitrogen Assessment" (Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B. Eds.). pp. 513–540. Cambridge University Press, UK.

Hawkins, O. (2011). Молочное животноводство в Великобритании: статистика. – Dairy industry in the UK: statistics. House of Commons Standard Note SN/SG/2721. 30 June 2011, 6pp.

Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Gilhespy, S.L., Chambers, B.J., Smith, K.A., Williams, J., Dragosits, U. (2011). Инвентаризация выбросов аммиака от сельского хозяйства в Великобритании в 2010 году. – Inventory of Ammonia Emissions from UK Agriculture 2010.

http://naei.defra.gov.uk/reports/reports?report_id=722

Passant, N.R., Murrells, T.P., Misra, A., Pang, Y., Walker, H.L., Whiting, R., Walker, C., Webb, N.C.J., MacCarthy, J. (2012). Информационный отчет по инвентаризации выбросов в Великобритании (с 1980 по 2010 год). – UK Informative Inventory Report (1980 to 2010).

http://naei.defra.gov.uk/reports/reports?report_id=689

Webb J., Anthony S.G., Brown L., Lyons-Visser H., Ross C., Cottrill B., Johnson P. and Scholefield D. (2005). Влияние увеличения длины сезона выпаса КРС на выбросы аммиака и закиси азота и на выщелачивание нитратов в Англии и Уэльсе. – The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. Agriculture, Ecosystems and Environment 105, 307–321.

13 Сценарии снижения выбросов аммиака в Беларуси

С.В. Какарека, А.В. Мальчихина

Институт природопользования НАН Беларуси, г. Минск, Республика Беларусь

E-mail: sk001@yandex.ru

Аннотация

Статья посвящена анализу потенциала снижения выбросов аммиака на примере Беларуси. Описаны основные сельскохозяйственные технологии и результаты инвентаризации выбросов аммиака. Рассмотрен ряд сценариев снижения выбросов аммиака, описаны исходные параметры и полученные результаты.

Важным условием повышения эффективности Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния является увеличение числа стран, присоединившихся к Гетеборгскому протоколу. Для повышения заинтересованности стран в присоединении к протоколу необходимо выявление выгод от такого присоединения и оценка требуемых затрат. В связи с этим представляется важным анализ потенциала сокращения выбросов загрязняющих веществ, и в частности, аммиака. Такой анализ применительно к странам ВЕКЦА выполнен на примере Беларуси.

13.1 Источники и уровни выбросов аммиака в Беларуси

13.1.1 Методология инвентаризации выбросов аммиака

Аммиак относится к веществам, которые в Беларуси неполно учитываются статистикой. В связи с этим при проведении инвентаризации выбросов аммиака для подготовки национальных данных о выбросах использована методология Программы ЕМЕП, и, в частности, Руководство по инвентаризации выбросов в атмосферу ЕМЕП/КОРИНЭЙР (2009). Расчетным методом с использованием удельных показателей выбросов оцениваются следующие источники выбросов аммиака: процессы сжигания топлива в энергетике и перерабатывающей промышленности, непромышленные установки для сжигания, процессы сжигания в обрабатывающей промышленности, дорожный транспорт и другие передвижные источники, обработка и накопление отходов, сельское хозяйство. Выбросы от промышленных процессов и ряда других категорий источников оценены по данным статистической отчетности.

13.1.2 Удельные показатели выбросов аммиака

Технологии в животноводстве и растениеводстве Беларуси

Для выбора и обоснования удельных показателей выбросов аммиака проведен анализ применяемых технологий в животноводстве и растениеводстве с использованием справочной информации, аналитических обзоров, нормативных документов, опубликованных научных материалов (Справочно-нормативные ..., 1995; Механизация ..., 1997; Рекомендации по модернизации ..., 2005; Самосюк, 2005; Основные показатели ..., 2006; Республиканские нормы ..., 2007; Справочник..., 2007; Технологические комплексы ..., 2010 и др.).

Содержание крупного рогатого скота

На животноводческих комплексах по производству говядины и молока в Беларуси применяют следующие системы содержания животных: стойловое, пастбищно-стойловое и пастбищное. Стойловое содержание применяется в основном для телят в возрасте до 1 года. При размещении животных в помещениях они могут находиться на привязи, на беспривязном и боксовом содержании. На фермах в Беларуси скот в подавляющем большинстве (90–94% общего поголовья) содержится на привязи. Выделяют три системы содержания КРС с выходом жидкого (на крупных животноводческих комплексах), и твердого навоза (на фермах и при пастбищном содержании). В стране используется в основном бесподстилочное содержание животных с выходом жидкого навоза.

Содержание свиней

В свиноводстве применяют две системы содержания свиней: выгульную и безвыгульную. Однако основное стадо содержится безвыгульно; выгульные же площадки предусмотрены для хряков, супоросных свиноматок и ремонтного молодняка. Преобладает бесподстилочное содержание свиней с получением жидкого навоза. На предприятиях по содержанию свиней примерно 45% навоза хранится в жидком виде и 55% – в твердом.

Содержание птицы

По направлению производства птицефабрики делятся на птицефабрики яичного направления, бройлерного, племенные птицеводческие заводы и инкубаторно-птицеводческие станции. На птицеводческих предприятиях яичного направления кур содержат в одно- и многоярусных клеточных батареях. Бройлеров на птицефабриках с промышленным производством выращивают с применением напольного и клеточного содержания.

Внесение органических удобрений

В Беларуси в качестве удобрений используют подстилочный (около 60%) и бесподстилочный навоз (более 40%). При этом бесподстилочный навоз подразделяется на полужидкий, жидкий и навозные стоки. Подстилочный навоз применяют преимущественно осенью под зяблевую вспашку. Жидкие органические удобрения применяют под вспашку или культивацию осенью и весной, а также для подкормок.

Внесение минеральных удобрений

В Беларуси применяется поверхностное внесение минеральных гранулированных удобрений и жидких удобрений.

Удельные показатели выбросов аммиака от животноводства (включая все стадии обращения с навозом) приведены ниже (Таблица 13.1).

Таблица 13.1. Удельные показатели выбросов аммиака в животноводстве.

Группа животных	Источник выбросов	Удельный показатель выбросов, кг/гол./год
Молочные коровы	Системы содержания с выходом:	
	жидкого навоза	39,3
	твердого навоза	28,7
	Пастбищное содержание	3,9
Прочий КРС (быки, телята и др.)	Системы содержания с выходом:	
	жидкого навоза	13,4
	твердого навоза	9,2
	Пастбищное содержание	2,0
Свиноматки	Системы содержания с выходом:	
	жидкого навоза	15,8
	твердого навоза	18,2
Прочие свиньи (хряки, ремонтные свиньи и др.)	Системы содержания с выходом:	
	жидкого навоза	6,7
	твердого навоза	6,5
Куры-несушки	клеточное содержание	0,48
Бройлеры	напольное содержание	0,22
Куры-несушки	система свободного выгула	0,32
Бройлеры	система свободного выгула	0,16
Лошади	Содержание	5,1
Овцы и козы	Содержание	0,46

Для оценки выбросов аммиака от внесения минеральных азотных удобрений использовался удельный показатель выбросов, равный 0,05 кг/кг азотных удобрений в действующем веществе (ЕМЕР/EEA Air Pollutant ..., 2009; Klimont, 2004). Приняты следующие удельные выбросы аммиака при неполном сгорании твердого топлива: уголь, торф – 10 г/т, дрова – 5 г/т. Для оценки выбросов аммиака от процессов обработки сточных вод в городах использован удельный показатель выбросов 14,4 г аммиака/млн л обработанных сточных вод, в сельских населенных пунктах – 1,6 кг/чел./год. Для оценки выбросов от захоронения отходов использован удельный показатель выбросов, равный 0,63 кг/чел./год.

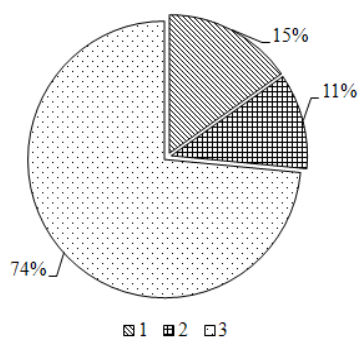
13.1.3 Результаты инвентаризации

По итоговым данным (с учетом статистических данных для промышленных процессов), годовые выбросы аммиака в последние годы в Беларуси составляют 140-150 тыс. т (в 2008 г. - 146,8 тыс. т, Таблица 13.2).

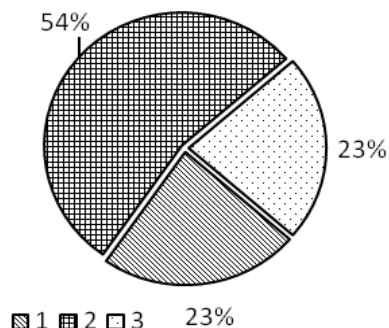
Таблица 13.2. Итоговые данные о выбросах аммиака в Республике Беларусь по категориям НПО (на 2008 г.).

Категория источника по НПО	Источник	Выбросы, тыс. т	Вклад в валовые выбросы, %
1A1a	Энергетика общего пользования и производства тепла	0,044	0,03
1A2	Обрабатывающая промышленность и строительство	0,023	0,02
1A3b	Автомобильный транспорт	0,016	0,01
1A3c	Железнодорожный транспорт	0,002	0,00
1A4a	Сжигание топлива в коммерческом/институциональном секторе	0,003	0,00
1A4b	Сжигание топлива в бытовом секторе	0,019	0,01
1A4c	Внедорожные мобильные источники в сельском хозяйстве/Лесном хозяйстве/Рыболовстве	0,005	0,00
1B2	Нефть и природный газ	0,106	0,07
2A7b	Строительство и снос	0,005	0,00
2B	Химическая промышленность	4,74	3,23
2C	Производство металлов	0,097	0,07
2D	Прочее производство	1,46	1,00
2G	Прочее производство	1,945	1,33
4B	Уборка, хранение и использование навоза в качестве удобрений:	101,74	69,30
4B1a	молочный скот	35,81	24,4
4B1b	прочий скот	32,14	21,9
4B3	овцы и козы	0,024	0,02
4B6	лошади	0,726	0,50
4B8	свиньи	23,33	15,90
4B9a	птица	9,713	6,62
4D1	Сельскохозяйственные почвы (внесение минеральных удобрений)	26,18	17,80
6A	Захоронение твердых бытовых отходов	6,093	4,15
6B	Обработка и удаление сточных вод	4,037	2,75
6D	Прочие отходы	0,255	0,17
	Всего	146,77	100,0

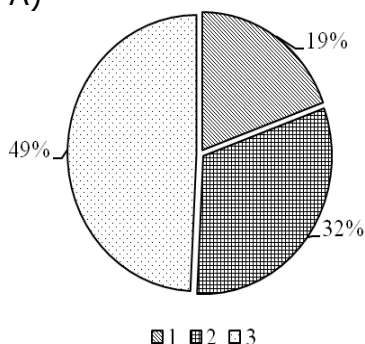
Основное количество аммиака в окружающую среду поступает от животноводством (69% общей эмиссии). При этом выбросы от «Уборки, хранения и использования навоза в качестве удобрений: молочный скот» и «Уборки, хранения и использования навоза в качестве удобрений: прочий скот» составляют более 45%. Далее по количеству выбросов идут: «Уборка, хранение и использование навоза в качестве удобрений: свиньи» – 16%; «Уборка, хранение и использование навоза в качестве удобрений: птица» – 6,6%. Выбросы аммиака от содержания крупного рогатого скота (КРС) в 74% произведены небольшими сельскохозяйственными предприятиями (фермами), в 15% - хозяйствами населения. Выбросы аммиака в атмосферный воздух крупных и средних комплексов составляют 11% суммарных выбросов от выращивания КРС (Рисунок 13.1, А).



А)



Б)



В)

Рисунок 13.1. Распределение выбросов аммиака от выращивания КРС (А), свиней (Б), птицы (В) по категориям хозяйств:
1 – хозяйства населения; 2 – крупные и средние сельскохозяйственные предприятия; 3 – малые сельскохозяйственные предприятия.

В отличие от содержания КРС, в свиноводстве более 50% выбросов аммиака произведено крупными и средними комплексами (с поголовьем более 15 тыс. голов); доля малых предприятий и хозяйств населения составляет по 23% (Рисунок 13.1, Б).

В птицеводстве 32% выбросов аммиака произведено крупными и средними птицефабриками (с поголовьем более 500 тыс. голов), 49% – малыми сельскохозяйственными организациями и 19% – хозяйствами населения (Рисунок 13.1, В).

Основной вклад в выбросы от прочих категорий животных (овцеводство, козоводство и коневодство) вносят хозяйства населения (62%).

Виды деятельности, связанные с растениеводством (категория «Внесение минеральных удобрений»), ответственны за 17,8% валовых выбросов аммиака.

Выбросы аммиака от несельскохозяйственных источников на территории Беларуси составили в 2008 г. 18,9 тыс. т или 13% общих выбросов. Из них 10,4 тыс. т приходится на процессы обращения с отходами, и 4,7 тыс. т - на химическую промышленность (производство азотных удобрений, аммиака, азотной кислоты и др.).

В целом, от сельскохозяйственных источников в атмосферу поступает более 80% выбросов аммиака. Соответственно, существенно снизить валовые национальные выбросы аммиака можно лишь проводя мероприятия по снижению выбросов от этих категорий источников.

13.2 Сценарии снижения выбросов аммиака в животноводстве

Мероприятия по снижению выбросов аммиака в животноводстве можно разделить на следующие группы:

- снижение выбросов на стадии выращивания и содержания животных: изменение системы содержания животных (использование подстилки, аэрация и др.), изменение рациона кормления (снижение потребления азота, использование биодобавок), очистка воздуха, отходящего от сооружений, в которых содержатся животные (установка фильтров);
- снижение выбросов на стадии хранения навоза: оборудование закрытых мест хранения навоза; обработка подстилочного материала, снижение pH навоза, снижение активности уреазы, изменение методов обработки сточных вод;
- снижение выбросов на стадии внесения навоза в почву: быстрая заплата после внесения навоза, инжекторная заделка и оптимальные сроки внесения навоза (Guidance Document..., 2007).

Для оценки потенциала снижения выбросов аммиака в Беларуси при реализации мероприятий в сельском хозяйстве (в первую очередь в животноводстве) и необходимых для этого затрат выполнены расчеты с использованием подходов модели GAINS. В связи с альтернативностью мероприятий и их разнообразием оценка снижения выбросов и затрат была выполнена для последовательного ряда стратегий снижения выбросов аммиака (сценариев), различающихся долей сектора, охваченной группой тех или иных мероприятий. Мероприятия сгруппированы в 3 категории: низкой, средней и высокой эффективности, включающие методы на различных стадиях: выращивания животных, хранения навоза, внесения навоза (Таблица 13.3).

Таблица 13.3. Группы мероприятий по снижению выбросов аммиака.

Категория мероприятий	Пример мероприятий
Низкая эффективность	Ленточное внесение навоза, компостирование в буртах, компостных рядах и др.
Средняя эффективность	Заделка навоза в течение 12 часов, покрытия с применением несложных технологий (солома, торф, кора, шарики-заполнители и т.д.)
Высокая эффективность	Быстрая заделка твердого удобрения, инжекторная заделка жидкого удобрения, жесткая крышка на навозохранилище и т.д.

Всего оценены выбросы и затраты для 9 сценариев по внедрению мероприятий, в том числе для нулевого (без учета мероприятий по снижению выбросов). Сценарии 1 и 2 предполагают внедрение низкоэффективных мероприятий на двух стадиях производства животноводческой продукции: стадии хранения навоза и стадии внесения навоза в качестве удобрений (Таблица 13.4). По сценариям 3 и 4 на этих же стадиях предполагается использовать высокоэффективные мероприятия. Между собой сценарии отличаются долей поголовья, охваченного мероприятиями: для 1 и 3 сценария – 10% поголовья; 2 и 4 – 25%.

Таблица 13.4. Параметры сценариев 0-6 снижения выбросов аммиака.

Сценарий	Описание мероприятий	Доля поголовья, охваченного мероприятием, %
0	Без мероприятий	100
1	Мероприятия с низкой эффективностью, внедренные на стадии хранения навоза и	10
2	внесения навоза в качестве удобрений	25
3	Мероприятия с высокой эффективностью, внедренные на стадии хранения навоза и	10
4	внесения навоза в качестве удобрений	25
5	Мероприятия с высокой эффективностью, внедренные на стадии содержания животных,	50
6	хранения навоза и внесения навоза в качестве удобрений	100

Сценарии 5 и 6 характеризуются внедрением максимально эффективных мероприятий, используемых в модели GAINS на всех стадиях производства животноводческой продукции: выращивание молочного КРС - хранение навоза в закрытых навозохранилищах, использование методов внесения удобрений с низким уровнем выбросов; выращивание свиней - установка биофильтров, хранение навоза в закрытых навозохранилищах и т.д. Между собой сценарии отличаются долей поголовья, охваченного мероприятиями: для 5-го сценария – 50%, 6-го – 100%.

Для оценки «среднего» сценария внедрений мероприятий предложены сценарии 7 и 8, по которым часть поголовья охвачена мероприятиями на стадии внесения навоза в почву, часть - на стадиях внесения и хранения навоза, часть - на стадии содержания животных.

Расчет затрат на снижение выбросов аммиака основывался на параметрах капитальных и текущих затрат, приведенных в руководствах по GAINS (Klimont и др, 2004 и др.).

13.3 Результаты

Анализ полученных данных показал, что максимальное технически достижимое снижение выбросов аммиака в животноводстве (сценарий 6) составляет 45,5 тыс. т, т.е. на 35% (Таблица 13.5). Ожидаемые при этом выбросы аммиака составят 84,3 тыс. т, а необходимые затраты – 347 млн евро в год. Удельные затраты достаточно высоки и оцениваются в 7,6 тыс. евро в год на тонну снижения выбросов аммиака.

Таблица 13.5. Затраты на снижение выбросов аммиака для различных сценариев внедрения мероприятий по снижению выбросов (по отношению к выбросам в 2005 г.).

Сценарий	Затраты, млн евро/год	Снижение выбросов, тыс. т/год	Оставшиеся выбросы, тыс. т/год	Удельные затраты, млн евро/на тонну снижения
0	-	-	129,8	-
1	12	1	128,8	12,0
2	30	2,6	127,2	11,5
3	14,9	3,3	126,5	4,5
4	37,3	8,2	121,6	4,5
5	173,6	22,8	107,0	7,6
6	347,1	45,5	84,3	7,6
7	106,6	27,9	101,9	3,8
8	102,0	30,81	98,99	3,3

Реализация сценариев 1, 2 и 3 при затратах 12-30 млн евро практически не позволяет получить осязаемое снижение выбросов – различия с нулевым сценарием составляют 1–3%. Удельные же затраты на одну тонну снижения выбросов аммиака являются максимальными и достигают 12 тыс. евро в год. Снижение выбросов аммиака при реализации сценариев 7 и 8 составит 21-23% при общих затратах 102-107 млн евро в год. Следует подчеркнуть, что для этих сценариев характерны минимальные удельные затраты: 3,3-3,8 тыс. евро на тонну снижения выбросов аммиака.

13.4

Заключение

Полученные предварительные оценки затрат для различных сценариев показали, что технически доступное сокращение выбросов аммиака за счет снижения выбросов в животноводстве в Беларуси составляет около 20%. Однако необходимые затраты на воздухоохраные мероприятия в животноводстве должны составить около 100 млн евро/год, что вдвое превышает средние годовые затраты на охрану атмосферного воздуха в Беларуси. При этом необходимо учитывать, что затраты на охрану атмосферного воздуха в сельском хозяйстве Беларуси пока составляют незначительную долю от валовых воздухоохраных затрат.

Принимая во внимание вышесказанное, а также с учетом специфики мероприятий по снижению выбросов аммиака, представляется, что значительного сокращения выбросов аммиака в животноводстве можно добиться, если это станет составной частью общей стратегии к переходу отрасли на наилучшие имеющиеся технологии, что потребует значительного времени. Реализация мероприятий по снижению выбросов может быть начата в пилотном порядке в отдельных сельскохозяйственных предприятиях. При этом может быть использован опыт реализации проектов совместного осуществления Киотского протокола, направленных на снижение выбросов парниковых газов.

13.5 Литература

Мальчихина А.В. Антропогенные источники выбросов аммиака в окружающую среду Беларуси: выявление, оценка и прогноз: автореф дисс. ... канд. геогр. наук/ А.В. Мальчихина. - Минск, 2010. – 23 с.

Механизация животноводства / В.К. Гриб и др. – Минск: Ураджай, 1997. – 640 с.

Рекомендации по модернизации систем управления технологическими процессами в свиноводстве / Министерство сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь, УО «Белорусский государственный аграрный технический университет» – Минск: БАТУ, 2005. – 45 с.

Республиканские нормы технологического проектирования новых, реконструкции и технического перевооружения животноводческих объектов: утв. приказом М-ва сельского хозяйства и продовольствия Респ. Беларусь 30.12.2006. № 514. // Нац. реестр правовых актов Респ. Беларусь. – 2007. – 8/15889.

Самосюк В.Н. Состояние и перспективы технического переоснащения отраслей свиноводства в Беларуси и России с учетом экологических требований / В.Г. Самосюк, В.Н. Дашков, В.Н. Гутман // Journal of Research and Application in Agricultural Engineering. – 2005. – Vol. 53. – P. 71–74.

Справочник агрохимика / В.В. Лапа и др.; под ред. В.В. Лапа. – Минск: Белорус. наука, 2007. – 389 с.

Справочно-нормативные материалы по животноводству. – Жодино, 1995. – 43 с.

Технологические комплексы машин и оборудования для производства молока и говядины // Научно-практический центр национальной академии наук Беларуси по механизации сельского хозяйства 2010 г. [Электронный ресурс]. – 2010.

ЕМЕР/EEA air Pollutant Emission Inventory Guidebook (2009). Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories EEA // EEA. – Copenhagen, 2009.

Klimont, Z. Modeling of Emissions of Air Pollutants and Greenhouse Gases from Agricultural Sources in Europe / Z. Klimont, C. Brink. – Luxemburg: IIASA, 2004. – 69 p.

Scenarios of SO₂, NO_x, and PM emissions in the non-EU countries up to 2020. Background Paper for the 41st Session of the Working Group on Strategies and Review of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. CIAM Report 1/2008. 30 p.

14 Снижения загрязнения окружающей среды при внесении навоза животных

С.М. Крутько, П.Ф. Тиво
 РУП «Институт мелиорации», г. Минск, Беларусь
 E-mail: s708@mail.ru

Аннотация

Приведены данные о влиянии длительного и систематического внесения повышенных доз жидких органических удобрений на загрязнение атмосферы, почвы, растений, и природных вод. Предложена система мероприятий по улучшению экологической ситуации в зоне действия крупных животноводческих комплексов.

14.1 Обработка навоза в Беларуси

В настоящее время в Беларуси функционируют свыше 200 животноводческих комплексов, в том числе 106 свиноводческих предприятий с мощностью ежегодного откорма от 12 до 108 тыс. голов. На них ежегодно накапливается примерно 19-20 млн. м³ жидкого навоза и навозных стоков, содержащих воды соответственно 92-97% и более 97%. Причем, в ближайшей перспективе количество таких предприятий возрастет на 70%. Также в нашей республике получило интенсивное развитие молочное животноводство и откорм крупного рогатого скота. В итоге существенно возрастет объем бесподстилочного навоза, а загрязнение природной среды может достичь угрожающих размеров.

Не являются исключением и другие страны, где осуществлен перевод животноводства на промышленную основу. При бесконтрольном использовании жидких органических удобрений почва, грунтовые воды, воздух, растения могут загрязняться токсическими веществами, возбудителями инфекций и инвазий. Согласно данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), бесподстилочный навоз является фактором передачи более 100 видов различных возбудителей болезней животных и человека. Из микроорганизмов, находящихся в животноводческих стоках, большую опасность представляют возбудители сальмонеллез, ящура, туберкулеза, бруцеллеза, чумы свиней, яйца аскарид, стронгилоидов и др. (Мерзлая Г.Е. и др. 2006, Окладников, Н.И., 1988). Особую тревогу вызывает эмиссия в атмосферный воздух аммиака, который в ряде стран включен в список приоритетных загрязняющих веществ. Кстати, по сообщению Американской ассоциации охраны здоровья населения этот газ вызывает различные респираторные заболевания, от которых страдает не менее 25% специалистов, работающих на крупных фермах (Агробизнес, 2005).

Интенсивность же загрязнения воздуха зависит от численности поголовья, системы сбора и хранения навозных стоков. Так, по нашим наблюдениям, на свинокомплексе «Боровица» Ивановского района Брестской области содержание NH₃ хотя и не превышала ПДК для животных, но было значительным (Таблица 14.1). При этом ежегодный выброс NH₃ только из

животноводческих помещений составлял здесь не менее 40-50 т. А если учесть потери аммиака в процессе хранения и внесения навозных стоков в качестве удобрений, то эту цифру нужно удвоить. Поступает в атмосферу и различная болезнетворная микрофлора. Не лучшая ситуация и на других свинокомплексах. При внесении стоков на сельскохозяйственные угодья почва становится промежуточным звеном в загрязнении сопредельных природных сред: поверхностных и грунтовых вод, растительности, а также атмосферного воздуха. Вместе с тем почвенный покров является одним из главных компонентов урбоэкологической системы. Он играет роль буфера и детоксиканта, принимая на себя воздействие различных отходов.

Таблица 14.1. Загрязненность атмосферного воздуха в животноводческих помещениях свинокомплекса «Боровица».

Место исследований	Содержание в воздухе, мг/м ³		Микробная обсемененность, тыс. микробных тел/м ³	
	пыль	NH ₃	общее микробное число	коли-индекс бактерий группы кишечных палочек
Свинарник для холостых и супоросных свиноматок	4,0	4,0	177,8	2,3
Свинарник-маточник	5,2	4,0	132,6	1,4
Свинарник для поросят отъемышей	9,1	5,2	418,6	7,6
Откормочник	7,2	4,1	287,2	3,1
Граница территории комплекса (наветренная сторона)	0,6	-	3,3	0,6
Тоже, подветренная сторона	2,8	-	24,8	11,3

Почва аккумулирует тяжелые металлы, пестициды, углеводороды, детергенты и прочие химические поллютанты, предупреждая тем самым их поступление в растения, природные воды и атмосферный воздух. Однако в почве многие химические вещества претерпевают изменения, понижающие или повышающие их токсичность. Почва является наиболее информативным объектом для оценки степени и характера техногенной нагрузки территории. В связи с этим экологическая оценка почвенного покрова как компонента среды обитания является наиболее приоритетным показателем.

В Беларуси утилизация бесподстилочного навоза проводится по следующим технологическим схемам:

- разделение отходов животноводческих комплексов на твердую и жидкую фракции с использованием осветленных стоков на полях для орошения;
- вывозка и внесение жидких органических удобрений мобильным транспортом на сельскохозяйственные угодья;
- искусственная биологическая очистка жидкой фракции стоков с последующей ее перекачкой на городские очистные сооружения и очистка их с помощью аэротенков (РУСПП «Свинокомплекс «Борисовский» Минской области).

Применять стоки в качестве удобрений можно лишь после соответствующей подготовки и обеззараживания, поскольку из-за высокой влажности и отсутствия в них биотермических процессов увеличивается срок выживания болезнетворной микрофлоры. Способы обеззараживания стоков классифицируются как физические, химические и биологические. Последние используются более широко и основаны на разрушении и минерализации органического вещества микроорганизмами. Этот процесс в той или иной степени может протекать как в естественных (в почве, биологических прудах, компостах), так и в искусственных условиях (в аэротенках, метантенках и др.). Безусловно, более перспективно сбраживание бесподстилочного навоза в метантенках, которое обеспечивает не только получение биогаза, но и экологически чистых органических удобрений без зловонных запахов, жизнеспособных гельминтов и всхожих семян сорных растений. Наиболее преуспела здесь Дания, где уже 20% потребляемой энергии покрывается за счет возобновляемых источников. К 2020 г. там ставится задача увеличить этот показатель в 1,5 раза и переработать в метантенках до 50% навоза с местных ферм (Комалова, И., 2010). В нашей республике такая технология внедрена пока только в РУСП «Селекционно-гибридный центр Западный» Брестского, РУП «Племптице завод «Белорусский» Минского районов и ОАО «Гомельская птицефабрика», хотя в ближайшие годы планируется ввести в эксплуатацию 39 биогазовых установок суммарной мощностью 40,4 МВт. Для орошения обычно используется жидкая фракция стоков. В процессе механического разделения (в случае отсутствия искусственной биологической очистки) основное количество гельминтов попадает в твердую фракцию, хотя частично они остаются и в жидкой. Поэтому первую из них рекомендуется компостировать, со второй поступают согласно ветеринарным требованиям. Причем, если жидкой фракцией свиных стоков заполняется полевая накопитель осенью, она должна там выдерживаться 9 месяцев с целью дегельминтизации. Для обеззараживания же жидкого свиного навоза (без разделения на фракции) этот срок увеличивается до одного года (Нормы технологического ..., 2001). Недостатком этого способа является достаточно большие (до 30%) потери аммонийного азота при хранении стоков в открытых полевых накопителях.

14.2 Влияние на грунтовые воды, почву и урожай

Практика показала, что утилизация жидких стоков на животноводческих комплексах является серьезной экологической проблемой. В последние годы площади земледельческих полей орошения значительно сократились. Нарушается технология использования навозных стоков как по дозам и срокам внесения, так и по возделываемым сельскохозяйственным культурам. В республике мониторинг экологического состояния почв, используемых предприятиями интенсивного животноводства, проводится в очень ограниченном объеме. Фрагментарные исследования земель некоторых животноводческих комплексов показали, что при ежегодном использовании огромных доз жидких навозных стоков на ограниченных площадях не обеспечивается экологически безопасное состояние почвенного покрова. Геохимическое обследование почв, используемых свинокомплексом «Южное» Брестской области, показали, что неравномерное распределение навозных стоков по территории обусловило загрязнение сельскохозяйственных земель нитратами и тяжелыми металлами. Причем, в зависимости от дозы внесения эти показатели сильно дифференцируются.

Таблица 14.2. Содержание подвижных форм тяжелых металлов (экстрагент 1М HCl) в пахотном горизонте почвы при различном уровне использования животноводческих стоков, мг/кг (Желязко, В.И. и др., 2006).

Доза азота в стоках, кг/га	Cu	Zn	Cd	Pb
Торфяно-глеевая почва				
0	1,2	4,5	0,35	15,2
160	1,1	4,7	0,35	15,7
300	1,8	5,2	0,40	15,9
Дерново-подзолистая легкосуглинистая почва*				
0	1,0	5,4	0,05	4,0
300	1,5	6,3	0,07	5,3
480	2,4	10,4	0,10	5,7
*Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) (Крупномасштабное агрохимическое ..., 2001)	12	18,0	0,40	25,0

При внесении дозы стоков с содержанием азота 480 кг отмечается заметное повышение содержания подвижных соединений цинка и кадмия в пахотном слое, что позволяет такие почвы рассматривать как ближайший резерв формирования земель, загрязненных тяжелыми металлами (Таблица 14.2).

Установлено, что с увеличением норм используемых животноводческих стоков, в почвах, особенно суглинистых, в большей степени накапливаются подвижные формы тяжелых металлов. Эти данные также свидетельствуют о том, что суглинистые почвы более надежно защищает подземные воды от загрязнения, что нельзя сказать о песках и рыхлых супесях Белорусского Полесья.

Негативно сказывается и наличие микропонижений на полях утилизации жидких органических удобрений, что согласуется с результатами зарубежных исследователей (Asmus, F., 1993). По нашим данным, пестрота микрорельефа приводит к перераспределению питательных веществ по площади, что, в свою очередь, влияет на качество грунтовых вод. Коэффициент варьирования содержания в них кальция и нитратов возросло на таких участках в 5 раз по сравнению с ровной поверхностью. Кроме того, с поверхностным стоком может теряться 1/3 азота и 17% фосфора, содержащихся в животноводческих стоках. Одним из путей сокращения потерь является выравнивание поверхности орошаемых угодий стоками и

Таблица 14.3. Загрязнение грунтовых вод на полях орошения КУСХП «Боровица», Брестской области.

Количество анализируемых проб	Количество проб воды с превышением ПДК, %			
	NH ₄ ⁺	Fe _{общ.}	NO ₃ ⁻	Окисляемость перманганатная
Весеннее половодье				
29	34,5	34,5	13,8	20,7
Летняя межень				
51	15,7	74,5	15,7	43,1
Осенний паводок				
51	19,6	82,4	9,8	27,5

Примечание. ПДК аммония – 2 мг, железа – 0,3, нитратов – 45, окисляемость перманганатная – 5 мг/л (СанПиН 2.1.4.12-23-2006, 2006).

соблюдение научно обоснованного режима орошения, исключающего превышение поливных норм. Не соблюдение этого в отдельных случаях привело к тому, что содержание нитратов в грунтовых водах Полесской зоны достигала 140 мг/л, при ПДК – 45 мг/л (СанПиН 2.1.4.12-23-2006, 2006). Наряду с нитратами вымывались также аммоний (Таблица 14.3) (Желязко, В.И. и др., 2006).

Однако проблема загрязнения почвенного покрова в результате функционирования предприятий интенсивного животноводства связана не только с химическим загрязнением почв, но и с их санитарно-гигиеническим состоянием. На территории комплекса и на полях орошения, удобряемых стоками, содержание болезнетворной микрофлоры в почвах в 2,5 раза выше, чем в близлежащих лесных почвах и более отдаленных от комплекса сельскохозяйственных угодьях. Почвенный покров земледельческих полей орошения (ЗПО) КУСХП «Боровица» загрязнен яйцами и личинками гельминтов (до 2,3 экз/кг).

Наибольшее негативное действие на почвенный покров оказывают стоки животноводческих комплексов, расположенных в поймах рек. Серьезное осложнение экологической обстановки создает микрорельеф и на тяжелых почвах, а также на полях, прилегающих к навозохранилищам. В микрозападинах накапливается, прежде всего, фосфор (Таблица 14.4).

При внесении навозных стоков значительно изменяются водно-физические свойства почв. Так, подпахотный слой почв тяжелого гранулометрического состава обычно имеет коэффициент фильтрации 0,06 м/сут. при необходимом значении не менее 0,3 м/сут. В данном случае он нуждается в разуплотнении, что исключит поверхностный сток.

Загрязненные животноводческими стоками почвы являются источниками формирования некачественной и экологически опасной растительной продукции. Исследованиями установлено, что при использовании высоких доз навозных стоков, получаемые корма отличались низким сахаропротеиновым отношением – от 0,4 до 0,7 при оптимальном 0,8-1,2, высоким содержанием нитратов (Рисунок 14.1) (Желязко, В.И. и др., 2006).

Таблица 14.4. Агрохимические свойства дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы на фоне N_{480} стоков, ЗПО КУСХП «Северный» (Крутько, С.М., 2008).

Место отбора образцов	Глубина, см	pH	P_2O_5 , мг/кг	K_2O , мг/кг
Орошаемый участок	0-20	6,28	374	206
	20-40	6,22	198	150
	40-60	5,70	159	80
	60-80	5,4	129	26
Орошаемый участок (понижение)	0-20	6,75	741	390
	20-40	6,42	275	103
	40-60	6,1	234	98
	60-80	5,3	98	70
Неорошаемый участок (контроль)	0-20	4,61	257	108
	20-40	4,8	148	101
	40-60	4,49	120	59
	60-80	3,75	74	60

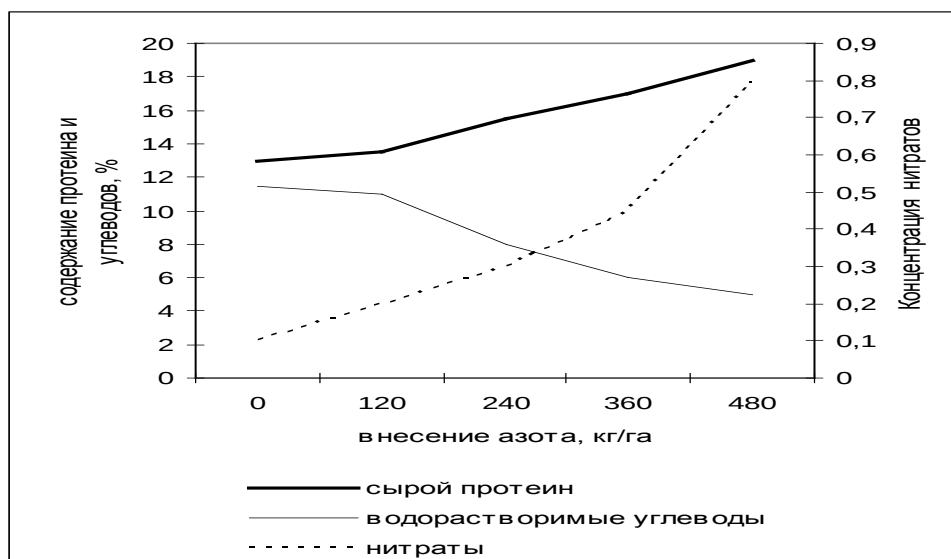


Рисунок 14.1. Качество урожая многолетних трав, на орошаемых животноводческими стоками почвах.

При этом на фоне 480 кг/га азота в стоках количество NO_3 в сухой массе трав достигло 0,8% при допустимой норме (принятой в Беларуси), для сена 0,1 и травяной муке 0,2% (Пономаренко, Ю.А. и др., 2012). Ухудшается также минеральный состав кормов и нарушается соотношение в них между одно- и двухвалентными катионами (Таблица 14.5).

Таблица 14.5. Содержание элементов питания в урожае многолетних трав (среднее за 3 года), % на сухое вещество (Крутько, С.М., 2008).

Вариант опыта	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
Контроль	1,50	0,62	1,4	0,70
При внесении стоков с содержанием в них азота, кг/га:				
120	1,96	0,71	2,1	0,61
240	2,12	0,82	2,7	0,65
360	2,40	0,87	2,9	0,64
480	2,65	0,92	3,7	0,60

Химический состав дренажного стока с орошаемых площадей свинокомплекса свидетельствует о степени утилизации навозных стоков в ЗПО и экологическом состоянии агроландшафта. Сток характеризуется нейтральной реакцией, низким содержанием калия и натрия и особенно фосфатов. Однако гораздо больше загрязнен поверхностный сток с орошаемых площадей КУСХП «Северный», поскольку снизилась впитывающая способность среднесуглинистой почвы в результате переуплотнения.

Наблюдения за гидрохимическим и гидротехническим режимами пруда-накопителя дренажного стока, являющимся замыкающим объектом перед сбросом вод в водоприемник, показали, что гидрокарбонатно-хлоридно-сульфатный состав анионов имеет здесь следующий ряд катионов: $\text{NH}_4 > \text{K} > \text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg}$, что является аномальным для природных вод. Это позволяет сделать вывод о том, что солевой состав пруда-накопителя формируется в результате интенсивного загрязнения навозными стоками.

Об этом же свидетельствует и состав солей из донных вод, где содержание калия также более высокое, чем натрия.

В пруде-накопителе в поливной период концентрация аммония существенно превышает ПДК.

14.3 Биоинженерные сооружения

С целью предотвращения загрязнения природных вод разработаны биоинженерные сооружения (БИС), которые представляют собой каскад сооружений, где очистка сточных вод происходит за счет фильтрации, седиментации, аэрации, поглощения биогенных элементов высшей водной растительностью и микробоценозом, а также за счет влаголюбивых растений, произрастающих на склоновой площадке (Рисунок 14.2).

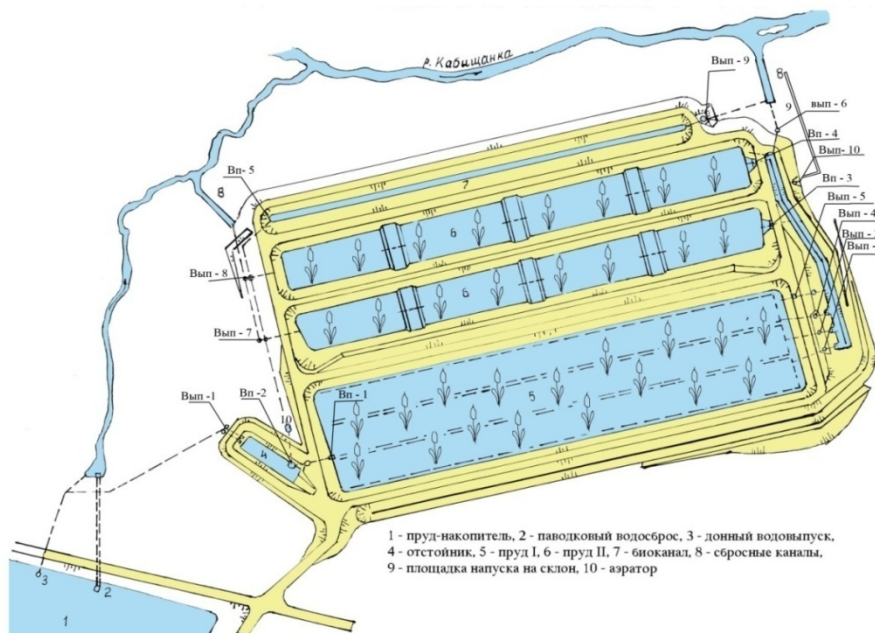


Рисунок 14.2. Схема биоинженерных сооружений.

Общая площадь отвода земель 12,58 га, в том числе – прудов 5,86 га. Они располагаются на склоне первой надпойменной террасы реки Кабищанка (бассейн Западной Двины). Работа сооружений осуществляется в теплый период года в самотечном режиме.

В ложе пруда I устроен дренаж и произведена посадка рогоза широколистного (*Typha latifolia*), тростника обыкновенного (*Phragmites communis*). Конструктивные особенности его обеспечивают движение очищаемых вод в горизонтальной плоскости (через заросли макрофитов), и в вертикальный – через корневищный слой, насыщенный микрофлорой. Вторая ступень очистки представляет собой два мелководных пруда, разделенных дамбами (перемычками). В первом из них высшая водная растительность высажена по всему ложу, а во втором – только на дамбах. Замыкает систему биоканал длиной 300 м и шириной 5 м с высшей водной растительностью по его берегам.

Разработана комплексная технология эксплуатации биоинженерных сооружений, основанная на регулировании поступления очищаемых вод в зависимости от концентрации веществ, которую определяют в полевых условиях при помощи электропроводности на основании уравнений регрессии:

$$y_{K^+} = 0,06x - 17,517 \quad (R^2 = 0,93),$$

$$y_{NH_4^+} = 0,11x - 57,25 \quad (R^2 = 0,89),$$

$$y_{PO_4^{3-}} = 0,02x - 0,15 \quad (R^2 = 0,77),$$

$$y_{\Sigma \text{ ions}} = 0,72x + 41,5 \quad (R^2 = 0,94),$$

где y – концентрация химического элемента, мг/л;

x – электропроводность мкСм/см).

Установлены также параметры, определяющие эффективность очистки возвратных вод с полей орошения в биоинженерных сооружениях, а именно: оптимальный уровень воды для культивирования рогоза широколистного - 0,6-0,8 м; содержание в сточных водах аммония не более 80 мг/л и фосфатов - 50 мг/л; коэффициент фильтрации дренажной засыпки не менее 0,14-0,35 м/сут. Функционирование БИС обеспечивает снижение концентрации аммонийного азота в среднем на 85,2% и фосфатов до 79,7%, что позволило только за шесть лет исключить сброс в водоприемник 32,3 т аммония и 10 т фосфатов (Крутько, С.М., 2009).

Экономическая эффективность биоинженерных сооружений, прежде всего, зависит от количества биогенов, выведенных из геохимического круговорота. За время исследований ежегодно сумма предотвращенного экологического ущерба составляла от 53 до 113 тыс. долларов США.

14.4

Рекомендации

С целью снижения загрязнения окружающей среды в районах расположения животноводческих комплексов целесообразно выполнить также следующее:

- разработать экологические паспорта для крупных свиногокомплексов и регламенты по использованию всего объема навоза и навозных стоков;
- уменьшить выход стоков благодаря использованию менее водоемких систем навозоудаления, строго соблюдать технологию подготовки стоков к поливу, включая их обеззараживание и дегельминтизацию. Наиболее перспективно здесь анаэробное сбраживание отходов животных и получение биогаза, при использовании которого улучшается качество органических удобрений и сокращается поступление парниковых газов в атмосферу;
- нормы жидких органических удобрений в расчете на азот на дерново-подзолистых почвах при орошении даже многолетних злаковых трав не должны превышать 240-250 кг/га с внесением их дробными дозами под каждый укос. При этом зимнее внесение стоков мобильным транспортом должно быть исключено, особенно на склоновых землях;
- нецелесообразно применение калийных удобрений на полях орошаемых животноводческими стоками, поскольку ухудшается минеральный состав корма в результате неблагоприятного соотношения между одно – и двухвалентными катионами;
- проведение локального мониторинга экологического состояния почвенного покрова и качества выращиваемой продукции и кормов;
- снизить выброс аммиака вентиляционными системами из животноводческих помещений за счет установки системы фильтрации;
- строительство новых крупных ферм требует глубокой экологической экспертизы, чтобы не допустить дальнейшего сосредоточения промышленного животноводства на ограниченной территории;
- выполнение плановых заданий по охране природной среды в зоне действия животноводческих предприятий интенсивного типа должно стать таким же ответственным делом, как и другие показатели хозяйственной деятельности (например, экономические, социальные).

14.5 Литература

Агроэкологические основы и технологии использования бесподстилочного навоза / Г.Е. Мерзлая, М.Н. Новиков, А.И. Еськов и др. - М.: Россельхозакадемия - ГНУ ВНИПТИОУ, 2006. - 463 с.

Окладников, Н.И. Санитария промышленного животноводства / Н.И. Окладников, И.С. Безденежных. – М.: Росагропромиздат, 1988. – 191 с.

Агробизнес – Россия. – 2005. - №8. – С. 95.

Комалова, И. Инновации в животноводстве по-датски / И. Комалова // Свиноводство. – 2010. - №1. – С. 44-47.

Нормы технологического проектирования систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета. НТП 17-99. – Москва: Министерство сельского хозяйства РФ, 2001. – 91 с.

Желязко, В.И. Использование бесподстилочного навоза на мелиорированных агроландшафтах Нечерноземья / В.И. Желязко, П.Ф. Тиво, Ю.А. Мажайский: монография. – Рязань: Мещерский ф-л Всеросс. НИИ гидротехники и мелиорации имени А.Н. Костякова, 2006. – 304 с.

Крупномасштабное агрохимическое и радиологическое обследование почв сельскохозяйственных угодий Беларуси: методические указания. – Минск: Белорусское издательское тов-во «Хата», 2001. – 60 с.

Asmus, F. Therapie für güllebelastete Boden / F. Asmus, M. Bolke // Neue Landwirtschaft. – 1993. - №7. – S. 43-44.

СанПин 2.1.4.12-23-2006 Санитарная охрана и гигиенические требования к качеству воды источников нецентрализованного питьевого водоснабжения населения. – Минск: Министерство здравоохранения Республики Беларусь, 2006. – 24 с.

Крутько, С.М. Влияние использования животноводческих стоков на плодородие дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы / С.М. Крутько // Мелиорация. – 2008. – №2 (60). – С. 189-198.

Пономаренко, Ю.А. Безопасность кормов, кормовых добавок и продуктов питания / Ю.А. Пономаренко, В.И. Фисинин, И.А. Егоров: монография. – Минск: Экоперспектива, 2012. – 864 с.

Крутько, С.М. Совершенствование способов очистки возвратных вод с полей орошения стоками свинокомплексов: автореф. дис канд. с.-х. наук: 06.01.02 / С.М. Крутько: Институт мелиорации. – Минск, 2009. - 24 с.

15 Выбросы химически активного азота в Республике Казахстан

И.Б. Есеркепова, Л.В. Лебедь, З.Р. Токпаев

Республиканское государственное предприятие «Казахский научно-исследовательский институт экологии и климата» (РГП «КазНИИЭК»), Республика Казахстан

E-mail: iyesserkepova@mail.ru, Llebed@inbox.ru, zufartokpaev@mail.ru

Аннотация

В настоящее время в сельском хозяйстве Казахстана не предпринимается никаких специальных мер для сокращения выбросов химически активного азота в атмосферу, включая аммиак и закись азота. В статье приводятся результаты оценки выбросов закиси азота и аммиака от систем обращения с навозом и содержания сельскохозяйственных животных в стране и возможные меры по их сокращению.

15.1 Общая информация по стране

Животноводство является одной из основных отраслей сельскохозяйственного сектора экономики Республики Казахстан. Богатейшие пастбищные угодья и благоприятные природно-климатические условия создают хорошую основу для его развития. Вклад животноводства в валовый продукт сельского хозяйства в 2010 году составил 53%. Животноводство в отличие от растениеводства менее подвержено влиянию погодных условий, а также колебаний мировых цен на продукцию.

В процессе сельскохозяйственного производства в Казахстане в атмосферу поступает значительное количество химически активного азота, что связано, в основном, с обработкой почвы и содержанием сельскохозяйственных животных. По данным национального кадастра выбросов парниковых газов за 2010 год эмиссии закиси азота от сельскохозяйственного производства составили 41,01 тыс. тонн (National inventory submission, Kazakhstan). При этом из обрабатываемой почвы поступило около 19,83 тыс. тонн аммиака, который в последние десятилетия интенсивно высвобождается в процессе минерализации и резкого снижения почвенного плодородия пахотных земель. На животноводство в 2010 году приходилось более 130 тыс. тонн эмиссий аммиака и 21,3 тыс. тонн закиси азота, которые поступают в атмосферу от навоза, оставляемого на пастбищах сельскохозяйственными животными во время выпаса, а также из навозохранилищ.

Для молочного скота в республике, в основном, применяется круглогодичное стойловое содержание. Для содержания мясного скота в республике максимально используются естественные пастбища, и в среднем срок выпаса составляет 185 дней, а на юге, юго-востоке и юго-западе - до 210 дней. Овцы и козы 250-260 дней в году находятся на пастбище. Лошади при табунном содержании 365 дней в году традиционно пасутся на естественных пастбищах. Исключение составляют лошади, которые содержатся в конюшнях и частных фирмах, занимающихся выведением чистопородных животных.

Свиньи круглый год содержатся в свиноводниках, а птицы – в птичниках. Рацион свиней на 90-95% состоит из концентратов и около 5% - из зеленых кормов (люцерна и др.).

Земли сельскохозяйственного назначения занимают 32% общей площади Казахстана, из них 86% приходится на пастбища. С 1990 г. количество внесенных в почву удобрений сократилось в десятки раз (Рисунок 15.1). Значительно уменьшилось и внесение органических удобрений (навоза).

Количество удобрений, тыс. т

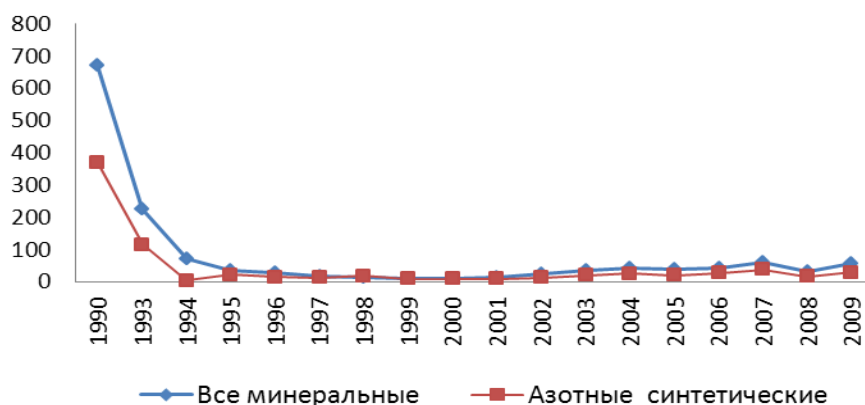


Рисунок 15.1. Внесение минеральных удобрений в Казахстане, тыс. Тонн.

15.2

Выбросы закиси азота

В рамках ежегодной инвентаризации выбросов парниковых газов в Казахстане проводится оценка эмиссии закиси азота (N_2O) в результате уборки, хранения и использования навоза. Расчеты эмиссий N_2O проводятся путем умножения общего количества выделенного азота (N) всеми категориями животных при каждом способе уборки, хранения и использования навоза на коэффициент выбросов для данного типа системы обращения с навозом. После этого производится суммирование эмиссий по всем типам систем и пересчет азота (N) в закись азота (N_2O). Расчеты проводятся по методике (IPCC, 2006) по формулам (1) и (2):

$$E_{(N_2O-N)} = \sum(S) \{ [\sum(T) (N(T) \cdot N_{ex}(T) \cdot MS(T,S))] \cdot EF3(S) \}, \quad (1)$$

где

$E_{(N_2O-N)}$	– эмиссии N_2O -N в результате уборки, хранения и использования навоза в стране (кг N_2O -N/год);
$N(T)$	- количество голов скота категории T в стране;
$N_{ex}(T)$	- среднегодовое выделение N на одну голову скота категории T в стране (кгN/животное/год) (Таблица 15.1);
$MS(T,S)$	- доля среднегодового выделения навоза для каждой категории скота T , который убирается, хранится и используется в рамках соответствующего способа S в стране (Таблица 15.2);
$EF3(S)$	- коэффициент эмиссии N_2O для способа уборки, хранения и использования навоза S в стране (кг N_2O -N/кг N при способе S) (Таблица 15.3);
S	- система уборки, хранения и использования навоза;
T	- категория скота.

После этого эмиссии N_2O-N преобразуются в эмиссии N_2O при помощи следующего уравнения:

$$E_{N_2O} = E_{(N_2O-N)} \cdot 44/28 \quad (2)$$

Таблица 15.1. Среднегодовое выделение азота по категориям животных.

Тип животных	Выделение азота, (кг/голова/(год))
Молочный КРС	70
Немолочный КРС	50
Овцы и козы	16
Верблюды	25
Лошади	25
Свиньи	20
Птица	0,6

Таблица 15.2. Доля различных способов уборки, хранения и использования навоза.

Категория животных	Доля способа хранения сухого навоза	Доля навоза, который остается на пастбищах и выпасах
Молочный КРС	0,9	0,1
Немолочный КРС	0,3-0,4	0,6-0,7
Овцы и козы	0,3	0,7
Лошади	0	1
Свиньи	1	0
Птица	1	0

Таблица 15.3. Коэффициенты эмиссии закиси азота для различных способов уборки, хранения и использования навоза.

Способ	Описание	EF3 (кг N_2O-N /кг Выделенного азота)
Пастбище /ферма/ загон	Навоз остается после животных непосредственно на земле, т.е. его не убирают, не хранят и не используют.	0,02
Суточный разброс	Перед внесением в почву навоз хранится недолгое время или не хранится совсем и не подвергается никакой обработке, поэтому предполагается, что выбросы во время хранения и обработки являются нулевыми.	0,0
Сухое хранение	Хранение навоза, обычно в течение нескольких месяцев, в кучах или штабелях вне помещений. Навоз можно штабелировать благодаря присутствию достаточного количества подстильного материала или потерь влаги через испарение.	0,02
Сухой загон	В сухом климате животные могут содержаться в не вымощенных загонках, где навоз периодически убирают после того, как он засыхает. После удаления навоз может разбрасываться на полях.	0,02

Оценки эмиссий закиси азота в Гг (гигаграммах, или тысячах тонн), рассчитанные от систем сбора, хранения и использования навоза, показаны на рисунке (Рисунок 15.2) Относительно низкие значения эмиссий в начале 90-х годов объясняются тем, что в это время значительное количество навоза вносилось в почву. Выбросы в 2010 г. составили 11.85 Гг и увеличились по отношению к 1990 году на 286%.

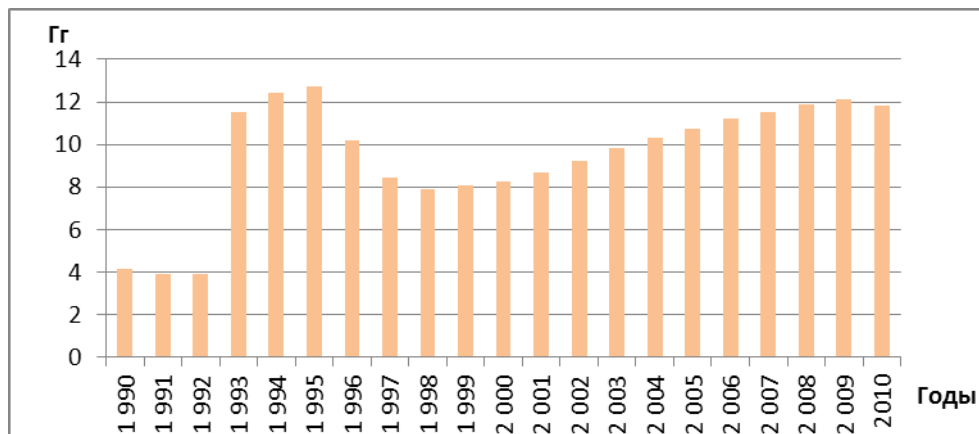


Рисунок 15.2. Эмиссии закиси азота от систем сбора, хранения и использования навоза, Гг.

Хранение сухого навоза применяется практически во всех крестьянских хозяйствах, личных подворьях и крупных агроформированиях для всех категорий животных. В зависимости от технологии содержания птичники очищают один раз в год, и в основном навоз вывозится на поля в качестве органического удобрения.

На рисунке (Рисунок 15.3) представлена динамика эмиссий закиси азота от навоза, оставшегося на пастбищах при выпасе сельскохозяйственных животных.

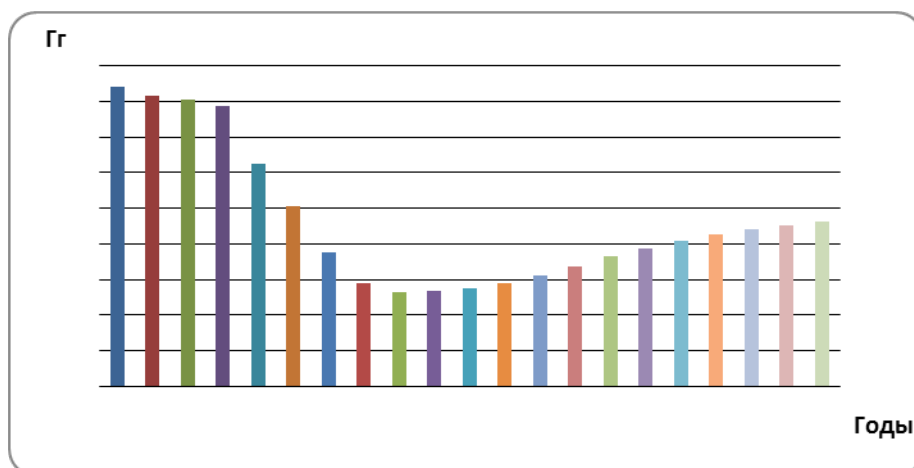


Рисунок 15.3. Эмиссии закиси азота от навоза, оставшегося на пастбищах, Гг.

Как видно из рисунков (Рисунок 15.2 и Рисунок 15.3), общее количество закиси азота от систем обращения с навозом и от навоза, оставшегося на пастбищах, в 1990 г. составляло около 21 Гг, а в 2010 г. – 21,3 Гг.

15.3 Выбросы аммиака

Для оценки выбросов аммиака при различных способах сбора, хранения и использования навоза использовались коэффициенты из руководства ЕМЕП/ЕАОС (Таблица 15.4).

Таблица 15.4. Коэффициенты эмиссии аммиака при различных способах сбора, хранения и использования навоза, кг NH_3 /голову.

Способы	Молоч- ный скот	Про- чий КРС	Овцы и козы	Ло- ша- ди	Свино- матки	Свиньи на откор- ме	Куры
Хранение жидкого навоза	39,3	13,4			15,8	6,7	
Хранение в твердом виде	28,7	9,2	0,46	5,1	18,2	6,5	0,48
Хранение на пастбищах	3,9	2,0			-	-	

На рисунке (Рисунок 15.4) приведены оценки выбросов аммиака из навоза при производстве животноводческой продукции. Результаты расчетов показывают, что общие эмиссии аммиака от навоза, получаемого от всех видов сельскохозяйственных животных, за период с 1990 по 2010 гг. уменьшились с 200365 до 130530 тонн, и в 2010 г. составили 65% от уровня 1990 года.

Эмиссии, т

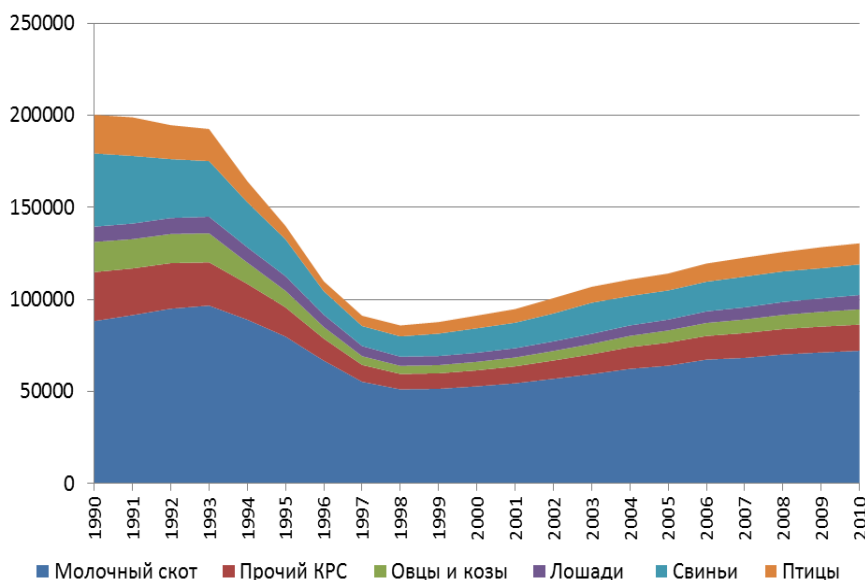


Рисунок 15.4. Выбросы аммиака от навоза животных разных видов в Казахстане, т.

15.4 Возможности сокращения выбросов азота от сельскохозяйственных источников в Казахстане

В земледелии снижение выбросов азотных соединений из почвы возможно путем восстановления почвенного плодородия на базе широкого внедрения в производство современных агротехнологий с минимальной обработкой почвы и сбалансированным внесением в почву минеральных и органических удобрений.

Снижение эмиссий азота от животноводства на 10-20% возможно только на фермах и откормочных площадках с современным оборудованием, которое позволяет регулировать питание животных и процессы сбора и хранения навоза. Однако число таких крупных животноводческих комплексов в Казахстане в последние годы ограничено. Основная доля скота пока содержится в подворьях мелких собственников.

В Казахстане для сокращения выбросов химически активного азота в атмосферу делается явно недостаточно, так как основным приоритетом развития сельского хозяйства является повышение продуктивности животноводства и урожайности сельскохозяйственных культур. По оценкам специалистов расширение площади возделывания зерновых культур посредством влаго-, почво- и ресурсосберегающих технологий (с применением гербицидов) на 300 тыс. га ежегодно к 2014 году может обеспечить снижение общих выбросов в атмосферу азотосодержащих соединений в среднем на 10%.

Сократить выбросы азотных соединений в атмосферу можно с помощью следующих мер.

1. Введение нулевой технологии обработки почвы (no tillage) может привести к сокращению затрат рабочей силы до 30%, капиталовложений - до 47%, снижение потребностей в мощности тракторов - до 44%. Обобщая результаты зарубежных исследований, преимущества технологии нулевой обработки почвы можно сгруппировать в три блока:
 - сельскохозяйственные (агрономические) - повышение плодородия почвы; улучшение структуры почвы; защита почвы от водной и ветровой эрозии; повышение влажности почвы и увеличение стойкости к засухе; восстановление почвенной биоты; повышение биологической активности почвы; уменьшение нагрузки на почву сельскохозяйственными тракторами и машинами;
 - экономические - снижение затрат и трудоемкости; повышение стойкости и конкурентоспособности хозяйства; увеличение уровня доходов от земледелия; уменьшение расхода топлива до 50-70%;
 - экологические - восстановление почвенных вод и увеличение обводненности рек и озер; уменьшение заиливания рек и озер при снижении эрозии почвы пропорционально до 70-90%; снижение затрат на водоочистку; уменьшение проблем с загрязнением территорий и водохранилищ; снижение расхода пестицидов; уменьшение выбросов в атмосферу азота и диоксида углерода и др.
2. Регулируемое внесение азотных удобрений в почву, в первую очередь, селитры с расширением площади под бобовыми культурами для частичного замещения химических удобрений сидеральными и сокращения эмиссий азота из почвы.
3. Улучшенное управление и хранение удобрений (предотвращение нерационального применения удобрений, создание условий для хранения). Применение удобрений пролонгированного срока действия, т.е. медленнодействующих, которые при взаимодействии с почвой высвобождают питательные вещества постепенно. Накоплен большой объем экспериментальных данных о положительном влиянии новых форм удобрений на комплекс агрохимических свойств и содержание гумуса в почве. Применение новых форм удобрений позволяет повысить урожайность сельскохозяйственных культур на 10-20% с одновременным улучшением качества продукции.

4. Восстановление деградированных пастбищных земель путем фитомелиорации (коренного улучшения с посевом диких форм полукустарничков и кустарников из семейства маревых и других видов растений-фитомелиорантов) на площади до 5-6 млн. га (2014 г.) и до 10-12 млн. га (2020 г.).
5. Увеличение числа крупных ферм для производства животноводческой продукции на базе строящихся животноводческих комплексов (восьми до 2014 г.), молочно-товарных ферм (пяти до 2014 г.) и птицефабрик (трех до 2014 г.), строительства откормочных площадок крупного рогатого скота (трех до 2014 г.) с развитой инфраструктурой расширит возможности для сокращения эмиссий аммиака из навозохранилищ.
6. Развитие племенного животноводства и увеличение доли племенного поголовья в общей численности сельскохозяйственных животных до 2014 г. с 6,5% до 14% (КРС с 5,5% до 15%, овец с 11,5% до 25%) с улучшением рациона кормления, сокращением расхода кормов и объемов ферментации. Производство продукции животноводства наиболее эффективно в том случае, если животное здорово, и все корма поступают в организм одновременно в оптимальном соотношении. При болезни и недостатке одного из элементов уровень использования всех других питательных веществ снижается. Следовательно, корма должны скармливаться здоровым животным в нужном соотношении и в виде смеси, сбалансированной по всем элементам питания. В традиционных кормах (рационах) Казахстана наблюдается недостаток протеина, некоторых макро- и микроэлементов, а также витаминов, которые приводят к снижению продуктивности и сохранности поголовья.
7. Совершенствование способов сбора, хранения и использования навоза и птичьего помета и применение современных технологий переработки отходов животноводства (например, биогазовые установки для производства энергии) позволят уменьшить выбросы метана, а также аммиака в атмосферу. Производство биогаза целесообразно на крупных животноводческих фермах в районах Республики Казахстан, расположенных севернее, где период стойлового содержания животных достаточно велик. Биогазовые технологии - это надежный способ переработки опасных биологических отходов, позволяющих снизить риск эпидемиологических заболеваний, как для людей, так и для животных. Также, биогазовые технологии - это возможность получения высококачественных органических удобрений (биогумида), позволяющих остановить деградацию почв и со временем восстановить плодородный слой нарушенных земель. По своему эффекту одна тонна биогумида эквивалентна 60 тоннам навоза.

Помимо указанных мер по снижению выбросов азотных соединений из почвы в атмосферный воздух, в Казахстане следует внедрять оптимизацию содержания белка в рационе животных, проводить регулярную очистку мест хранения навоза, а также своевременное внесение навоза в почву.

15.5

Литература

National inventory submissions, Kazakhstan (2012).

(http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/6598.php)

2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

16 О государственном учете выбросов соединений азота в Российской Федерации

И.А.Морозова, Н. М. Головина, Ю.С. Игнатьева
 ОАО «НИИ Атмосфера», г. Санкт-Петербург, Россия
 E-mail: sriatm@yandex.ru

16.1 Государственная система учета

В Российской Федерации государственный учет вредных воздействий на атмосферный воздух и их источников регулируется статьями 21, 22 Федерального закона № 96 от 4 мая 1999 г. «Об охране атмосферного воздуха» (в редакции ФЗ от 21.11.2011 г.)

Согласно этим статьям государственному учету подлежат:

- юридические лица и индивидуальные предприниматели, имеющие источники выбросов вредных (загрязняющих) веществ;
- источники выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух;
- количество и состав выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух.

Задачами государственного учета являются:

- регулирование выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух и вредных физических воздействий на него;
- формирование и обеспечение реализации федеральных и региональных целевых программ по охране атмосферного воздуха;
- разработка и выполнение мероприятий по охране атмосферного воздуха;
- выполнение международных обязательств Российской Федерации по Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния и др.

Основной объем работ по получению исходных данных о выбросах и их источниках производится на предприятии. Предприятие проводит работы по инвентаризации, организации первичного учета и подготовке ежегодной статистической отчетности о выбросах загрязняющих веществ в атмосферу по форме федерального статистического наблюдения № 2-ТП (воздух). Форму № 2-ТП (воздух) заполняют юридические лица, имеющие стационарные источники выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух (включая котельные), независимо от того, оборудованы они очистными установками или нет с объемом разрешенного выброса:

- более 10 тонн в год;
- от 1 до 10 тонн в год включительно при наличии в составе выбросов загрязняющих атмосферу веществ 1-го и (или) 2-го класса опасности.

Учету подлежат все загрязняющие вещества, содержащиеся в отходящих газах от стационарных источников загрязнения. Количество загрязняющих веществ за отчетный период указывают на основании инструментальных замеров и расчетов, проводимых в соответствии с методиками, утвержденными в установленном порядке.

В отчете по охране атмосферного воздуха отражаются данные по стационарным источникам загрязнения, характеризующие количество улавливаемых, используемых (утилизируемых) и выбрасываемых

загрязняющих веществ: основных (оксиды азота в пересчете на NO₂, диоксид серы, неметановые летучие органические соединения, оксид углерода, твёрдые частицы) и специфических веществ, включающих аммиак.

Предприятия ежегодно 22 января после отчетного периода направляют заполненные формы № 2-ТП (воздух) в территориальный орган Росприроднадзора, который организует проверку правильности их заполнения.

После проведения проверки и устранения ошибок и неточностей на бланке отчета по форме № 2-ТП (воздух) ставится штамп, что он проверен, и территориальным органом Росприроднадзора проводится обобщение данных форм № 2-ТП (воздух) по всем предприятиям, видам экономической деятельности и городам на подведомственной территории (регионе).

Результаты анализа и обобщений приводятся в Обзоре выбросов загрязняющих веществ в атмосферу на территории республики, (края, области, автономного округа) за соответствующий год. Рекомендации по подготовке этого документа и шаблоны таблиц в формате Excel ежегодно размещаются на официальном сайте Научно-исследовательского института охраны атмосферного воздуха (ОАО «НИИ Атмосфера») (<http://www.nii-atmosphere.ru>).

На основании материалов «Обзоров...» ОАО «НИИ Атмосфера» разрабатывает «Ежегодник выбросов загрязняющих веществ в атмосферу городов и регионов Российской Федерации» (Ежегодник, 2011). Обработка, обобщение и анализ сведений о выбросах, размещенных в шаблонах таблиц, проводится при помощи информационно-аналитического комплекса, разработанного в ОАО «НИИ Атмосфера». Анализ данных проводится отдельно для европейской и азиатской территории, а также для Российской Федерации в целом по основным и специфическим загрязняющим веществам.

Форма № 2-ТП (воздух) включает в себя выбросы только от стационарных промышленных источников и не отображает данные по передвижным источникам загрязнения, включая автотранспорт. Для оценки выбросов диоксида азота от автотранспорта применяются расчетные методы с использованием данных ГИБДД и удельных выбросов загрязняющих веществ.

В соответствии с Распоряжением Правительства Российской Федерации от 29.07.2010 № 1280-р в рамках Федерального плана государственных статистических работ на Росприроднадзор возложена обязанность ежегодного представления в Росстат данных по оценке выбросов вредных веществ в атмосферный воздух по отдельным видам передвижных источников загрязнения по Российской Федерации, субъектам Российской Федерации, федеральным округам, городам, видам транспорта. Срок представления информации за отчетный год – 23 апреля года, следующего за отчетным.

Кроме того, согласно Распоряжению Правительства Российской Федерации от 10.06.2011 № 1013-р в рамках Федерального плана государственных статистических работ на Росприроднадзор также возложена обязанность ежегодного представления в Росстат данных об объеме выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автомобильного транспорта, зарегистрированного на территории субъекта Российской Федерации. Срок представления данной информации за отчетный год – 1 апреля года, следующего за отчетным.

С 2006 по 2009 год работы по оценке выбросов от передвижных источников (в соответствии с Федеральным планом статистических работ на 2007-2009 годы) проводились Ростехнадзором. В соответствии с распоряжением Ростехнадзора (от 27.11.06 № 14-06/1771) разработка методических материалов для проведения оценки валовых выбросов от передвижных источников территориальными органами была возложена на ОАО «НИИ Атмосфера».

В 2007 году в ОАО «НИИ Атмосфера» были разработаны «Рекомендации по оценке выбросов загрязняющих веществ от автомобильного и железнодорожного транспорта», которыми с 2007 по 2009 годы по распоряжению Ростехнадзора руководствовались территориальные органы при подготовке данных о выбросах загрязняющих веществ от автотранспорта и железнодорожного транспорта.

Однако данные Рекомендации имели ряд недостатков. Один из них состоял в том, что приведенная методология расчета не учитывала экологические классы автомобилей, что привело к получению завышенных оценок выбросов.

В 2010 году на основе расчетной инструкции НИИАТ (НИИ автомобильного транспорта) (Расчетная инструкция, 2008) разработана новая редакция Рекомендаций по расчету валовых выбросов от автотранспорта, учитывающая экологические классы автотранспортных средств (АТС). Расчетный способ определения выбросов от автомобильного транспорта основан на использовании данных:

- о количестве автотранспортных средств (легковых, грузовых автомобилей и автобусов), зарегистрированных в территориальном органе ГИБДД региона (города) Российской Федерации по состоянию на 01 января года, следующего за отчетным;
- о величинах удельных выбросов загрязняющих веществ на 1 км пробега;
- по оценочным значениям среднегодового пробега АТС.

При оценке выбросов от автотранспорта учитываются следующие загрязняющие вещества:

- оксиды азота в пересчёте на диоксид азота,
- диоксид серы,
- неметановые летучие органические соединения,
- оксид углерода,
- твёрдые частицы в пересчете на углерод (сажа),
- метан,
- аммиак.

16.2 Международная кооперация и отчетность

Данные о выбросах загрязняющих веществ от стационарных и передвижных источников используются не только для подготовки территориальных Обзоров выбросов и Ежегодников, но и служат основой при подготовке ежегодного отчета в ЕЭК ООН по Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния о национальных выбросах загрязняющих веществ в Российской Федерации.

Российская Федерация как субъект международного права и в качестве правопреемника бывшего СССР, является участником следующих трех Протоколов к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния:

1. Протокол о совместном финансировании программы ЕМЕП (1984 г.);
2. Протокол о сокращении выбросов серы или их трансграничных потоков по меньшей мере на 30% (1985 г.);
3. Протокол об ограничении выбросов окислов азота или их трансграничных потоков (1988 г.).

Все обязательства России по Конвенции относятся к региону ЕМЕП, в который входит только европейская территория (ЕТР). В состав ЕТР входят регионы Центрального, Южного, Северо-Кавказского, Приволжского и Северо-Западного Федеральных округов. Из 83 субъектов Российской Федерации к региону ЕМЕП относятся 56, то есть более половины. В соответствии с обязательствами по Конвенции Российская Федерация обязана ежегодно предоставлять в ЕЭК ООН информацию о выбросах соединений серы, оксидов азота, неметановых летучих органических соединений, аммиака, твердых частиц, а также по возможности тяжелых металлов (свинца, ртути и кадмия) и стойких органических загрязнителей (СОЗ). Данные о выбросах обобщаются только по европейской территории России.

В таблице (Таблица 16.1) представлены данные о выбросах оксидов азота (в пересчете на NO_2) от стационарных источников (Мп), от автотранспорта (Ма) и суммарных (Всего) по ЕТР за период с 1980 по 2010 год.

Таблица 16.1. Выбросы оксидов азота (в пересчете на NO_2) на европейской территории Российской Федерации (ЕТР) за 1980-2010 гг., тыс. т.

	1980	1987	1988	1990	1995	2000	2002	2004	2005	2006*	2007	2008	2009	2010
Мп	1419	1803	1598	1701	1156	873	856	876	827	890	862	848	797	849
Ма	315	1608	1309	1899	1407	1484	1635	1946	1968	1188	1237	1266	1209	1242
Всего	1734	3411	2907	3600	2563	2357	2491	2822	2795	2078	2099	2114	2006	2091

* / С 2006 года данные от автотранспорта пересчитаны по методике 2010 года (с учетом экологических классов автомобилей).

На рисунке (Рисунок 16.1) представлена динамика выбросов оксидов азота (в пересчете на NO_2) от стационарных источников (Мп), от автотранспорта (Ма) и суммарных по ЕТР за период с 1980 по 2010 год.

В соответствии с «Протоколом об ограничении выбросов окислов азота или их трансграничных потоков» Российская Федерация приняла обязательство ограничить или сократить свои национальные годовые выбросы оксидов азота на ЕТР с тем, чтобы они, не превышали уровня национальных годовых выбросов 1987 года.

Из рисунка (см. Рисунок 16.1) видно, что суммарные выбросы оксидов азота в 2010 году по сравнению с базовым уровнем 1987 года снизились на 38,7%.

При этом выбросы от стационарных источников снизились более чем вдвое (на 51,6%), а от передвижных источников - на 6,2%.

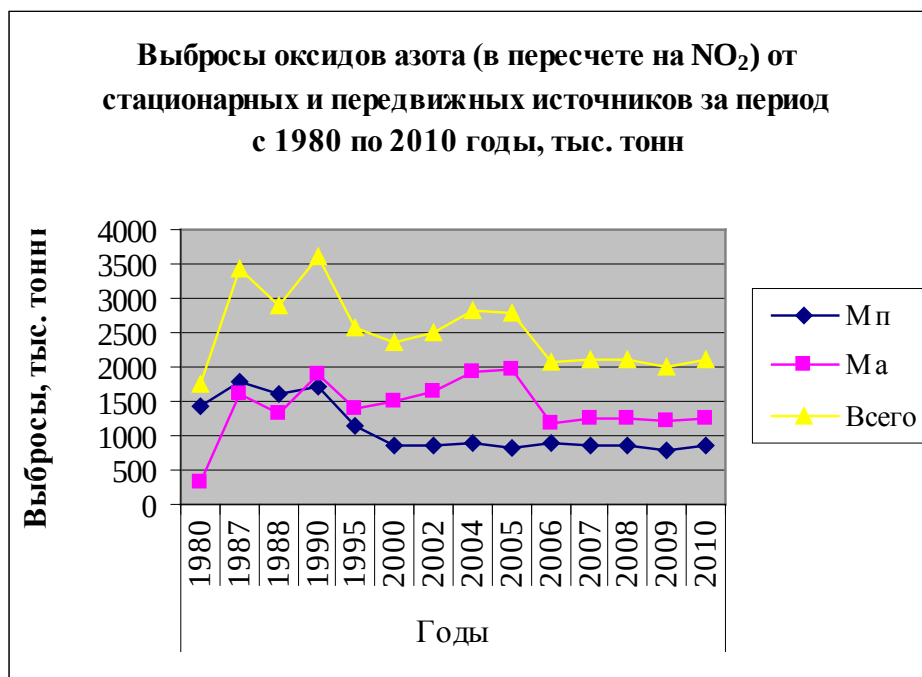


Рисунок 16.1. Динамика выбросов оксидов азота от стационарных источников и автотранспорта на ЕТР с 1980 по 2010 годы, (тыс. тонн).

Из рисунка (Рисунок 16.1) также видно, что за последние пять лет наблюдаются незначительные колебания выбросов в сторону увеличения. В 2010 году по отношению к 2009 году суммарные выбросы оксидов азота увеличились на 4,2%.

Ежегодный отчет по выполнению Конвенции помимо суммарных национальных выбросов загрязняющих веществ должен содержать информацию о выбросах по различным видам экономической деятельности (категориям источников).

Источниками информации для подготовки отчета о выбросах загрязняющих веществ по категориям источников для ЕЭК ООН являются:

- ежегодные Обзоры выбросов загрязняющих веществ в атмосферу на территории республики, (края, области, автономного округа) за соответствующий год, обобщенные территориальными органами Росприроднадзора в соответствии с Общероссийским классификатором видов экономической деятельности (ОКВЭД);
- данные, о выбросах от передвижных источников, рассчитанные по Рекомендациям ОАО «НИИ Атмосфера»;
- данные, рассчитанные по Справочному руководству по инвентаризации атмосферных выбросов КОРИНЭЙР/ЕМЕП, 2009 (перевод с английского "Atmospheric Emission Inventory Guidebook CORINAIR/EMEP", 2011) (Справочное руководство, 2009).

Подготовка отчетных материалов для ЕЭК ООН затрудняется вследствие того, что требуемая Руководящим Органом Конвенции отчетность включает значительное количество данных, не учитываемых российской статистикой. В особенности это касается стойких органических загрязнителей (СОЗ) и тяжелых металлов (ТМ). В связи с чем РФ в течение целого ряда лет не отчитывается по выбросам в атмосферу СОЗ, а по некоторым показателям отчитывается лишь оценочными данными.

Кроме того, проблема подготовки данных для отчетов РФ о национальных выбросах загрязняющих веществ в атмосферу в настоящее время связана с необходимостью адаптации данных российской отчетности, представляемых в соответствии с классификатором ОКВЭД, к форматам NFR 09, рекомендованным документом ЕЭК ООН – «Руководящие принципы представления данных о выбросах в соответствии с Конвенцией о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния». Согласно этому документу оценка выбросов для отчета должна проводиться в соответствии с методологией, изложенной в Справочном руководстве КОРИНЭЙР/ЕМЕП (Справочное руководство, 2009).

16.3 Выбросы аммиака

В РФ Справочное руководство КОРИНЭЙР/ЕМЕП используется для расчета выбросов от тех категорий источников, которые не учитываются национальной статистикой, в частности, для оценки выбросов аммиака от сельскохозяйственных животных.

При проведении оценок использовались данные государственной статистики о поголовье крупного рогатого скота, овец, коз, свиней и домашней птицы в хозяйствах всех категорий по регионам Российской Федерации по годам, а также удельные выбросы аммиака (метод 1-го уровня) от этих видов животных из Справочного руководства.

Результаты этих оценок, проведенных ОАО «НИИ Атмосфера» для ЕТР за период с 1990 по 2010 гг., представлены ниже (Таблица 16.2).

Таблица 16.2. Выбросы аммиака (NH₃) от сельскохозяйственных животных на ЕТР, тыс. т (всего: от крупного рогатого скота, свиней овец, коз и птицы).

Годы	1990	1992	1993	1995	1997	1999	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
NH ₃	1146	1031	855	763	697	627	821	699	724	727	799	740	686

Примечание. Оценка выбросов аммиака за 2005 - 2010 годы проведена с использованием удельных выбросов из Справочного руководства 2009.

Оценка выбросов аммиака за предыдущие годы проводилась с использованием удельных выбросов более ранних изданий.

Оценка выбросов аммиака от сельскохозяйственных предприятий (прежде всего животноводческих) и личных хозяйств на ЕТР показывает, что их масса в 20 раз превышает выбросы аммиака от промышленных источников. Молочные коровы и другой рогатый скот являются основным источником выбросов NH₃. Так, на ЕТР молочные коровы являются источником 31% общего количества выбросов аммиака от сельскохозяйственных животных в 2010 году, тогда как другой рогатый скот является источником 23% общего количества выбросов аммиака в сельском хозяйстве. Выбросы свиноводства и птицеводства также являются значительными и составляют на ЕТР по 20% выбросов аммиака в сельском хозяйстве в 2010 году.

Источниками выбросов аммиака являются постройки, где содержится домашний скот, открытые скотные дворы, хранилища навоза, последующее распределение навозосодержащих удобрений по земельным угодьям и содержание скота на пастбище.

Метод Уровня 1 позволяет определить среднегодовую численность каждого класса домашнего скота на основе одного коэффициента выбросов (КВ) по умолчанию. Данный КВ включает выбросы во время содержания скота на пастбище для жвачных животных и выбросы в результате распределения навоза для всех категорий домашнего скота.

Из рисунка (Рисунок 16.2) видно, что в 2010 году по сравнению с 1990 годом наблюдается снижение выбросов аммиака от сельскохозяйственных животных. Это связано с уменьшением поголовья сельскохозяйственных животных в 2010 году по сравнению с 1990 годом:

- крупного рогатого скота - в 2,8 раза;
- свиней - в 2,2 раза;
- овец и коз – в 2,4 раза.

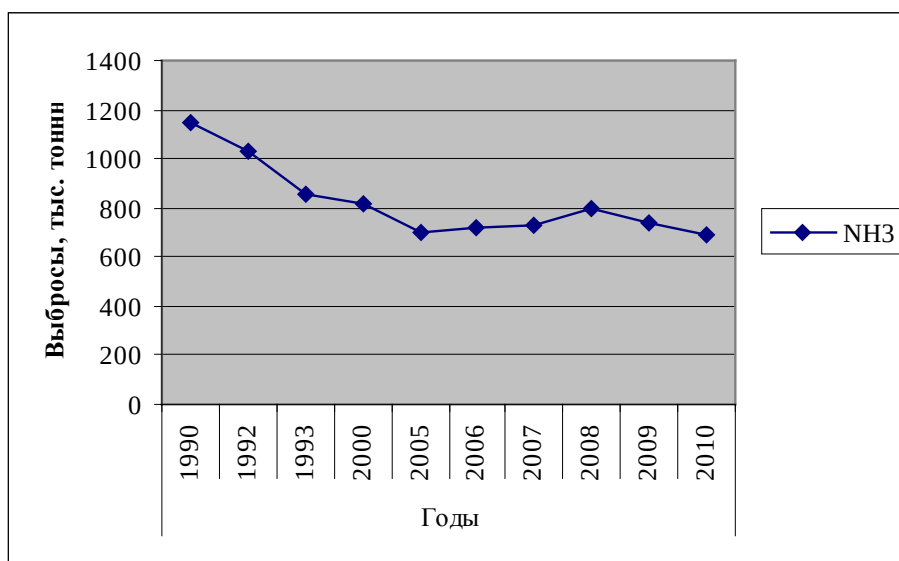


Рисунок 16.2. Динамика выбросов аммиака от сельскохозяйственных животных по ЕТР с 1990 по 2010 годы, тыс. Тонн.

Следует отметить, что выбросы других азотсодержащих загрязнителей, в частности оксидов азота, от сельскохозяйственных животных в сотни раз меньше выбросов аммиака. Так, в 2010 году выбросы аммиака от сельскохозяйственных животных на ЕТР составляли 686 тыс. тонн, а оксидов азота – 2,5 тыс. тонн.

16.4

Сравнение с моделью GAINS

С 2008 года ОАО «НИИ Атмосфера» со Шведским институтом природоохранных исследований (IVL) и при содействии Международного института прикладных системных исследований (IIASA) участвует в реализации шведско-российского проекта «Укрепление сотрудничества в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния».

Общая цель проекта: Поднять уровень осведомленности относительно проблемы загрязнения воздуха и усилить политический профиль мероприятий, проходящих в России в рамках Конвенции.

Практической целью проекта является исследование возможностей использования модели GAINS для эколого-экономической оптимизации хозяйственной и иной деятельности в Российской Федерации.

На начальных этапах работы с моделью были сопоставлены данные о поголовье скота, используемые в модели специалистами IIASA, с данными национальной статистики. Как видно из рисунка (Рисунок 16.3) эти данные показывают хорошую степень согласованности.

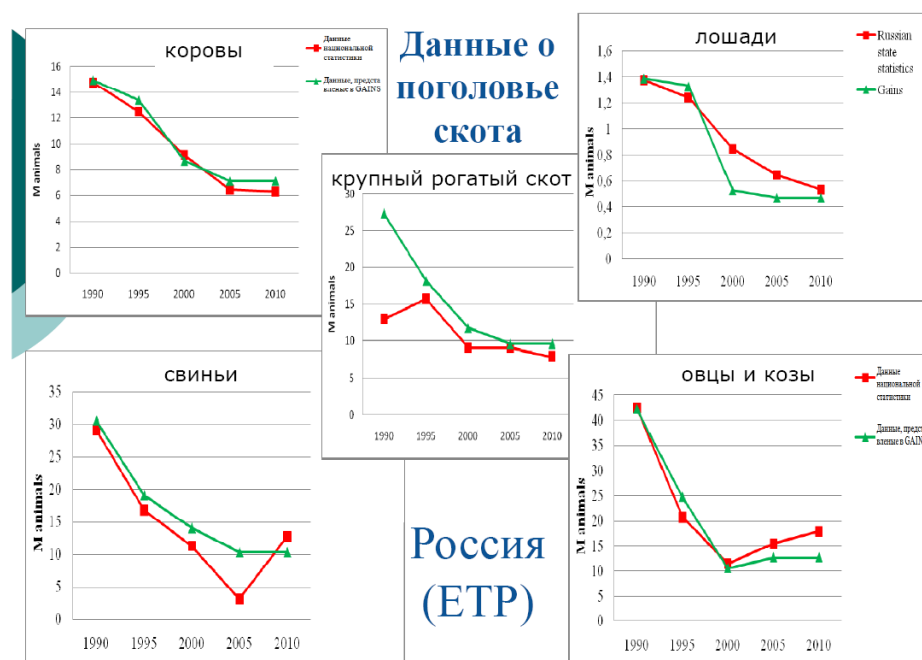


Рисунок 16.3. Сравнение данных о поголовье скота (млн голов) на ЕПР, используемых в модели GAINS, с данными национальной статистики.

После проведения расчетов выбросов аммиака по модели GAINS было проведено сравнение результатов с данными национальной отчетности в 2000 и 2005 годах. Как видно (Рисунок 16.4), согласование данных о выбросах аммиака довольно высокое.

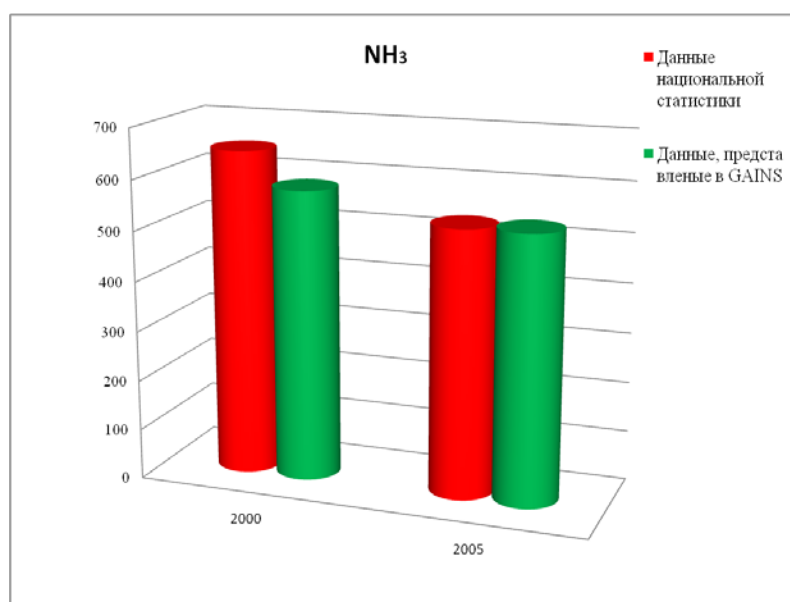


Рисунок 16.4. Сравнение выбросов аммиака, рассчитанных по модели GAINS, с данными национальной отчетности за 2000 и 2005 годы, тыс. тонн NH₃.

В 2011 г. специалистами «НИИ Атмосфера» на основе Прогноза социально-экономического развития РФ были подготовлены экспертные оценки выбросов аммиака для 2020 г. Согласно этим оценкам ожидается снижение выбросов относительно 2010 г. ~ на 14%.

На рисунке (Рисунок 16.5) представлено сопоставление этих оценок с данными, полученными экспертами IIASA по модели GAINS.

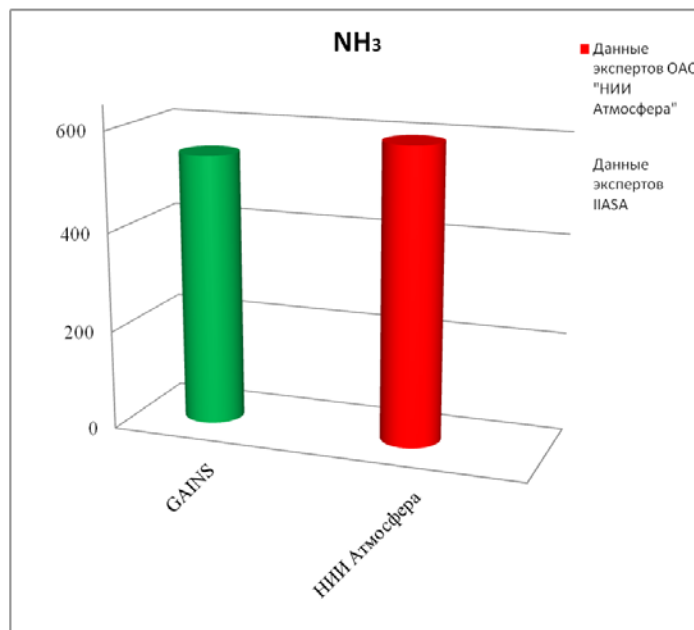


Рисунок 16.5. Прогнозные оценки выбросов аммиака на 2020 год, тыс. тонн NH₃.

Хорошо видно, что и прогнозные величины выбросов достаточно близки.

Таким образом, проведенные эксперименты с моделью GAINS свидетельствуют о возможности ее использования в практике природоохранной деятельности Российской Федерации как дополнительного инструмента оценки выбросов загрязняющих веществ, что будет способствовать улучшению системы государственного учета в нашей стране.

16.5 Литература

Ежегодник выбросов загрязняющих веществ в атмосферу городов и регионов Российской Федерации за 2010 год. Под редакцией кандидата технических наук А.Ю.Недре. СПб, 2011.

Расчетная инструкция (методика) по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ автотранспортными средствами в атмосферный воздух. М., 2008 – 63 с.

Справочное руководство по инвентаризации атмосферных выбросов КОРИНЭЙР/ЕМЕП, 2009 (перевод с английского "Atmospheric Emission Inventory Guidebook CORINAIR/EMEP", 2011-
<http://www.eea.europa.eu/publications-ru/emep-eea/>).

17 Мониторинг систем кормления высокопродуктивных коров в молочных хозяйствах Ленинградской области

Л.В. Романенко, В.И. Волгин, З.Л. Федорова
 ГНУ ВНИИ генетики и разведения сельскохозяйственных животных, г. Санкт-Петербург, Россия
 E-mail: Vitko2007@yandex.ru

Аннотация

Проведены исследования по экологичности и полноценности систем кормления высокопродуктивных коров в отдельных племенных хозяйствах Ленинградской области, тщательный анализ кормовых рационов. Показаны результаты биохимических исследований крови и молока молочных коров. Намечены мероприятия, позволяющие оптимизировать, рационы кормления высокопродуктивных коров и сделать их экологически безопасным и экономически выгодными.

17.1 Введение

Мировой опыт развития животноводства показывает, что прогресс в повышении продуктивности и снижении себестоимости животноводческой продукции примерно на 30-35% определяется достижениями в генетике и селекции и на 50-60% за счет научно-обоснованного кормления. Полноценное кормление является одним из важнейших факторов, обеспечивающих успех племенной работы, основой повышения продуктивности животных, совершенствования существующих и создания новых пород и типов. Полноценность кормления достигается кормлением, сбалансированным по основным и биологически активным веществам. Особое отношение к оптимизации кормления должно быть в стадах, имеющих высокий генетический потенциал продуктивных качеств, для реализации которых необходимо применять научно-обоснованную систему кормления, ориентированную на учет особенностей обмена веществ высокопродуктивных животных. Такие животные чрезвычайно чувствительны к дисбалансу, так как они имеют максимальный уровень обмена веществ. Нарушение обмена веществ начинается незаметно, без каких-либо характерных симптомов и лишь продолжительное влияние несбалансированного кормления приводит к массовым заболеваниям, зачастую имеющих необратимый характер. Поэтому для получения высокой продуктивности, обеспечения здоровья и высоких воспроизводительных функций в рационы животных следует включать все без исключения питательные вещества, в которых они нуждаются, независимо от того, в больших или малых дозах необходимы эти питательные вещества. Строгое исполнение требований полноценного по всем питательным веществам кормления, в соответствии с разработанными нормами кормления гарантирует стабильный гомеостаз. Поэтому стратегически важным направлением, всегда будет являться биологически полноценное кормление, гарантирующее крепкое здоровье молочного скота, высокую, генетически заложенную продуктивность и хорошие воспроизводительные способности (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006; Волгин В.И., 1980; Виноградов В.И. и др. 2003; Калашников А.П. и др. 2003; Мороз М.Т., 2006; Харитонов Е.Л., 2003; Чейз Л.Е., 2006).

Во многих хозяйствах Ленинградской области, в зависимости от состояния кормовой базы, используются различные системы кормления высокопродуктивных животных, экологичность и эффективность которых слабо изучена. Поэтому необходимо было провести всесторонние их исследования с целью разработки адаптивной технологии кормления на основе усовершенствованных кормовых норм и местной кормовой базы, более экологичной и экономичной по сравнению с существующими. Степень уменьшения выброса аммиака с помощью стратегий кормления значительно зависит от существующих методов кормления в хозяйствах области. Оптимизированное кормление направлено на более близкое соответствие корма потребностям сельскохозяйственных животных на разных стадиях производства молочной продукции.

Проблема контроля белкового обмена у высокопродуктивных молочных коров и рационального использования протеина корма своевременна как никогда. Контролируя в крови и молоке азот мочевины, можно определить, как сбалансировать рацион кормления и сделать его экологически безопасным и экономически выгодным.

Нами проведены исследования полноценности кормления высокопродуктивных коров в отдельных племенных хозяйствах Ленинградской области, сделан тщательный анализ кормовых рационов, осуществлены биохимические исследования крови и молока.

17.2 Корма и кормовые добавки

Экологичность и эффективность систем кормления коров голштинского происхождения Ленинградского типа проводился в двух ведущих хозяйствах Ленинградской области, в племенном заводе «Гражданский» и племенном заводе «Рапти». Для детальных исследований, в каждом хозяйстве отбирали по 20 коров, со средней продуктивностью 10680 кг молока и жирностью 3,60%. Исследовалась структура рациона (по сухому веществу и обмену энергии), качество кормов, с учетом в них содержания обменной энергии, протеина, сахара, клетчатки, макро- и микроэлементов, витамина Д и особенно каротина, анализировалась рецептура комбикормов и премиксов. Изучалась технология раздачи кормов, учитывалась молочная продуктивность (удой, содержание жира и белка) и живая масса коров, определялось физиологическое состояние высокопродуктивных коров на основании клинического осмотра и анализа крови. Полноценность кормления в основном контролировалась по химическому составу и питательности кормов, а также по биохимическим показателям крови и молока.

Исследования показали, что травяные корма в ПЗ «Рапти», в основном, 3-го класса. Рационы кормления молочных коров с различной молочной продуктивностью в ПЗ «Рапти» приведены ниже (Таблица 17.1).

В ПЗ «Рапти» в силосе содержится от 25,6 мг/кг до 27,3 мг/кг каротина и в зерносенаже от 9,7 мг/кг до 41,3 мг/кг. Основным недостатком рационов коров в ПЗ «Рапти» является дефицит в них сахара (35,9-48,1%). Коровам с суточным удоем свыше 30 кг дают комбикорма с содержанием сырого протеина 22-26%, животные с меньшим суточным удоем получают комбикорма с содержанием сырого протеина 17-19%. Сахаро-протеиновое отношение было в пределах 0,48-0,50:1 (норма 0,8:1) (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006). Для балансирования рационов по макро- и микроэлементам и витаминам используется препарат «Минвит» (производство фирмы «Агробалт-Трейд»).

Таблица 17.1. Рационы коров ПЗ «Рапти».

Наименование кормов и подкормок	Корма и подкормки (кг) для коров со среднесуточным удоем		
	27 кг	35 кг	40 кг
Сено клеверо-тимopheechnoe, разнотравное	2	2	2
Силос клеверо-тимopheechnый	15	15	15
Зерносенаж	15	15	15
Комбикорм	9	11,8	13
Соя (зерно)	1	1	1
Жом свекловичный сухой	1	1	1
Меласса	1	1	1
Минвит или Никомикс	0,2	0,2	0,2
Поваренная соль	0,1	0,1	0,1
Мел	0,1	-	-

В ПЗ «Гражданский» травяные корма, в основном, 2-го-3-го класса. Анализ кормов на содержание каротина не проводится. Рационы кормления молочных коров с различной молочной продуктивностью в ПЗ «Гражданский» приведены ниже (Таблица 17.2).

Таблица 17.2. Рационы коров в ПЗ «Гражданский».

Наименование кормов и подкормок	Корма и подкормки (кг) для коров со среднесуточным удоем		
	16 кг	36 кг	43 кг
Сено разнотравное	3,5	2,5	2,5
Силос многолетних трав	30	35	30
Комбикорм	5	12,5	12
Жмых подсолнечный	1	0,5	1,5
Кукуруза (зерно)	2	0,9	2,5
Белкофф	0,2	0,8	2
Бергафат (пальмовое масло)	0,3	-	-
Меласса	1	1,5	1,5
Минвит или Никомикс		до нормы	
Поваренная соль	0,1	0,1	0,1
Мел	0,1	0,1	0,1

Как и в ПЗ «Рапти» дефицит сахара в рационах колебался в пределах 19,8-44,1%. Сахарно-протеиновое отношение составило 0,51- 0,64:1. Дефицит макро- и микроэлементов и витаминов в рационах устраняется использованием минерально-витаминных добавок «Минвит» и «Никомикс». Анализируя рационы с точки зрения обеспеченности высокопродуктивных коров легкоусвояемыми углеводами, в частности, сахарами, следует отметить, что наши нормы РАСХН (2003) по сахару завышены (Калашников А.П.и др., 2003). Так, (Чейз Л.Е., 2006) считает, что сахара в рационе должно содержаться 4-6% от сухого вещества. В нормах РАСХН (Калашников А.П.и др., 2003) эта величина составляет 6,0-12,9%, а для коров с суточным удоем 20-40кг - 7,5-12,9%.

17.3 Анализы крови и молока

Исследования крови высокопродуктивных коров ПЗ «Рапти» показало, что в первую фазу лактации (0-100 дней) в ней содержится недостаток глюкозы (2,40 при норме 3,33-3,61ммоль/л) и каротина (0,26 при норме не ниже 0,40 мг%) (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006). Таблица 17.3.

Таблица 17.3. Биохимический состав крови высокопродуктивных коров (ПЗ «Рапти»).

Биохимические показатели	Фаза лактации			
	I (0-100дн)	II (101-200дн)	III (201-305дн)	Сухостойный период
Общий белок, г%	9,11±0,19	10,47±0,25	9,91±0,21	9,66±0,21
Альбумин, г%	4,25±0,14	4,10±0,24	4,04±0,22	4,29±0,21
% от общего белка	44,2±3,37	39,2±2,35	40,9±2,84	44,6±1,93
Глобулин, г%	4,85±0,20	6,37±0,33	5,88±0,40	5,37±0,24
А/Г	0,88±0,05	0,66±0,07	0,71±0,08	0,81±0,06
Мочевина, ммоль/л	4,67±0,37	5,07±0,29	4,28±0,26	4,26±0,28
Глюкоза, ммоль/л	2,40±0,23	2,22±0,20	2,64±0,16	3,10±0,22
Кальций, мг%	14,5±0,39	13,9±0,38	13,28±0,32	14,0±0,56
Неорганический фосфор, мг%	5,14±0,17	5,23±0,08	5,25±0,14	5,26±0,08
Са/Р	2,83±0,16	2,65±0,05	2,54±0,08	2,67±0,13
Каротин, мг%	0,257±0,03	0,518±0,05	0,747±0,07	0,285±0,08
Резервная щелочность, мг%	294±17	331±13	300±11	276±13
Кетоновые тела, мг%	1,35±0,04	1,25±0,05	1,32±0,06	1,31±0,01
Йод, мкг%	9,51±0,82	8,34±0,52	3,28±0,73	7,05±0,40

Об избытке протеина в рационе свидетельствуют также результаты исследования сыворотки крови на содержание общего белка. Оно составляло 9,11-10,47 г%, при норме 7,0-8,9 г% (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006).

Во вторую фазу лактации наблюдалось низкое содержание глюкозы в крови. То же самое наблюдается у коров и в третью фазу лактации, при этом концентрация общего йода понижена (3,28 при норме 5-9 мкг%) (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006).

В сухостойный период у обследованных коров наблюдается низкий уровень глюкозы и каротина в крови. Это свидетельствует о дефиците сахара и каротина в кормах рациона.

Исследования молока выявило в нем избыток мочевины (7,3-8,4 при норме 3,5-5,5ммоль/л), (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006), что свидетельствует об избытке протеина в рационах высокопродуктивных коров (Таблица 17.4).

Таблица 17.4. Биохимические показатели молока по фазам лактации в племзаводе «Рапти».

Фазы лактации	Кетоновые тела, мг%	Йод, мкг/л	Мочевина ммоль/л
I (1-100 дней)	1,10±0,07	235±12	7,3±0,42
II (101-200 дней)	1,02±0,05	247±2	8,4±0,41
III (201-305 дней)	1,12±0,12	244±5	8,2±0,20

Исследования крови коров в ПЗ «Гражданский» показало, что у них в первую фазу лактации наблюдался небольшой избыток мочевины (7,2 ммоль/л при норме 3,3-6,7 ммоль/л) и недостаток каротина на протяжении всей лактации и в сухостойный период (0,317-0,391 мг% при норме 0,4-0,9 мг%) (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006) Таблица 17.5).

Таблица 17.5. Биохимический состав крови высокопродуктивных коров в стойловый период (ПЗ «Гражданский»).

Биохимические показатели	Фаза лактации			
	I (0-100дн.)	II (101-200)	III (201-305)	Сухостой- ный период
Общий белок, г%	7,76±0,19	8,46±0,34	8,10±0,15	7,98±0,24
Альбумин, г%	2,28±0,05	2,81±0,18	2,53±0,05	2,71±0,03
% от общего белка	29,3±0,36	33,2±2,08	31,4±0,58	34,0±1,18
Глобулин, г%	5,48±0,15	5,65±0,33	5,51±0,12	5,28±0,26
А/Г	0,48±0,01	0,50±0,05	0,45±0,02	0,52±0,03
Мочевина, ммоль/л	7,2±0,42	7,5±0,54	6,9±0,34	3,6±0,34
Глюкоза, ммоль/л	3,49±0,46	3,28±0,25	3,50±0,24	3,83±0,21
Кальций, мг%	11,6±0,45	11,7±0,24	11,1±0,64	12,6±0,18
Неорганический фосфор, мг%	4,6±0,11	4,8±0,22	4,7±0,32	5,6±0,07
Ca/P	2,5±0,10	2,4±0,13	2,3±0,10	2,2±0,07
Каротин, мг%	0,356±0,04	0,391±0,05	0,317±0,02	0,345±0,05
Резервная щелочность, мг%	476±12,93	442±13,04	474±15,74	457±20,9
Кетоновые тела, мг%	0,98±0,07	0,85±0,05	0,95±0,06	1,04±0,04
Йод, мкг%	6,52±1,22	5,0±0,36	5,12±0,44	3,62±0,54

Это свидетельствует об избытке в рационе протеина и недостатке каротина. То же самое наблюдается и у коров во вторую и третью фазы лактации. В сухостойный период у животных выявлен недостаток каротина и йода в крови.

У коров в стойловый период во все фазы лактации наблюдался большой избыток йода в молоке (213-240мкг/л при норме 80-130мкг/л) и мочевины (17,3-21,4 при норме 3,5-5,5 ммоль/л) (Волгин В.И., Романенко Л.В., 2006). Причина этого - использование йодосодержащих препаратов для дезинфекции сосков вымени и кормовых добавок, включающих мочевины.

17.4

Выводы

Для повышения реализации генетического потенциала коров по молочной продуктивности, увеличения сроков их хозяйственного использования, эффективного использования кормов на производство продукции, улучшения здоровья животных и охраны окружающей среды, в данных стадах необходимо:

- значительно повысить качество травяных кормов;
- оптимизировать протеиновое питание, а также содержание каротина и сахара в рационах высокопродуктивных коров;
- отрегулировать состав премиксов и минерально-витаминных добавок для ликвидации недостатка тех или иных элементов питания с учетом химического состава местных кормов.

Комплекс этих мероприятий позволит оптимизировать потребление белка высокопродуктивными коровами, что уменьшит содержание азота в их экскрементах и повысит экологическую безопасность атмосферы.

17.5 Литература

Волгин В.И., Романенко Л.В., Бибилова А.С. и др. Реализация генетического потенциала продуктивности в молочном скотоводстве на основе оптимизации системы кормления / В.И. Волгин, Л.В. Романенко, А.С. Бибилова и др. - М.: ФГНУ «Росинформагротех», 2006. – 35 с.

Волгин В.И. Методические рекомендации по повышению полноценности кормления высокопродуктивных коров ВНИИГРЖ / В.И. Волгин. - Пушкин, 1980.

Виноградов В.И., Владимиров В.Л., Кирилов М.П., Первов Н.Г., Гуденко Н. Д. Проблемы кормления сельскохозяйственных животных в современных условиях развития животноводства / В.И. Виноградов, В.Л. Владимиров, М.П. Кирилов, Н.Г. Первов, Н. Д. Гуденко. – Дубровицы, 2003. –169 с.

Калашников А.П., Фисинин В.И., Щеглов В.В., Клейменов Н.И. Нормы и рационы кормления сельскохозяйственных животных. Справочное пособие, 3-е издание / А.П. Калашников, В.И. Фисинин, В.В. Щеглов, Н.И. Клейменов. - М., 2003.

Мороз М.Т. Кормление молодняка и высокопродуктивных коров в условиях интенсивных технологий / М.Т. Мороз. – СПб., 2006. – 140 с.

Харитонов Е.Л. Оптимизация питания высокопродуктивных молочных коров. Перспективные направления в производстве и использовании комбикормов и балансирующих добавок. Материалы III научно-практической конференции / Е.Л. Харитонов. - Дубровицы, 2003:18-19.

Чейз Л.Е. Балансирование и состав молока / Л.Е. Чейз // II Международная конференция. «Молочные реки»: Сб. докладов. - Изд. «Агро-Союз», с. Майское, Украина, 2006. - С. 159-162.

18 Эффективный метод снижения содержания аммиака в воздухе свинарников

С.И. Тарасов

ГНУ ВНИИ органических удобрений и торфа Россельхозакадемии,
Владимирская область, п. Вяткино

E-mail: tarasov.s.i@mail.ru

Аннотация

На примере свиного комплекса ЗАО «Владимирское» показана высокая эффективность биопрепарата Bio-algeen G-40, производимого на основе экстрактов морской бурой водоросли *Ascophyllum Nodosum*, для снижения содержания аммиака в свинарниках. Уменьшение концентрации аммиака в воздухе откормочных помещений позволило сократить выбытие животных, уровень их заболеваемости, увеличить ежесуточные привесы.

18.1 Введение

Одним из эффективных и менее затратных способов снижения эмиссии аммиака является использование биопрепаратов, подавляющих аммонификацию органического вещества навоза, помета (Солдатова В.В. и др., 2011). Согласно результатам исследований (Тарасов, 2011; Тарасов, 2010; Губарь, 1994; Тарасов, 1991) для крупных животноводческих комплексов, птицефабрик в целях улучшения санитарно-гигиенических параметров микроклимата, снижения в воздухе производственных помещений содержания аммиака, сероводорода, других токсичных газов наиболее востребованным и перспективным признано применение препарата Bio-algeen G-40, производимого из экстрактов морской бурой водоросли *Ascophyllum Nodosum*. Действующим веществом Bio-algeen G-40 является альгинат – аналог полиуроновой кислоты. При введении в корм препарат создает в организме животных благоприятные условия для лучшей его переваримости, увеличения привесов, эффективной эвакуации токсических соединений. Bio-algeen G-40 заметно улучшает реологические и санитарно-гигиенические свойства навоза, препятствует образованию аммиака, сероводорода, скатола, меркаптана и других токсичных газов. В соответствии с заключениями медико-гигиенической экспертизы более 50 стран препарат полностью безопасен для окружающей среды, животных, птиц, рыб, насекомых, не обладает фитотоксичностью, фитопатогенностью, остаточным последствием. Препарат производится с 1983 года предприятием «Schulze & Hermsen GmbH» (Mittelstrasse 6, Dahlenburg-Gienau, 21368 Germany; <http://www.schulze-hermsen.de/kontakt.html>).

18.2 Объекты и методы

По заданию Минсельхоза специалистами ГНУ ВНИИОУ Россельхозакадемии в ЗАО по свиноводству «Владимирское» (комплекс по выращиванию и откорму 108 тыс. голов свиней) совместно с ветеринарной службой хозяйства на протяжении 2 лет были проведены испытания эффективности применения данного препарата в целях повышения эффективности производства товарной продукции, снижения нагрузок на окружающую среду.

На комплексе были сформированы две группы животных по 600 голов в возрасте 4 месяцев. При постановке опыта средняя живая масса одного

животного составляла 36,5 кг. Одна группа животных (контроль) находилась в боксах, необработанных препаратом, другая (опыт) – в боксах, при еженедельной очистке которых применяли Bio-algeen G-40. На поверхность боксов препарат наносили моечно-дезинфицирующей машиной УДП. Перед еженедельным опрыскиванием 3,4 л препарата предварительно растворяли в 20 л воды. Данным раствором основательно чистили решетчатые полы, стенки боксов на высоте не менее 50 см. После постановки свиней в боксы препарат активно слизывался животными. Навоз свиней, находящихся в необработанных и обработанных Bio-algeen G-40 боксах, собирали в отдельные накопители и после тщательного перемешивания отбирали на анализ. Изменение санитарно-гигиенических параметров микроклимата в производственных помещениях свиного комплекса определяли по показателям психрометра и прибора АГ-2. Наличие сероводорода в воздухе – общепринятым биохимическим методом. Содержание аммиака определялось фотометрическим методом (ПНД Ф 13.1.33 – 2002). Влияние препарата на суточные привесы животных устанавливалось по результатам их взвешивания.

18.3 Результаты испытания Bio-algeen G-40

Согласно результатам испытаний применение препарата Bio-algeen G-40 в производственных условиях свиного комплекса ЗАО «Владимирское» позволило значительно увеличить текучесть навоза. Благодаря действию физиологически активных соединений препарата (в первую очередь аналогов полиуроновой кислоты) в организме животного формировались экскременты повышенной влажности, улучшенной гомогенности. Навоз животных, в организм которых поступал Bio-algeen G-40, содержал незначительное количество частиц крупного размера, отличался меньшей плотностью. Улучшение реологических свойств навоза под влиянием Bio-algeen G-40 в производственных условиях ЗАО «Владимирское» позволило втрое сократить затраты технологической воды на уборку решетчатых полов, стен боксов от экскрементов животных. Применение препарата обусловило заметное снижение влажности и объемов выхода навоза, улучшение его агрохимических и ветеринарно-санитарных характеристик. В навозе от животных, в организм которых поступал Bio-algeen G-40, патогенная кишечная палочка не типировалась по серологической классификации эширихий по Кауфману, отсутствовали токсинообразующие микроорганизмы, жизнеспособные яйца гельминтов. Улучшение реологических свойств бесподстилочного навоза под действием Bio-algeen G-40 и снижение затрат технологической воды на его удаление обусловили уменьшение влажности воздуха в производственных помещениях свиного комплекса, снижение в нем содержания аммиака и сероводорода в 2-3 раза (Таблица 18.1). Улучшение санитарно-гигиенических условий содержания животных положительно отразилось на биохимическом составе их крови: в ней вдвое снизился уровень метгемоглобина, повысилось содержание гемоглобина, белка, сахара. Обработка боксов препаратом способствовала снижению заболеваемости, выбытия животных. Применение Bio-algeen G-40 вдвое уменьшило падеж, втрое – выбраковку животных. При одинаковых нормах кормления использование препарата положительно влияло на продуктивность животных. Так, в течение первых 90 дней откорма у свиней, содержащихся в обработанных препаратом боксах, среднесуточные привесы в среднем были на 80 г. большими в сравнении с привесами животных в контроле (Таблица 18.2).

Таблица 18.1. Влияние Bio-algeen G-40 на санитарно-гигиенические условия содержания животных.

Показатели	Контроль (Bio-algeen G-40 – не применялся)	Опыт (Bio-algeen G-40 – применялся)	ПДК*
Влажность воздуха в производственных помещениях, %	85-88	70-73	75-80
Содержание в воздухе, мг/л:			
- аммиака	0,029	0,01-0,015	0,02
- сероводорода	0,009-0,02	0,003-0,006	0,01

*ГН 2.2.5.1313-03 Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ в воздухе рабочей зоны.

Таблица 18.2. Влияние Bio-algeen G-40 на продуктивность свиней на откорме.

Показатели	Контроль (Bio-algeen G-40 – не применялся)	Опыт (Bio-algeen G-40 – применялся)
Количество свиней в группе, гол.	600	600
Масса 1 гол. при постановке опыта, кг	36,5	37,45
Масса 1 гол. через 90 суток откорма	91,2	99,41
Среднесуточный привес за 90 суток, кг	0,608	0,688
Привес за счет Био-Альгина Г-40, кг	-	+0,080

Таким образом, в производственных условиях свиного комплекса ЗАО «Владимирское» была подтверждена высокая эффективность применения Bio-algeen G-40, возможность решать экономические и экологические проблемы индустриального животноводства. Расчеты показывают, что перевод всех животных данного комплекса на технологию с применением Bio-algeen G-40 позволит ежегодно:

- снизить расход технологической воды на 679 тыс. м³;
- сократить затраты на доставку, хранение, подготовку и внесение бесподстильного навоза;
- дополнительно получить животноводческой продукции за счет больших привесов животных и лучшей сохранности поголовья;
- уменьшить экологический ущерб (в результате снижения выбросов в воздух аммиака, сероводорода, других токсичных газов, использования обеззараженного и обезвреженного навоза).

Годовой суммарный экономический эффект от применения Bio-algeen G-40 на свином комплексе превысит 72 млн рублей.

18.4 Последние достижения

В настоящее время препарат Bio-algeen G-40 усовершенствован. Под названием «Biopolym FZ-Granulat» его применяют в виде кормовой добавки в количестве 0,6 кг на 1 т комбикорма. Препарат не требует особых условий хранения. Срок годности – не менее 24 месяцев с момента изготовления. Кормовая добавка абсолютно безвредна для животных, передозировка препарата - безопасна. В 2010 г. получено официальное разрешение на широкое применение «Biopolym FZ-Granulat» в животноводстве России

(«Свидетельство о государственной регистрации» Федеральной службы по ветеринарному и фитосанитарному надзору от 23.03.2010г. регистрационный № ПВИ-2-1.0/03067). Эффективность применения «Biopolym FZ-Granulat» в производственных условиях свиного комплекса ЗАО «Владимирское» не изучалась. Однако препарат широко применяется в странах Западной Европы. Как свидетельствует практика, его использование позволяет гарантированно, надежно снижать содержание аммиака в свинарниках минимум в 3 раза уже через 4-7 дней после применения. Согласно исследованиям Загребского университета концентрация аммиака в воздухе контрольного свинарника (препарат не применялся) составляла $10,5 \pm 1,3 \text{ мг/м}^3$, в опытном свинарнике (применялся «Biopolym FZ-Granulat» в количестве 0,6 кг на 1 т комбикорма) - $3,5 \pm 1,1 \text{ мг/м}^3$. Падеж животных из-за дыхательных заболеваний в контрольном свинарнике составил 0,84–1,17%, в опытном – 0,05–0,22% (Применение, 2010).

18.5 Литература

Солдатов В.В. Как снизить концентрацию аммиака в воздухе/
В.В. Солдатов, В.Н.Большаков, Г.Ю. Лаптев // Agricultural News. - 2011.- № 4. – С. 24.

Тарасов С.И. Оценка эффективности препарата Био- Альгина Г-40 в целях повышения качества, безопасности, эффективности использования бесподстилочного навоза/ С.И. Тарасов// Нетрадиционные источники и приемы организации питания растений: сб. науч. тр./ Н.Новгородская ГСХА. - Н.Новгород, 2011. – С. 219-223.

Тарасов С.И. Эффективность применения Био-Альгина Г-40 в ЗАО по свиноводству «Владимирское» / С.И. Тарасов// Управление продукционным процессом в агротехнологиях 21 века: Реальность и перспективы: сб. науч. тр./ Белгородский НИИСХ, 2010. – С. 138-141.

Губарь В. Эффективность применения Био-Альгина Г-40 / В.Губарь, С.И. Тарасов // Свиноводство. - 1994. - №1.- С. 21-22.

Тарасов С.И. Влияние Био-Альгина Г-40 на животных / С.И. Тарасов, В.И.Губарь// Химизация сельского хозяйства. – 1991.- № 9. – С. 15-16.

Применение кормовой добавки «Биополим FZ – Гранулят» для крупного рогатого скота и свиней: методические указания / ООО «БАЗУ-Русь» - Курск, 2010. - 8 с.

19 Выбор технологий переработки навоза с учетом снижения выбросов аммиака на крупных животноводческих предприятиях Северо-Западного федерального округа России

Д.А. Максимов, А.Ю. Брюханов, И.А. Субботин, Э.В. Васильев
ГНУ СЗНИИМЭСХ Россельхозакадемии,
Фильтровское ш., д.3, Санкт-Петербург, Тярлево, 196625, Россия
E-mail: nii@sznii.ru

Аннотация

Показано современное состояние сельскохозяйственного производства Северо-Западного Федерального округа России и возникающие экологические проблемы в животноводстве. Предложены подходы, позволяющие снизить потери аммиака и негативное воздействие на окружающую среду при выборе технологических решений переработки и использования навоза/помета в условиях интенсификации животноводства.

19.1 Общая информация о стране

Современное сельскохозяйственное предприятие представляет собой природно-техническую систему (ПТС), включающую в себя различные инженерные объекты, расположенные и функционирующие на определенной территории в пределах агроландшафта. Основная цель предприятия – производство максимума сельскохозяйственной продукции при минимуме затрат для последующей её реализации на рынке. Производство осуществляется технологиями различного уровня интенсивности, представляющими собой последовательность технологических операций, реализуемых посредством объектов инженерной инфраструктуры. Чем выше уровень интенсивности технологий, тем больший поток антропогенного вещества и энергии проходит через объекты ПТС при выполнении технологических операций. Только часть используемого вещества и энергии переходит в товарный продукт, остальная часть поступает в окружающую среду, оказывая на нее негативное воздействие. Большая часть отходов, образующихся в АПК, могут выступать в качестве вторичных сырьевых ресурсов, непосредственно или после обработки (Попов. В.Д., и др., 2011).

Поэтому основными путями повышения экологической безопасности сельскохозяйственного производства является:

- повышение эффективности технологических процессов, по использованию антропогенных веществ и энергии;
- отработка технологий рециклинга, образующихся отходов.

Основной объем отходов в сельскохозяйственном производстве Северо-Западного федерального округа РФ приходится на животноводство, как наиболее развитую отрасль в силу имеющихся природно-климатических условий.

Обеспечение конкурентного производства возможно только с использованием индустриального подхода и узкой специализации.

В животноводстве и птицеводстве этот подход проявляется в переходе к строительству крупных ферм и комплексов. Это снижает затраты на единицу продукции, но отрывает отрасль от растениеводства и ведет к накоплению отходов в виде переработанного навоза и помета, навозосодержащих стоков и вентиляционных выбросов, существенно усиливая нагрузку на окружающую среду.

В молочном животноводстве интенсификация проявляется в переводе животных на беспривязное содержание без применения подстилки. В недалеком прошлом в зоне были преимущественно небольшие фермы с привязным содержанием скота на обильной подстилке, и на выходе образовывался подстилочный навоз, компостируемый на полевых площадках. Внесение получаемого компоста в почву позволяло наращивать ее плодородие. Отмечался рост гумуса на бедных почвах. Строительство крупных комплексов с беспривязным содержанием приводит к получению навоза повышенной влажности и увеличению его объемов. Кроме того, образуются большие объемы сточных вод с доильных площадок, сопоставимые с выходом навоза. Внесение такого жидкого навоза в почву не способствует повышению ее гумусового состава, а на бедных почвах имеющих высокую пропускную способность способствует повышению поступления азота и фосфора в грунтовые воды.

Непростая задача стоит перед птицеводческими и свиноводческими предприятиями, в подавляющем большинстве которых отсутствуют необходимые собственные земельные угодья для утилизации, получаемого навоза и помета.

Таким образом, негативным последствием индустриализации сельскохозяйственного производства в регионе явился разрыв между растениеводством и животноводством. Это приводит к накоплению навозной и пометной массы вблизи комплексов и усиливает риск поступления биогенов в водные источники и выделения аммиака в атмосферу.

В Северо-Западном Федеральном Округе преобладают достаточно крупные сельскохозяйственные предприятия, занимающиеся животноводством, свиноводством, птицеводством. В этих хозяйствах содержится более 719 тысяч голов КРС, около 693 тысяч свиней и более 34 миллионов голов птицы. В целом сельхозпредприятия занимают более 5 миллиона гектар сельскохозяйственных угодий.

Высока доля молочного животноводства. По статистическим данным в 2009 году средний надой молока от одной коровы – составлял 5057 кг при среднем надое в стране - 4089 кг, в Ленинградской области (38% поголовья КРС) средний надой составлял 6738 кг. Средний размер ферм в зоне: 400-600 голов. В Ленинградской области количество ферм с поголовьем более 1000 голов около 40% от общего числа ферм.

19.2

Выход навоза

Нами проведен анализ образования отходов на основе расчетов выхода навоза и помета в разрезе региональных субъектов. Общий объем получаемого навоза и помета в Северо-Западном федеральном округе составляет порядка 11 млн. тонн, что видно из таблицы (Таблица 19.1).

Таблица 19.1. Выход навоза и помета в СЗ ФО РФ.

Регион	Общий выход навоза и помета по годам, тыс. т			Площадь пашни, тыс. га			Обеспеченность органич. удобр., в % от необходимого количества.		
	2005	2007	2010	2005	2007	2010	2005	2007	2010
	г.	г.	г.	г.	г.	г.	г.	г.	г.
Республика Карелия	436	426	360	59,4	59,1	55,4	18,4	18,6	17,4
Республика Коми	628	614	555	74,1	74,5	67,9	21,2	22,0	21,0
Архангельская область	946	902	761	225,3	226,1	222,8	10,5	10,1	8,8
Вологодская область	3173	3058	2698	763,5	759,8	750,2	10,4	10,2	8,5
Калининградская область	1221	933	921	355,8	348,4	347,4	8,6	6,7	5,9
СПб и Ленинградская область	3111	3125	3266	417,4	418	412,4	18,6	18,9	20,0
Мурманская область	216	238	237	17,1	14,0	13,5	31,6	42,6	44,5
Новгородская область	841	814	726	434,3	434,1	430,1	4,8	4,7	4,1
Псковская область	1706	1551	1385	679,7	665,2	671,6	6,3	5,8	5,0
Северо-Западный федеральный округ	12280	11661	10917	3027	2999	2971	10,1	9,8	9,0

В то же время из представленных данных видно, что даже этого количества не достаточно для эффективного ведения земледелия, то есть существует еще одна эколого-экономическая проблема - нехватка органических удобрений. В связи с этим, агрокультурный ландшафт начинает проявлять признаки техногенеза почв, сокращается гумусный слой. Поэтому органические отходы животноводства и птицеводства в первую очередь должны выступать сырьем для приготовления органических удобрений, что позволит повысить плодородие почвы и обеспечит всеми необходимыми питательными элементами культуры, выращиваемые в растениеводстве. В тоже время анализ показал увеличение объемов полужидкого (относительной влажностью W от 85 до 92%) и жидкого навоза (W более 92%). Распределение его по влажности на примере Ленинградской области приведено на рисунке (Рисунок 19.1).

Учитывая, что в настоящий момент основным источником загрязнения природной среды является используемые ненадлежащим образом навоз и помет, институтом ведется реестр технологий по утилизации навоза и помета, представляющий различные технические решения по наиболее полному использованию питательных элементов в качестве органических.

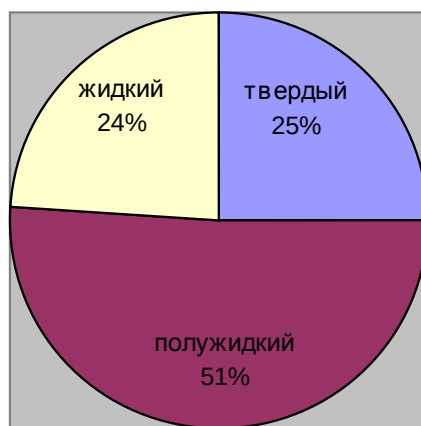


Рисунок 19.1. Распределение объема навоз и помета по влажности на примере Ленинградской области.

В соответствии с Приказом МПР России от 2 декабря 2002 года №786 «Об утверждении федерального классификационного каталога отходов» свежий навоз КРС относится к отходам 4, а свиной и птичий помет 3 класса опасности. Поэтому при их переработке должны учитываться требования законодательства на работу с отходами соответствующего класса опасности и необходимо лицензирование данного вида деятельности. Институт работает над отменой лицензирования в случае использования данного вида отходов в качестве сырья в собственном производстве и заменой его ведением соответствующих, утверждаемых директором предприятия технологических регламентов по их экологически безопасной переработке и использованию. Регламентом должен предусматриваться порядок выполнения технологии, обеспечивающей обезвреживание навоза и доведение концентрации вредных веществ и микроорганизмов в готовом продукте ниже норм ПДК, установленных гигиеническими нормативами. Данная мера позволит снизить расходы, связанные с лицензированием, в большинстве своем малорентабельных сельскохозяйственных предприятий.

19.3 Выбор технологий для переработки навоза

В настоящее время можно выделить ряд технологий, обеспечивающих получение качественных органических удобрений. Выбор той или иной технологии, представляющей собой последовательность ряда технологических операций, зависит от конкретных условий производителя. В частности, на выбор оказывают существенное влияние почвенно-климатические условия, специализация, объем производства и объёмно-планировочные решения сооружений, уровень обеспеченности техническими средствами и добавками, квалификации кадров, и ряд других факторов.

В институте разработан программный комплекс расчета на основе эколого-экономической оценки различных вариантов переработки навоза и помета под конкретные условия сельхозпроизводителей. Повышение эффективности переработки навоза и помета в органическое удобрение, а так же снижение потерь азота достигается при помощи научно-обоснованных методов формирования рациональных вариантов машинных технологий приготовления органических удобрений и их внесения в почву.

Для решения этих задач могут быть применены оптимизационные методы, обеспечивающие получение органических удобрений при минимальных затратах в конкретных условиях сельхозтоваропроизводителя (Брюханов А.Ю., 2009; Ларри Урман; Соколов С.А., 2007).

Важнейшим критерием выбора технологий является коэффициент экологической безопасности применяемых технологий и комплексов машин. На современном этапе в качестве коэффициента экологической безопасности предлагается использовать отношение объема азота (N), доведенного до растения, к объему N в навозе, выходящем с фермы.

$$K_{\text{экоб}} = \frac{Q_N^1}{Q_N}, \quad (1)$$

Где

$K_{\text{экоб}}$ – коэффициент экологической безопасности;

Q_N^1 – количество азота доведенного до растения, %;

Q_N – количество азота в свежем навозе, %.

Для определения количества азота доведенного до растения нами проведен анализ потерь азота используемых технологических операций, который позволил выявить основные места в технологической цепочке потерь азота (Таблица 19.2) (Брюханов А.Ю., 2009).

Таблица 19.2. Потери азота при выполнении технологических операций по переработке навоза.

№ тех. операции	Технологически операции	Потери азота, %
1	Транспортировка	1-2
2	Хранение промежуточное	2-5
3	Грубое разделение	2
4	Тонкое разделение в отстойниках	2-5
5	Биологическая очистка	15
6	Смешивание с добавками	2
7	Компостирование	10-25
8	Сушка	5-20
9	Хранение	5-20
10	Внесение	5-15

Исходя из полученных результатов, определены основные направления дальнейшей работы по снижению потерь азота. Это отработка технологий компостирования, хранения и внесения органических удобрений.

Для выбора оптимально технико-технологического решения машинные технологии с помощью программы оцениваются по методу Парето (Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ №2010612118 от 19.03.2010). В качестве критерия используется показатель, определяемый величиной затрат, приходящихся на единицу объема питательных веществ, доведенных до растения:

$$З_{уд.к} = \frac{З_{уд}}{K_{эко}}, \quad (2)$$

Где

Зуд.к - величина затрат на единицу объема питательных веществ, доведенных до растения, руб./т;

Зуд – удельные приведенные затраты (на 1 т произведенных органических удобрений), руб./т.

В качестве дополнительного критерия предложено понятие экологического эффекта от повышения продуктивности сельскохозяйственных угодий (или от предотвращения ее снижения), который определяется по формуле:

$$Э_{зпр} = (Q_2 - Q_1)S_3, \quad (3)$$

Где

Эзпр - эффект от повышения продуктивности сельскохозяйственных угодий, руб.;

Q1, Q2 - годовой объем продукции с единицы земельных угодий до и после проведения мероприятий, руб./га;

S3 - площадь, на которую распространяется действие средозащитных мероприятий, га.

При Парето-оценке «предпочтения» лиц принимающих решение (ЛПР) выражаются так: вариант x' предпочтительнее x'' тогда и только тогда, когда оценка $f(x')$ первого варианта строго больше (меньше) оценки $f(x'')$ второго варианта, где f – заданная числовая функция, определенная на множестве X и называемая целевой функцией или критерием оптимальности (Ларри Урман, 3241032).

$$x', x'' \in X, f_i(x') \geq f_i(x''), i = 1, 2, \dots, m; \exists k \in \{1, 2, \dots, m\}: f_k(x') > f_k(x'') \Rightarrow x' \succ_x x'' \quad (4)$$

Стремясь к гармонизации экономических и экологических интересов, выбор вариантов технологий предлагается выполнять по значениям двух целевых функций (критериям): величине затрат на единицу объема питательных веществ, доведенных до растения (Зуд.к), и эффекту от повышения продуктивности сельскохозяйственных угодий (Эзпр). Реализация метода Парето на примере представлена в таблице (Таблица 19.3), в которой выделены Парето-оптимальные решения, определенные согласно формуле 4.

Реализация данной методики при помощи современных информационных систем WEB – программирования на языке PHP и СУБД MySQL позволяет оперативно провести оценку большого числа технологий, а также вариантов технологий, отличающихся набором технических средств и сооружений, выбрать наиболее подходящую технологию для конкретного хозяйства (Ларри Урман; Соколов С.А., 2007), а также дает возможность использования научно-обоснованных методов оптимизации затрат по снижению выбросов азота.

Таблица 19.3. Выбор Парето-оптимальных решений.

Таблица 2016. Выбор парето-оптимальных решений														
Целевая функция	Направление экстремума	Технология												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Затраты с учетом $K_{жб}$, тыс. руб./т	min	1,98	2,02	1,77	1,78	1,69	1,7	1,63	1,61	1,41	1,38	1,56	1,37	4,75
Экологический эффект от повышения плодородия земли, тыс. руб./т	max	9600	9780	10320	10500	11040	11220	15750	15750	16020	16020	16560	16830	5865

Представленные методы используются при формировании и ведении базы данных технических решений по удалению, переработки, хранению и внесению органики в почву.

19.4 Существующие и перспективные технологии

В настоящее время широкое распространение в виду простоты и низких экономических требований имеет технология полевого компостирования навоза и помета или их твердой фракции в смеси с влагопоглотителями в виде торфа, соломы и опилок (Рисунок 19.2).

Компостирование проводится с использованием, имеющихся в распоряжение хозяйств не специализированных средств. Наиболее передовыми хозяйствами ведется закупка специализированных средств, имеющихся на рынке, для перебивки буртов с целью ускорения процесса и получения более качественного продукта (Рисунок 19.3).



Рисунок 19.2. Полевое компостирование в смеси с торфом (ООО «Славянка М» Лен. обл.).



Рисунок 19.3. Активное компостирование на специализированной площадке (ЗАО «ПФ Роскар» Лен. обл.).

Имеются единичные случаи использования специальных ферментеров, как секционного типа периодического действия, так и ферментеров барабанного типа, работающих в непрерывном режиме. Освоение такого типа средств затруднено в связи с их высокой стоимостью (Попов. В.Д., Максимов Д.А., Брюханов А.Ю., 2011).

Работа с жидким навозом, заключается в выдерживание его в течение более 6 месяцев в специальных железобетонных, эмалированных хранилищах или пленочных лагунах с последующим его внесением на поля машинами

различного типа разбросного и внутрипочвенного. Например в Ленинградской области только 5 хозяйств имеют машины для внутрипочвенного внесения жидких органических удобрений. Ряд свиноводческих предприятий и планируются в хозяйствах КРС использование технологии сепарации с разделением жидкой и твердой фракции навоза (Рисунок 19.4 и Рисунок 19.5). Данная технология позволяет упростить работу с жидкой фракцией и получать качественные твердые органические удобрения. Для хозяйств с ограниченными земельными ресурсами имеются проекты с двухстадийным разделением и использованием жидкой фракции на полях орошения, теплицах и в системе биологических прудов (Попов. В.Д., Максимов Д.А., Брюханов А.Ю., 2011).



Рисунок 19.4. Разделение навоза на ООО "Рюрик -Агро", Лен. обл.



Рисунок 19.5. Разделение навоза на ЗАО "ПЗ Красноозерное", Лен. обл.

Для молочных ферм перспективно отработка объемно-планировочных и технологических решений по использованию навозосодержащих стоков доильных залов и вентиляционных выбросов коровников в культивационных сооружениях. Институтом проработаны на уровне предпроектных решений такие варианты, которые позволяют существенно снизить негативное воздействие на окружающую среду.

Технологии направленные на получение энергии из органического вещества навоза и помета на Северо-западе не получили распространения. Метановое сбраживание отсутствует в силу, имеющихся природно-климатических условий и отсутствия государственной поддержки. Ведутся работы по внедрению технологии сжигания подстилочного куриного помета и идут исследования по использованию генераторных установок различного типа на подсушенном помете.

Внедрение современных передовых технологий переработки отходов животноводства и снижения негативного воздействия на окружающую среду сдерживается низкой рентабельностью сельскохозяйственного производства и отсутствием в этом направлении государственной поддержки разного уровня. Для эффективного решения проблемы необходимо изучить опыт других стран и разработать собственную программу экологической направленности, позволяющей ускорить внедрение современных технологий по работе с навозом и пометом.

19.5 Литература

Попов. В.Д., Максимов Д.А., Брюханов А.Ю. Инженерные методы решения проблем устойчивого развития сельскохозяйственного производства / В.Д. Попов, Д.А. Максимов, А.Ю. Брюханов // Сельскохозяйственные машины и технологии. – 2011. - №4. - С. 4-8. - ISSN 2073-7533.

Брюханов А.Ю. Повышение эффективности использования навоза путем автоматизированного проектирования вариантов технологий приготовления органических удобрений и их внесения в почву: Автореф. дис...канд. техн. наук / А.Ю. Брюханов. - СПб, 2009. – 19 с.

Ларри Урман. Основы программирования на PHP.

Соколов С.А. HTML и CSS в примерах, типовых решениях и задачах. Профессиональная работа / С.А. Соколов. - М.: Вильямс, 2007. — 416 с. — ISBN 978-5-8459-1192-6.

20 Приемы снижения потерь аммиачного азота при производстве и применении органических удобрений

С.М. Лукин, К.С. Никольский, В.В. Рябков, И.В. Русакова
ГНУ ВНИИ органических удобрений и торфа Россельхозакадемии,
Владимирская область, п. Вяткино,
E-mail: vnion@vtsnet.ru

Аннотация

Изучены приемы снижения потерь аммиачного азота при производстве и применении органических удобрений. Установлено, что наилучшими сорбентами, позволяющими снизить эмиссию аммиака при хранении органических удобрений в 15-20 раз, являются сорбенты на основе торфа, глины и цеолитов. В полевых опытах показано, что заделка навоза в почву через 24 часа после его внесения приводила к росту потерь аммиачного азота в 5 раз, по сравнению с заделкой его через 2 часа после внесения.

20.1 Поголовье скота и выход навоза

Содержание сельскохозяйственных животных и птицы сопровождается значительными выбросами аммиачного азота в атмосферу, при этом потери его происходят как внутри животноводческих помещений, так и при хранении и внесении навоза и помета. Разработка приемов снижения потерь аммиачного азота крайне актуальна для предотвращения загрязнения окружающей среды химически активным азотом.

С 1990 г. по 2010 г. поголовье крупного рогатого скота в Российской Федерации снизилось в 2,8 раза, свиней – в 2,4 раза, овец – в 2,6 раза, лошадей – в 1,9 раза (Таблица 20.1). В настоящее время численность поголовья скота и птицы в хозяйствах всех категорий составляет 32,8 млн. условных голов или 0,43 условных голов в расчете на 1 га посева. В сельскохозяйственных организациях плотность поголовья скота составляет 0,26 условных голов на 1 га, в личных подсобных хозяйствах населения – 3,0 условных голов/га. При этом в Приволжском федеральном округе сосредоточено 29% всего поголовья скота России, Центральном – 23%, Сибирском – 17%, Южном и Северо-Кавказском – 15%, Северо-Западном – 7%, Дальневосточном – 2%.

Как показывают расчеты, общий выход навоза и помета от имеющегося поголовья животных и птицы составляет 294,3 млн тонн физической массы или 211, 0 млн тонн в пересчете на подстилочный навоз, при этом 48% навоза и помета производится в личных подсобных хозяйствах населения. Содержание общего азота в навозе и помете составляет 1179, 0 тыс. тонн, аммонийного - 296,4 тыс. тонн (Таблица 20.2).

Таблица 20.1. Динамика поголовья скота в Российской Федерации в 1990-2010 гг., млн голов (Еськов А.И., 2006; Поголовье скота ..., 2011).

Год	Крупный рогатый скот всего	в т.ч. коро- вы	Свиньи	Овцы и козы	Лошади	Птица	Всего, услов- ных голов скота*	Количество условных голов скота в расчете на 1 га посева
1990	57,0	20,5	38,3	58,2	2,6	660	75,5	0,64
1995	39,7	17,4	22,6	28,0	2,4	425	51,3	0,54
2000	27,5	12,7	15,8	15,0	1,6	343	36,0	0,42
2005	21,6	9,5	13,8	18,6	1,3	357	31,2	0,41
2006	21,6	9,4	16,2	20,2	1,3	375	32,4	0,43
2007	21,5	9,3	16,3	21,5	1,3	389	32,7	0,44
2008	21,0	9,1	16,2	21,7	1,4	405	32,8	0,43
2010	20,1	8,9	17,3	22,4	1,4	471	32,8	0,43

* Коэффициенты перевода скота и птицы в условное поголовье: коровы, быки – 1,0; молодняк крупного рогатого скота – 0,5; свиньи – 0,3; лошади – 1,0; овцы и козы – 0,1; птица – 0,02.

Таблица 20.2. Выход органических удобрений в сельском хозяйстве России и содержание в них общего и аммонийного азота.

Вид органического удобрения	Объем производства, млн.т	Содержание, тыс. т	
		общего Азота N	N-NH ₄
Подстилочный навоз, помет	125,2	688,6	137,7
Компосты	38,6	231,6	46,3
Полужидкий навоз, помет	40,1	140,35	56,1
Жидкий навоз, помет	56,1	84,15	42,1
Стоки навозные, пометные	34,3	34,3	17,2
Всего	294,3	1179,0	296,4
В том числе:			
сельскохозяйственные организации	201,1	666,3	196,9
личные подсобные хозяйства	93,2	512,7	99,5

За последние 20 лет использование органических удобрений в сельскохозяйственных организациях России снизилось в 8 раз и составляет в настоящее время 51-53 млн тонн в год (Рисунок 20.1).

Расчеты показывают, что при существующих объемах применения органических удобрений в сельскохозяйственных организациях России с ними в почву поступает ежегодно 250-272 тыс. тонн азота или 19% от общего поступления азота с удобрениями (Таблица 20.3).

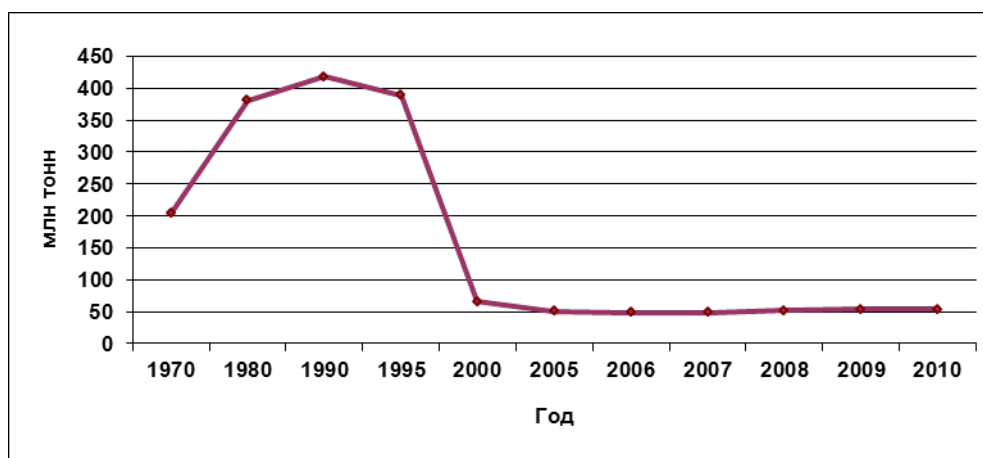


Рисунок 20.1. Динамика использования органических удобрений в сельскохозяйственных организациях России, млн тонн.

Таблица 20.3. Поступление азота с минеральными и органическими удобрениями в сельскохозяйственных организациях России, тыс. Т.

Удобрения	1970	1980	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Минеральные	1883	3635	4334	995	959	854	906	1034	1201	1231	1188
Органические	1039	1942	1987	570	342	257	247	248	262	275	272
Всего	2922	5577	6321	1565	1301	1111	1153	1282	1463	1506	1460

Разница между накопленным азотом и внесенным с органическими удобрениями в сельскохозяйственных организациях составляет 394,3 тыс. тонн. Из-за крайней изношенности оборудования для производства и внесения органических удобрений значительная часть навоза и помета в сельскохозяйственных организациях не используется и хранится на прифермских территориях. Несмотря на то, что часть органических удобрений продается населению, потери питательных веществ при производстве и применении органических удобрений в сельском хозяйстве России превышают 30%.

20.2

Загрязнение почвы и грунтовых вод при хранении

Как показали исследования института, при длительном хранении органических удобрений на грунтовых площадках происходит интенсивное загрязнение почвы и грунтовых вод минеральным азотом.

В условиях Владимирской области при длительном хранении навоза крупного рогатого скота и компостов содержание нитратов в слое почвы 120–200 см превышало аналогичный показатель в незагрязненной почве в 30–100 раз. На площадке, где хранились пометные удобрения, наибольшее содержание нитратов наблюдается в слое почвы 0–100 см, при этом концентрация $N-NO_3$ в верхнем горизонте почвы достигала 476 мг/кг или 1100 кг/га. Для аммонийного азота, характерны два максимума накопления: первый – в верхних горизонтах почвы и второй – на глубинах 120–220 и 340–400 см, что обусловлено наличием двух периодических циклов увлажнения почвы – весеннего и осеннего. В этих горизонтах почвы содержание аммонийного азота достигало 30,4–122,0 мг/кг почвы, или в 11–30 раз больше, чем в незагрязненной почве.

Расчеты показывают, что в слое почвы 0–400 см на 1 га загрязненной территории содержится от 4950 кг (птицефабрика) до 6340 кг (ферма КРС) минерального азота, в том числе 2500–4500 кг нитратного. В то же время запасы минерального азота в незагрязненной почве составили 298 кг/га, в том числе нитратного – 144 кг/га (Рисунок 20.2).

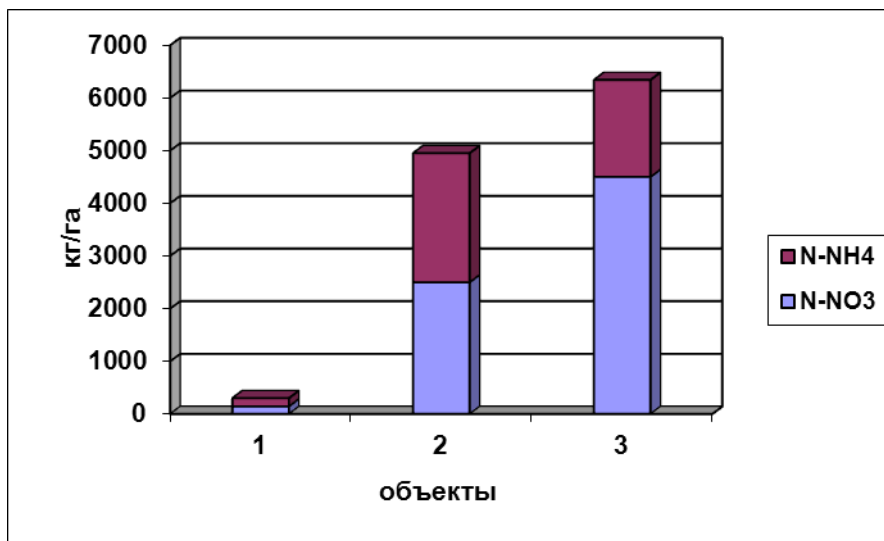


Рисунок 20.2. Содержание минерального азота в слое почвы 0 - 400 см, кг/га.

1 – незагрязненная почва; 2 – птицефабрика; 3 – ферма КРС

Грунтовые воды на площадке для хранения органических удобрений также в значительной степени были загрязнены биогенными элементами.

Превышение содержания их по сравнению с дренажными водами составило: по аммонийному азоту – 8 раз, нитратам – 2 раза, фосфатам – 1172 раза, калию – 106 раз.

20.3

Эмиссия аммиака при содержании, хранении и внесении

Значительное количество азота поступает не только в почву и грунтовые воды, но и в атмосферу.

В соответствии с утвержденными в Российской Федерации нормативами выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух, удельные выбросы аммиака (из помещений и навозохранилищ, при внесении навоза и выпасе) в расчете на 1 ц живой массы составляют: крупный рогатый скот - 6,6, лошади - 6,0, овцы – 12,8, козы – 11,2, свиньи – 10,2, кролики – 10,1, пушные звери – 8,1-14,9, куры – 14,5 утки – 13,4, гуси – 11,4 мкг в 1 секунду (Методическое пособие по расчету, 2005). Потери азота при хранении подстилочного навоза достигают 10%, биотермической обработке - 30%, внесении - 5%; при хранении жидкой фракции бесподстилочного навоза они равны 15%, внесении - 10% (Нормы, НТП17-99).

С целью снижения потерь аммиачного азота при хранении подстилочного помета изучена эффективность использования различных сорбентов: торфа, глины, цеолита, фосфогипса. Исследования проводили на площадке компостирования института. Помет загружали в ящики емкостью 50 кг, сверху слоем 10 см насыпали сорбент. В динамике определяли интенсивность выделения NH_3 и CO_2 .

Установлено, что использование цеолита для укрытия буртов снижает потери аммиачного азота в 75 раз, торфа – в 17 раз, глины – в 21 раз. Вместе с тем применение сорбентов не влияет на интенсивность выделения CO_2 в процессе компостирования (Рисунок 20.3 и Рисунок 20.4).

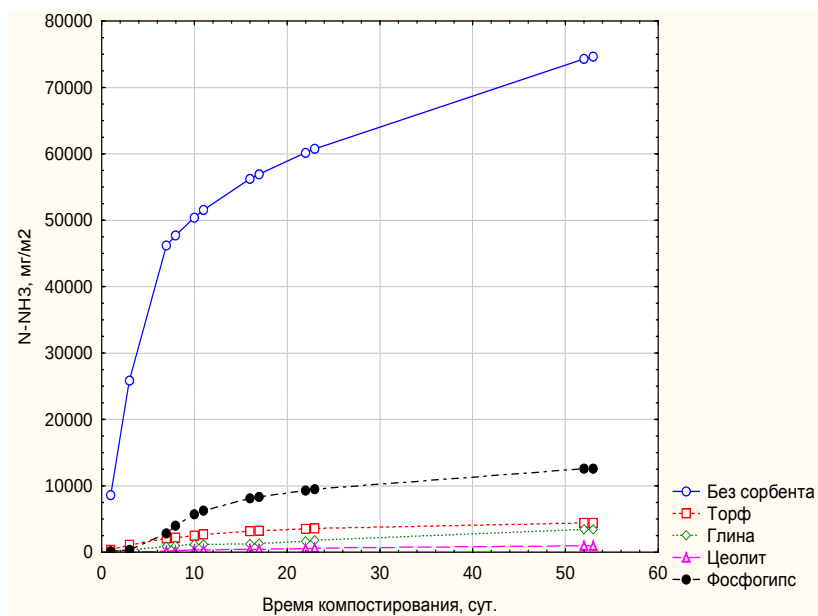


Рисунок 20.3. Кумулятивная эмиссия аммиачного азота при укрытии буртов помета различными сорбентами, N-NH_3 , мг/м^2 .

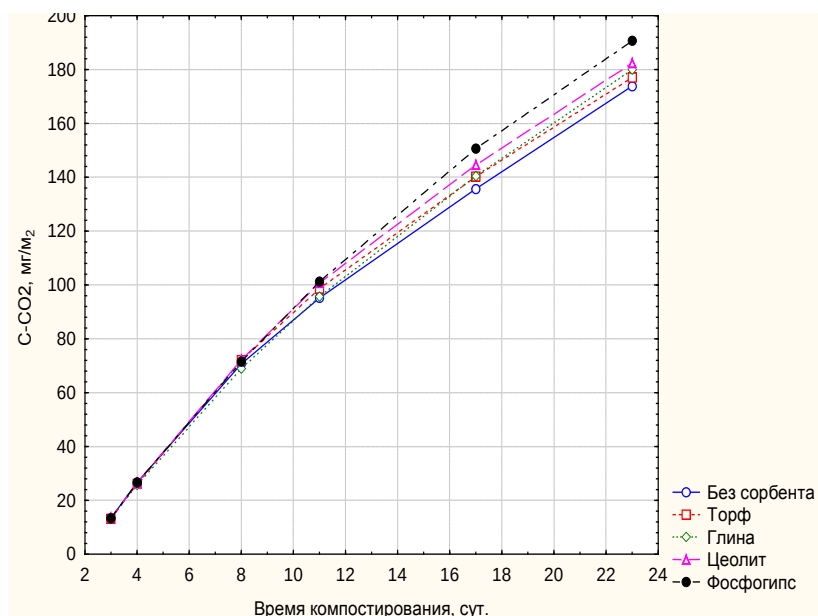


Рисунок 20.4. Кумулятивная эмиссия C-CO_2 при укрытии буртов помета различными сорбентами.

Суммарная эмиссия аммиачного азота при использовании для укрытия помета торфа составила – 5,9%, глины – 4,7%, цеолита – 1,3%, фосфогипса – 16,9% от эмиссии N-NH_3 в контрольном варианте.

Таким образом, использование простейших материалов для укрытия буртов органических удобрений позволяет резко снизить выбросы аммиачного азота в атмосферу.

В полевых опытах установлено, что заделка навоза в почву через 24 часа после его внесения приводила к росту потерь аммиачного азота в 5 раз, по сравнению с заделкой его через 2 часа после внесения. При заделке навоза в почву в течение 48 часов после разбрасывания его по полю теряется 80-90 % аммиачного азота, содержащегося в навозе (Рисунок 20.5).

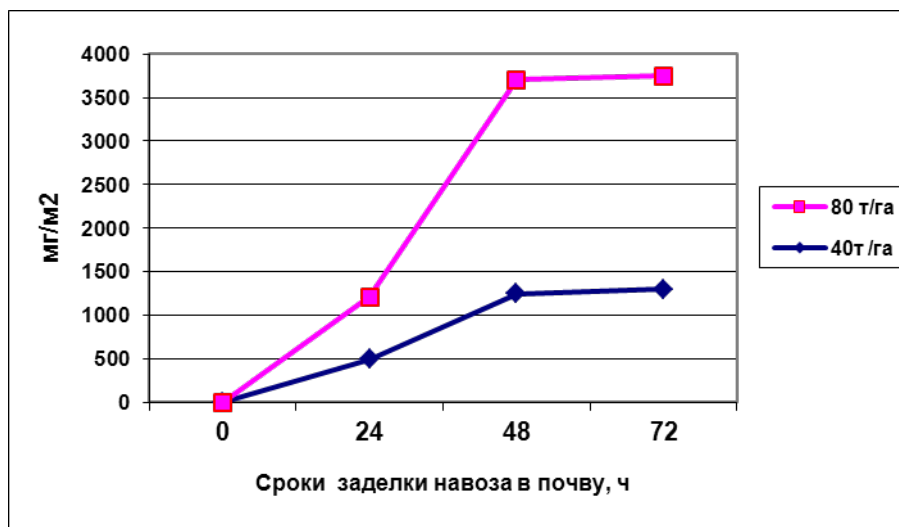


Рисунок 20.5. Потери $N-NH_3$ (мг /м²) в зависимости от дозы внесения бесподстилочного навоза и сроков его заделки в почву, ч.

20.4 Рекомендации

Потери минерального азота при использовании органических удобрений можно снизить за счет выращивания сидеральных культур. При выращивании после внесения подстилочного навоза сидеральной культуры – редьки масличной, потери аммонийного азота с грунтовыми водами снижаются в 1,5 раза, нитратного – в 13 раз, фосфора – в 10 раз, калия – в 4 раза. По ряду показателей содержание биогенных веществ под сидеральной культурой было даже меньше, чем без внесения удобрений. Аналогичные данные были получены при использовании бесподстилочного навоза.

Основные приемы снижения потерь аммиачного азота при производстве и применении органических удобрений направлены на:

- перевод минерального азота в органическую форму посредством содержания животных на глубокой подстилке;
- использование различных сорбентов, химически активных веществ для связывания аммиака;
- внедрение технологий ускоренного производства компостов;
- использование сбалансированных кормов, способствующих уменьшению образования мочевины в организме животных;
- использование биологических препаратов как внутри животноводческих помещений, так и в системах подготовки навоза к внесению;
- производство компостов в закрытых помещениях с последующей очисткой воздуха от аммиака;

- хранение навоза и помета в закрытых навозо- и помехранилищах, предотвращающих улетучивание аммиака в атмосферу;
- сокращение сроков внесения органических удобрений; внесение их при пониженных температурах;
- глубокую заделку навоза в почву;
- оптимизацию доз внесения органических удобрений с учетом планируемой урожайности сельскохозяйственных культур;
- выращивание промежуточных и сидеральных культур, характеризующихся большим выносом азота и др.

На сильно загрязненных территориях рекомендуется выращивание культур, обладающих повышенным выносом биогенных элементов и устойчивых к высоким концентрациям минерального азота в почве.

20.5 Литература

Еськов А.И., Лукин С.М., Анисимова Т.Ю. и др. Ресурсы органических удобрений в сельском хозяйстве России (информационно-аналитический справочник) /Под ред. д-ра с.-х. наук А.И. Еськова / А.И. Еськов, Лукин, С.М. Т.Ю.Анисимова и др. - Владимир: ГНУ ВНИПТИОУ Россельхозакадемии, 2006. – 200 с.

Поголовье скота в Российской Федерации в 2010 году / Росстат. Главный межрегиональный центр. – М., 2011.

Методическое пособие по расчету, нормированию и контролю выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух (дополненное и переработанное). - СПб.: НИИ Атмосфера, 2005. – 149 с.

Нормы технологического проектирования систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета НТП17-99. – М.: МСХ РФ. – 38 с.

21 Управление азотом при производстве растениеводческой продукции

А.А. Завалин, Г.Г. Благовещенская, О.А. Соколов, Л.С. Чернова, Н.Я. Шмырева
 Всероссийский НИИ агрохимии им. Д.Н.Прянишникова Россельхозакадемии,
 Москва, Россия
 E-mail: bioazot@mail.ru

Аннотация

Приведены сведения об объемах внесения минеральных и органических удобрений при производстве растениеводческой продукции в Российской Федерации в последнее десятилетие. Обобщены результаты экспериментов с удобрениями, мечеными стабильным изотопом азота ^{15}N , по оценке газообразных потерь азота в виде аммиака из минеральных и органических удобрений в основных почвенно-климатических зонах страны. Предложены приемы снижения потерь азота в форме аммиака из минеральных и органических удобрений.

Ключевые слова: газообразные потери азота, минеральные и органические удобрения, микробоценоз почвы, снижение потерь азота удобрений

21.1 Применение азотных удобрений в России

Общеизвестна роль минеральных удобрений, среди которых ведущая роль принадлежит азоту, в формировании урожая сельскохозяйственных культур. Доля участия азота в прибавке урожая зерна озимой пшеницы и ячменя составляет от 45 до 50% (Державин, 1992). Каждый внесенный килограмм азота обеспечивает получение в Нечерноземной зоне 8-15 кг зерна, 3-4 кг волокна льна-долгунца, 50-70 кг клубней картофеля (Кореньков, 1999). В связи с этим, производство и применение азотных удобрений всегда превалировало над остальными. В начале развития химизации земледелия в России (1966-1975 гг.) соотношение N:P:K в применяемых минеральных удобрениях составляло 1:0,5:0,5, в период интенсивного использования агрохимических средств (1976 - 1990 гг.) – 1:0,8:0,6, в настоящее время – 1:0,34:0,2. В такой ситуации от эффективности использования азотных удобрений в значительной степени зависит общий объем производства растениеводческой продукции.

За последние 5 лет среднегодовой объем производства минеральных удобрений в стране составляет около 17 млн т, в том числе 7,4 млн т азотных. Применение минеральных удобрений (в пересчете на 100% питательных веществ) составляет 2,02 млн тонн в год. С минеральными азотными удобрениями вносят 1,31 млн т азота, с органическими удобрениями - 0,27 млн т азота, с биологическим азотом поступает 0,71 млн т. Ежегодный вынос азота с продукцией сельского хозяйства РФ в среднем за 2007-2011 гг. достигает 3,26 млн т. Хозяйственный баланс в среднем за год составляет минус 0,97 млн т N.

При прогнозируемом к 2020 г. расширении площадей, занимаемыми бобовыми культурами, увеличении их урожайности и повышении долевого участия бобового компонента в травосмесях многолетних трав до 50%,

может быть накоплено около 1,7 млн т фиксированного азота, что превысит объем применяемых в настоящее время минеральных удобрений (Таблица 21.1 и Таблица 21.2).

Таблица 21.1. Вклад бобовых культур в производство растительного белка и накопление азота.

Показатели	2010 г.	2020 г.
Сбор белка, млн т	2,34	7,23
Сбор белка за счет фиксации азота, млн т	2,18	4,42
Накопление общего азота в биомассе, тыс. т	866,9	2700,2
Накопление фиксированного азота в биомассе, тыс. т	544,3	1662,1

Таблица 21.2. Поступление в почву органического вещества и биологического азота после распахки посевов бобовых культур.

Показатели	2010 г.	2020 г.
Масса органического вещества, млн т	15,8	45,9
Общий азот, тыс. т	275,0	814,0
Фиксированный азот, тыс. т	172,4	501,0

21.2 Потери аммиака из почвы, удобрений и ферм

21.2.1 Потери азота из почвы и удобрений

С применением меченого стабильного изотопа ^{15}N установлено, что коэффициент использования растениями азота удобрений в полевых условиях не превышает 30-50%. Из почвы в виде газообразных продуктов теряется 15-30% азота удобрений, иммобилизация в органическое вещество почвы составляет 20-40%, а потери за счет вымывания нитратов могут достигать 10% и более (Осипов и Соколов, 2001). Газообразные потери азота почвы и удобрений происходят в результате денитрификации, аммонификации и нитрификации в форме молекулярного азота (N_2), его окислов (NO , N_2O , NO_2) и аммиака (NH_3) (Макаров, 1977). Газообразные потери азота на дерново-подзолистой почве составляют при паровании 50% из удобрений и 50% из почвы, в севообороте - 70% из почвы и 30% из удобрений, на целине наоборот: 30% почвы и 70% удобрений (Кидин и Ионова, 1993). При внесении азотных удобрений аммиачной селитры, сульфата аммония и кальциевой селитры, меченых по ^{15}N , в дерново-подзолистую почву состав газообразных потерь включал 70-80% N_2 , 16-24% N_2O 2-3% NO , 1-2% NO_2 и 0,1 - 1% NH_3 (Рисунок 21.1).

Размеры газообразных потерь азота зависят от времени суток. Например, на дерново-подзолистой почве интенсивность выделения NH_3 при внесении 120 кг/га сульфата аммония и мочевины в дневные часы была вдвое выше, чем в ночные, что связано с температурой почвы (Таблица 21.3) (Макаров, Патрикеева, 1973).

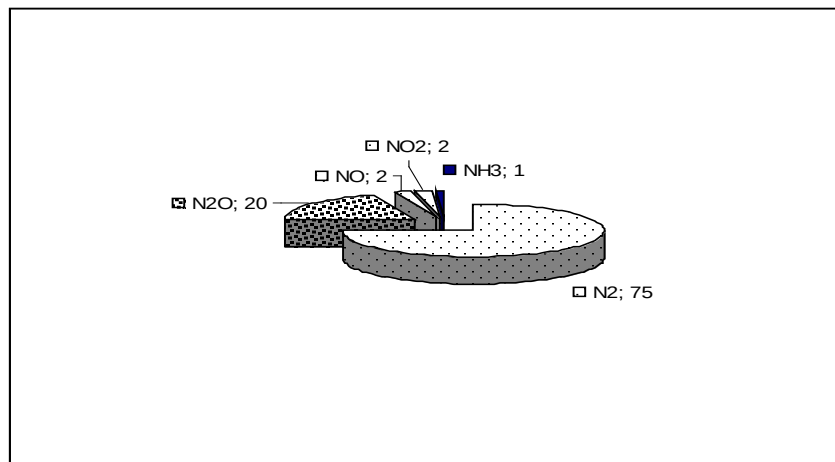


Рисунок 21.1. Состав газообразных потерь азота из дерново-подзолистой почвы при внесении азотных удобрений.

Таблица 21.3. Суточный ход выделения NH₃ из почвы при внесении 120 кг/га азотных удобрений.

Вариант	Часы наблюдений					
	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-6
	t ⁰ почвы					
	18	23	25	25	23	16
Выделилось NH ₃						
Известь + (NH ₄) ₂ SO ₄	4,87	7,64	5,63	6,00	4,25	1,88
Известь + CO(NH ₂) ₂	3,39	4,27	4,39	2,55	2,13	1,77

Газообразные потери азота в форме аммиака из чернозема, выщелоченного при паровании почвы в результате интенсивных процессов минерализации, происходят в течение всего лета. За теплый период теряется около 4 кг/га азота аммиака, что составляет около 1-2% от количества минерального азота, накопившегося на гектаре парового поля в слое 0-50 см (Гамзиков и др., 1985). В контролируемых условиях при компостировании дерново-подзолистой почвы и чернозема, выщелоченного при внесении сульфата аммония, основные потери аммиачного азота почвы и удобрений происходят в первые 15-20 дней, с максимумом в течение недели после внесения удобрения (Рисунок 21.2) (Гамзиков и др., 1985).

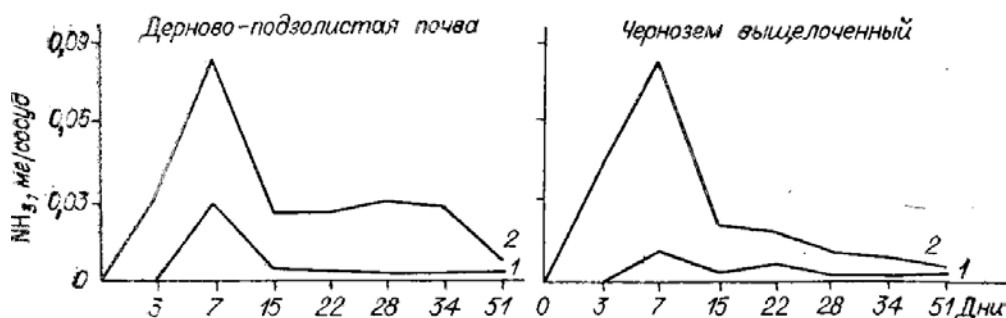


Рисунок 21.2. Выделение аммиака из почвы при компостировании: 1 - контроль; 2 – после внесения (NH₄)₂SO₄.

Основная часть азота теряется в первый месяц после внесения удобрений, затем выделение аммиака значительно снижается, так как в результате нитрификации большая часть азота переходит в нитратную форму (Мовсунов, 1969; Кудеяров и др., 1986). Интенсивное выделение аммиака из дерново-подзолистой почвы происходит в течение 10 суток после внесения аммиачных и амидных форм азотных удобрений, через 2-3 недели выделение NH_3 из почвы прекращается совсем (Макаров Б. и Макаров Н., 1976).

21.2.2 Потери аммиака из минеральных удобрений

Размеры улетучивания аммиака из почвы зависят от формы азотного удобрения. По величине потерь NH_3 из почв азотные удобрения в порядке возрастания располагаются следующим образом: сульфат аммония (3-14% от внесенного количества), аммиачная селитра (1-14%), мочевины (2-20%), водный аммиак (45-53%) (Таблица 21.4) (Макаров Б. и Макаров Н., 1976; Кореньков, 1999; Осипов, Соколов, 2001).

Таблица 21.4. Потери NH_3 в зависимости от формы азотных удобрений (в % от внесенного количества).

Удобрение	Кореньков Д., 1999	Осипов А. и Соколов О., 2001	Макаров Б. и Макаров Н., 1976
Сульфат аммония	3,1	14,7-16,1	-
Аммиачная селитра	1,05	11,5-14,3	8-12
Мочевина	2,10	20,1-26,1	11-17
Водный аммиак	-	-	45-53

Потери азота и агрономическая эффективность азотных удобрений связаны также с глубиной их заделки в почву. Максимальные газообразные потери азота из удобрений на дерново-подзолистых и черноземных почвах происходят при поверхностном внесении мочевины и при мелкой её заделке на глубину 3-5 см, а при заделке удобрений на глубину до 15 см потери азота практически исключаются. На обыкновенном черноземе внесение аммиачной селитры, сульфата аммония и мочевины на глубину 18-20 см (под вспашку) в несколько раз снижает интенсивность выделения аммиака из почвы по сравнению с их заделкой на глубину 1-2 см (под боронование). Уменьшение газообразных потерь азота из удобрений при глубокой заделке происходит в результате снижения интенсивности микробиологических процессов; при этом газы, образующиеся в процессе аммонификации, денитрификации и нитрификации, проходя через большой слой почвы, более полно поглощаются ею (Макаров Б. и Макаров Н., 1976; Смирнов, 1977). По данным Мовсунова (1969), улетучивание азота удобрений в форме аммиака достигало значительных размеров (20-30% от внесенной дозы) при поверхностном внесении и поздней заделке удобрения в почву. Совмещение сроков внесения и заделки удобрений в почву уменьшает потери азота в форме аммиака до 2-7% от внесенной дозы удобрения.

Потери NH_3 из минеральных удобрений зависят от влажности почвы. Так, при увеличении влажности почвы с 25 до 75% полной влагоемкости (ПВ) потери аммиака из сульфата аммония и аммиачной селитры снижаются в 2 раза, из мочевины – в 1,5 раза (Рисунок 21.3) (Кореньков, 1999).

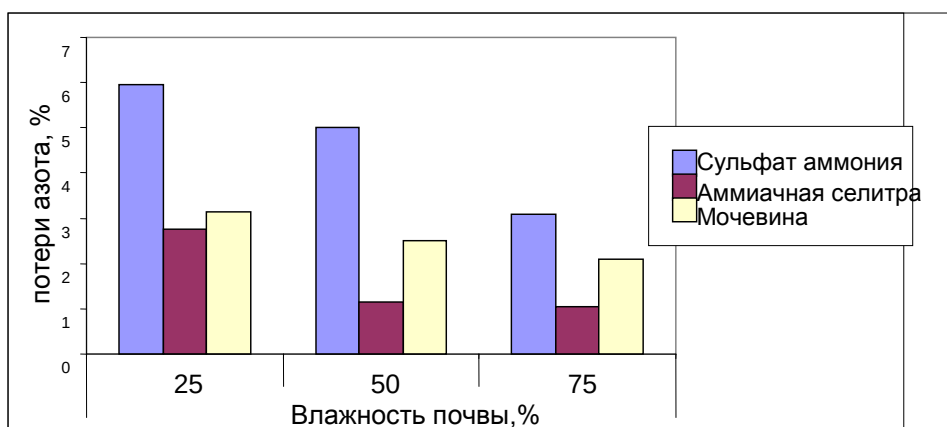


Рисунок 21.3. Потери NH_3 в зависимости от источника азота и влажности почвы (в % от внесенного количества).

Потери азота в форме NH_3 возрастают при изменении реакции почвенной среды с 5% (при pH 6 и ниже) до 60% от внесенного количества при pH 8. При поверхностном внесении мочевины потери аммиака при температуре воздуха 7°C были менее 5%, а при 32°C они возрастали до 25% от внесенного количества. На дерново-подзолистой почве при внесении мочевины выделение NH_3 увеличивается с 3,6% при pH 5,0 и влажности 60% ПВ до 12,6-24,6% при pH 6,0 и влажности 75% ПВ. В контролируемых условиях вегетационного опыта максимальные потери аммиака из мочевины наблюдались при температуре 28°C и влажности почвы 7-10%. Снижение влажности до 4,5% резко сокращало потери. При увеличении влажности почвы потери аммиака также снижались и при 30% составляли 1,9% (Кореньков, 1999).

Наблюдения с применением стабильного изотопа азота в полевых опытах показали, что при выращивании яровой пшеницы, проса и сахарной свеклы на мощных типичных черноземах газообразные потери азота в форме NH_3 не обнаружены (Макаров, 1977). В опыте на серой лесной почве установлено, что количество выделившегося NH_3 составляло очень незначительные величины - 0,23-0,62% от внесенной дозы (Кудеяров и др., 1986). При внесении в дерново-подзолистую почву аммиачной селитры, сульфата аммония или кальциевой селитры, меченых изотопом ^{15}N , состав газообразных потерь был следующим: N_2 - 70-80%, N_2O - 16-24%, NO - 2-3%, NO_2 - 1-2% и NH_3 - 0,1 - 1%.

21.2.3 Загрязнение аммиаком вблизи животноводческих ферм

Основным источником выделения аммиака в сельскохозяйственном производстве является животноводство. Так, от комплекса на 216 тыс. голов свиней за 1 час в атмосферу поступает в летний период 80 кг аммиака (Судаков, 1996). Через систему вентиляции комплекса на 10 тыс. молодняка крупного рогатого скота поступает в атмосферу ежедневно 57 кг аммиака, а от свиноводческого комплекса на 108 тыс. голов – 1,3 т аммиака (Плященко, 1990). В воздушной среде вблизи свиноводческих комплексов образуется сульфат аммония в результате реакции между аммиаком и двуокисью серы, который с природными осадками выпадает в почву, повышая ее кислотность. При намечающемся к 2020 г. росте в России поголовья скота и птицы выход навоза и помета достигнет 178 млн т в пересчете на подстилочный навоз. Использование его в земледелии позволит вовлечь в хозяйственно-биологический круговорот около 36 млн т органического вещества и 2,7 млн т NPK, в том числе 0,89 млн т азота.

Загрязнение почвы и природных вод происходит не только вблизи ферм и навозохранилищ, но и в местах утилизации животноводческих отходов. В настоящее время в России навоз является основной формой органических удобрений животного происхождения. Озимая пшеница на супесчаной почве использует 13,7% азота бесподстильного навоза, при этом 69,9% азота навоза закрепляется в почве и 12,7% теряется в виде газообразных соединений (Варюшкина и др., 1979). При внесении органических удобрений газообразные потери азота составляют 15-16% от внесенного его количества в почву (Мамченков и др., 1977; Алейникова, 1979; Варюшкина и др., 1979). Размеры потерь существенно меняются в зависимости от вида применяемого органического удобрения, что связано с соотношением углерода и азота в нем: зеленая масса овса - 9-12%; бесподстильный навоз - 13-25%, зеленая масса люпина - 17-23% от внесенного азота. Потери аммиачного азота за четыре месяца хранения навоза резко уменьшаются с увеличением дозы суперфосфата, добавляемого к навозу, который при компостировании подавляет жизнедеятельность микроорганизмов. Запашка соломы злаковых культур в дерново-подзолистую почву снижает газообразные потери в форме аммиака и двуокиси азота в 1,5-2 раза (Макаров, 1988; Лаврова, 1992).

21.3 Роль микроорганизмов в регулировании цикла азота в почве

Процесс минерализации азотсодержащих органических соединений с выделением аммиака осуществляется многими микроорганизмами в широком диапазоне условий, за исключением мест с очень жарким и сухим климатом, где происходит мумификация мертвых остатков. Наиболее динамичное звено в цикле азота – аммонификация белков. В этом процессе участвуют многие как аэробные, так и анаэробные микроорганизмы различных таксономических групп. Аммиак, образующийся при микробном разложении азотсодержащих соединений растительного и животного происхождения, претерпевает в почве различные превращения: частично адсорбируется на глинисто-гумусовых комплексах или нейтрализует почвенные кислоты; потребляется растениями как источник азота и иммобилизуется в процессе метаболизма почвенных микроорганизмов; выделяется в атмосферу; окисляется в нитриты и нитраты.

Потери аммиака из почвы и удобрений связаны, прежде всего, с деятельностью микроорганизмов, которая в значительной степени зависит от соотношения C:N в разлагаемом субстрате: чем меньше это соотношение, тем выше эффективность аммонификации. На каждые 100 г разложенного органического вещества (50 г углерода) бактерии используют на синтез белка своей биомассы 2 г азота (C:N = 25). При содержании азота в органическом веществе менее 2%, азот будет полностью иммобилизован в клетках микроорганизмов, при более высоком содержании (C:N < 25), происходит выделение аммиака (Бабьева, Зенова, 1989).

Черноземным почвам России свойственны концентрации органического углерода в пределах от 2,3% (низкая обеспеченность) до 4,3% (средняя обеспеченность) и общего азота - от 0,22 до 0,52%. Отношение C:N находится в диапазоне 9,3-13,5, что свидетельствует о слабой интенсивности мобилизационных процессов и наличии в почве достаточного количества слабоминерализованных веществ. Микробоценоз целинных участков черноземов на 70-90% и более представлен микроорганизмами, участвующими в превращении органических и минеральных форм азота, причем нитрифицирующие бактерии доминируют над аммонифицирующими, о чем свидетельствует коэффициент минерализации, который изменяется в

пределах 1,4-1,8. Распашка черноземов и длительное (более 30 лет) их агрогенное использование направленности процессов не изменило: численность микроорганизмов, использующих органические и минеральные формы азота, и их соотношение изменялись незначительно, что можно характеризовать как реакцию в пределах зоны гомеостаза. Близкие результаты по микробоценозу были получены в длительном (21-летнем) полевом опыте на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве при сравнительном изучении различных систем удобрения культур севооборота.

21.4 Заключение и предложения по направлениям исследований

Обобщение большого числа исследований (около 100 отечественных и зарубежных публикаций) позволило наметить основные пути сокращения газообразных потерь азота из почвы и удобрений.

- Приближение сроков внесения азотных удобрений к посеву. Это связано с более высокими потерями (до 5 раз) на полях, не занятых растениями.
- Приближение сроков внесения удобрений к периоду начала активного потребления растениями азота.
- Глубокая заделка удобрений. При поверхностном внесении потери всегда больше.
- Локальное внесение удобрений.
- Учет форм азота в удобрениях при выборе способов их внесения. При поверхностном внесении мочевины газообразные потери азота намного больше, чем из аммиачной селитры, но при заделке в почву различия в потерях между удобрениями уменьшаются.
- Сбалансированное минеральное питание растений повышает потребление азота из почвы и удобрений.
- Известкование кислых почв создает более благоприятные для роста растений агрохимические и агрофизические свойства и способствует увеличению поглощения азота и повышению коэффициента использования азота удобрений.
- Применение медленнодействующих азотных удобрений.

Предложения по направлениям исследований сокращения загрязнения окружающей среды соединениями азота

- Выявление размеров газообразных потерь азота из навоза в цепи: ферма - навозохранилище - поле применительно к почвенно-климатическим условиям России.
- Определение изменений агрохимических, физико-химических и биологических свойств почв при длительном применении различных видов навоза для мониторинга экологического состояния агроландшафтов.
- Изучение потоков азота почвы и удобрений, включая газообразные потери, использование растениями, закрепление в почве, вымывание с дренажными водами и степени устойчивости агроэкосистем при использовании навоза (исследования с ^{15}N).
- Оценка качества растениеводческой продукции, получаемой при внесении различных видов органических удобрений.

21.5 Литература

Алейникова Л.Д. Превращение азота люпина в дерново-подзолистых почвах и усвоение его зерновыми культурами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук / Л.Д. Алейникова. - М.: ВИУА, 1979. - 19 с.

Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв / И.П. Бабьева, Г.М. Зенова. - М.: Изд-во МГУ, 1989. - 336 с.

Варюшкина Н.М., Никифорова М.В., Никитина М.М. Превращение азота органических и минеральных удобрений в системе почва-растение / Н.М. Варюшкина, М.В. Никифорова, М.М. Никитина // Бюл. ВИУА. - 1979.- №45. - С. 18-25.

Гамзиков Г.П., Кострик Г.И., Емельянова В.Н. Баланс и превращение азота удобрений / Г.П. Гамзиков, Г.И. Кострик, В.Н. Емельянова. - Новосибирск: Наука. 1985. - С. 61-72.

Державин Л.М. Применение минеральных удобрений в интенсивном земледелии / Л.М. Державин. - М.: Колос, 1992. - 272 с.

Кидин В.В., Ионова О.Н. Превращение в дерново-подзолистой почве и баланс азота разных форм и доз удобрений в условиях длительного лизиметрического опыта / В.В. Кидин, О.Н. Ионова // Агрохимия. - 1993. - №11. - С. 3-20.

Кореньков Д.А. Агроэкологические аспекты применения азотных удобрений / Кореньков Д.А. - М. 1999. - 299 с.

Кудеяров В.Н., Биелек П., Соколов О.А., Кноп К. и др. Баланс азота и трансформация азотных удобрений в почвах / В.Н. Кудеяров, П. Биелек, О.А. Соколов и др. – Пушкино: ОНТИ НЦБИ АН СССР, 1986. - 160 с.

Лаврова И.А. Превращение азота удобрений в системе почва-растение и повышение эффективности: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук / И.А. Лаврова. - М.: ВИУА, 1992. 36 с.

Макаров Н.Б. Газообразные потери азота удобрений на мощных типичных черноземах Курской области / Н.Б. Макаров // Агрохимия. - 1977. - №9. - С. 3-6.

Макаров Б.Н., Макаров Н.Б. Газообразные потери азота почвы и удобрений / Б.Н. Макаров, Н.Б. Макаров // Агрохимия. - 1976. - №12. - С. 120-130.

Макаров Б.Н., Патрикеева Т.А. Суточный ход выделения аммиака и двуокиси азота из почвы / Б.Н. Макаров, Т.А. Патрикеева // Агрохимия. - 1973. - №2. - С. 141-143.

Макаров Б.Н. Газовый режим почвы / Б.Н. Макаров. - М.: Агропромиздат, 1988. - 104 с.

Мамченков И.П., Ташеева Р.М., Васильев В.А. Превращение в почве азота зеленого удобрения, меченого ¹⁵N и использование его растениями / И.П. Мамченков, Р.М. Ташеева, В.А. Васильев // Бюллетень ВИУА. - 1977. - №33. - С. 11-22.

Мовсунов Э.Р. Потери азота в виде аммиака из внесенных в карбонатные почвы азотных удобрений / Э.Р. Мовсунов // Агрохимия. - 1969. - №5. - С. 25-28.

Осипов А.И., Соколов О.А. Роль азота в плодородии почв и питании растений / А.И. Осипов, О.А. Соколов. - С-Пб., 2001. - С. 20-43.

Плященко С.И., Сидоров В.Т., Трофимов А.Ф. Получение и выращивание здоровых телят / С.И. Плященко, В.Т. Сидоров, А.Ф. Трофимов. - Мн.: Ураджай, 1990. 250 с.

Смирнов П.М. Вопросы агрохимии азота / П.М. Смирнов. - М.: МСХА, 1977. - 72 с.

Судаков В.Г. Экологические проблемы эксплуатации свиноводческих ферм и комплексов / В.Г. Судаков // Тезисы докл. международной конференции Баренц. ЕвроАрктич. региона. - Петрозаводск, 1996. - С. 196-197.

22 Полевые исследования по оценке прямых эмиссий N₂O и CO₂ из пахотных и пастбищных почв в Северо-Западном и Центральном регионах России

Н.П. Бучкина¹, Е.Я. Рижия¹, С.И. Зинченко², С.М. Лукин³, Е.В. Балашов¹

¹ГНУ АФИ Россельхозакадемии, г. Санкт-Петербург, Россия

²ГНУ Владимирский НИИСХ Россельхозакадемии, г. Суздаль, Россия

³ГНУ ВНИИОУ Россельхозакадемии, п. Вяткино, Владимирской обл., Россия

E-mail: buchkina_natalya@mail.ru

Аннотация

В статье представлены основные направления исследований, проводимых в Агрофизическом научно-исследовательском институте Россельхозакадемии в области эмиссии закиси азота и углекислого газа из сельскохозяйственных почв. Показано влияние органического вещества почв, минеральных удобрений и обработки почв на эмиссию закиси азота, а также оценена эмиссия этого парникового газа из почв пастбищ.

22.1 Введение

Глобальное изменение климата связывают с усилением естественного атмосферного явления, называемого парниковым эффектом. Из всех известных парниковых газов диоксид углерода (CO₂) и закись азота (N₂O), выделяемые почвой в результате микробиологических процессов, являются наиболее значимыми. Они сохраняются в атмосфере длительное время, поскольку период их жизни исчисляется многими десятилетиями. CO₂ составляет наибольшую долю всех парниковых газов, а N₂O аккумулирует энергию инфракрасного излучения в 310 раз эффективнее CO₂. В сельском хозяйстве более половины объема CO₂ и N₂O, ежегодного поступающего в атмосферу, образуется в результате деятельности почвенных микроорганизмов. N₂O образуется в ходе микробиологических процессов нитрификации и денитрификации, а CO₂ – вследствие микробиологической трансформации органического вещества. Различные сельскохозяйственные мероприятия, такие, как ежегодная обработка почв, внесение минеральных и органических удобрений, запахивание пожнивных остатков и выпас животных, приводят к увеличению эмиссии CO₂ и N₂O из почвы.

Измерение прямых эмиссий CO₂ и N₂O из почв различных регионов России является одним из ключевых шагов при оценке вклада сельского хозяйства страны в общий бюджет парниковых газов. Эта информация необходима для разработки стратегии развития сельского хозяйства государства, выбора рациональных технологий обработки почвы, применения удобрений и севооборотов, ведущих к снижению вклада сельского хозяйства в бюджет парниковых газов без уменьшения урожаев сельскохозяйственной продукции.

Поскольку в России не существует систематических сведений о прямых эмиссиях CO₂ и N₂O из сельскохозяйственных почв различных регионов, то первыми и самыми важными шагами на пути оценки эмиссии парниковых газов из почв любого региона являются выявление влияния на эти эмиссии (1) типа выращиваемых сельскохозяйственных культур (2) количества

азота, вносимого в почву с органическими, минеральными и зелеными удобрениями (3) способа основной обработки почв (4) свойств почв и (5) климатических условий.

В задачи наших исследований входило измерение прямых эмиссий CO_2 и N_2O из пахотных и пастбищных почв северо-западного и центрального регионов России. На пахотных почвах оценивали влияние выращивания различных сельскохозяйственных культур, внесения разных доз азотсодержащих удобрений и использования нескольких способов основной обработки почв на эмиссию парниковых газов из почв. На пастбищах оценивали изменение эмиссии парниковых газов из почв в зависимости от интенсивности выпаса. Помимо этого выявляли влияние климатических условий и свойств почв на эмиссию CO_2 и N_2O из исследуемых почв.

22.2 Объекты и методы

Полевые исследования проводили: (1) на агрофизическом стационаре ГНУ АФИ Россельхозакадемии (п. Меньково Ленинградской области); (2) на экспериментальном полигоне ГНУ Владимирский НИИСХ Россельхозакадемии (г. Суздаль); (3) на полигоне ГНУ ВНИИОУ Россельхозакадемии (п. Вяткино Владимирской области); (4) на пастбище ОПХ «Суйда» в Ленинградской области; (5) на пастбище ЗАО «Эссойла» в республике Карелия.

На агрофизическом стационаре прямые эмиссии CO_2 и N_2O из дерново-подзолистой супесчаной почвы с низкой, средней и высокой степенями окультуренности изучали в 2003-2009 годах. Измерения проводили в течение вегетационного периода при выращивании различных зерновых и пропашных культур. Каждый вариант почв по степени окультуренности включал также делянки с разными дозами минеральных удобрений: контроль (без удобрений), средняя (N 50-80) и высокая (N 90-110) дозы.

На экспериментальном полигоне г. Суздаля с 2008 года изучалось влияние способов основной обработки серой лесной среднесуглинистой почвы на прямую эмиссию N_2O . Опыт, в котором изучали влияние основной обработки почв на урожай сельскохозяйственных культур в 5-польном севообороте, был заложен в 1986 г. Варианты опыта включали участки с ежегодной безотвальной основной обработкой на глубину 6-8 см и 20-22 см, отвальной вспашкой на глубину 20-22 см, и комбинированной обработкой (состоящей из ежегодной мелкой безотвальной обработки на глубину 6-8 см и ярусной вспашки на глубину 28-30 см, проводимой 1 раз за ротацию севооборота).

На экспериментальном полигоне п. Вяткино измерение эмиссии парниковых газов из дерново-подзолистой супесчаной почвы проводилось в многолетнем полевом опыте по изучению органических, минеральных и органо-минеральных систем удобрений в зерно-пропашном севообороте. Схема опыта, заложенного в 1968 г., включала участки, на которые вносили различные дозы навоза, минеральных удобрений, а также участки с совместным внесением органических и минеральных удобрений.

На пастбище в Ленинградской области (ОПХ «Суйда»), где применялся вольный выпас стада из 200 коров, и в республике Карелия (ЗАО «Эссойла») с участково-загонным выпасом стада из 100 коров исследования проводили в 2010 г.

Почвенный покров пастбища в Суйде был представлен разнообразиями дерново-подзолистых и дерново-карбонатных почв, а в Эссойле – выработанными низинными торфяниками (агроземы на глинах).

Прямую эмиссию N_2O и CO_2 из почв измеряли 1-2 раза в неделю на протяжении вегетационного сезона в течение нескольких лет. Определение эмиссии N_2O проводили методом закрытых камер (Бучкина и др., 2008), а CO_2 - абсорбционным методом по Шаркову. Концентрацию N_2O в образцах воздуха из камер определяли на газовом хроматографе, оснащённом детектором электронного захвата. По окончании измерений рассчитывали кумулятивные потоки N_2O и CO_2 из почв за вегетационный период. Одновременно с измерениями эмиссии N_2O и CO_2 определяли также почвенные и климатические параметры, оказывающие влияние на эмиссию этих газов из почв: содержание в почве влаги, доступного азота и углерода, плотность сложения почв, количество осадков, температуру почвы и воздуха по стандартным методикам.

22.3 Результаты

Самые высокие кумулятивные потоки N_2O из дерново-подзолистых супесчаных почв в северо-западном регионе России выявлены при внесении высоких доз азотсодержащих удобрений, особенно при выращивании пропашных культур. В более плотных и увлажнённых почвах борозд складывались более благоприятные условия для протекания процесса денитрификации, что приводило к образованию большего количества N_2O (Рисунок 22.1). Хорошо окультуренные почвы характеризовались более высокими кумулятивными потоками N_2O , чем слабо окультуренные (см. Рисунок 22.1), однако эмиссия N_2O в пересчёте на единицу урожая в хорошо окультуренных почвах была ниже. Эмиссионные факторы для исследованных почв в большинстве случаев не превышали предложенного МГЭИК критического значения 1,25%, однако при выращивании пропашных культур на хорошо окультуренных почвах с высокими дозами минеральных азотных удобрений эмиссионный фактор в отдельные годы достигал 1,8%.

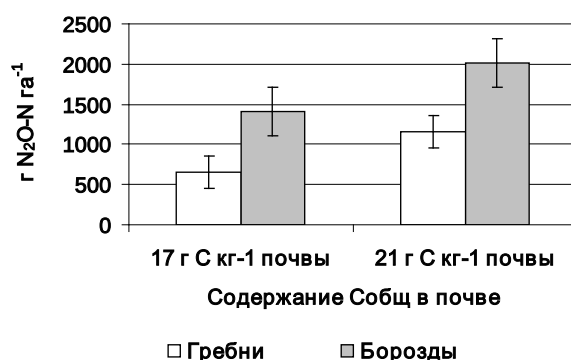


Рисунок 22.1. Кумулятивная эмиссия закиси азота из почвы борозд и гребней при выращивании картофеля на участках с разным содержанием органического вещества в дерново-подзолистой супесчаной почве.

Кумулятивные потоки N_2O достоверно различались при выращивании одной и той же сельскохозяйственной культуры в разные годы, что связано, скорее всего, с существенными различиями в общем количестве и распределении выпавших осадков. Выпадение большого количества осадков сразу после внесения в почвы азотных удобрений в мае и июне способствовало увеличению кумулятивных потоков N_2O из почвы (Buchkina и др., 2010). Из легких дерново-подзолистых почв, расположенных в центральном регионе России, эмиссия N_2O была наибольшей также при внесении высоких доз азота с навозом и удобрениями (при использовании органоминеральной

и высокоинтенсивной систем земледелия). Однако, в 2008 г. достоверные межвариантные различия в кумулятивных потоках N_2O из почв вариантов этого опыта выявлены не были (Таблица 22.1).

Таблица 22.1. Кумулятивные потоки N_2O и CO_2 из дерново-подзолистых супесчаных почв на полигоне ГНУ ВНИИОУ Россельхозакадемии при использовании различных систем удобрений за вегетационный период (апрель – октябрь) в 2008 г.

Вариант	кг $N-N_2O$ га ⁻¹	кг $C-CO_2$ га ⁻¹
Контроль, без удобрений	0,36 ± 0,09	2534 ± 60
Навоз, 10 т га ⁻¹	0,45 ± 0,10	3880 ± 193
Навоз, 20 т га ⁻¹	0,41 ± 0,09	4878 ± 242
N50P25K60	0,44 ± 0,18	2718 ± 109
N25P12K30 + навоз, 5 т га ⁻¹	0,57 ± 0,23	3922 ± 184
N50P25K60 + навоз, 10 т га ⁻¹	0,57 ± 0,21	3565 ± 159
N100P50K120	0,57 ± 0,17	3162 ± 136

Достоверно наибольший кумулятивный поток CO_2 из дерново-подзолистой почвы Владимирской области наблюдали при внесении максимальной дозы навоза (20 т га⁻¹). Внесение азотсодержащих минеральных удобрений не оказывало достоверного влияния на эмиссию CO_2 из этих почв, а снижение дозы навоза и повышение дозы азотсодержащих минеральных удобрений в 2008 г. не привело к достоверному снижению кумулятивного потока CO_2 из этих почв (см. Таблица 22.1).

Наиболее высокие кумулятивные эмиссии N_2O из серых лесных почв центрального региона России за вегетационный период 2009 г. (Рисунок 22.2) отмечены при отвальной вспашке. При двух безотвальных и комбинированной обработке, эмиссия N_2O из тех же почв была в 1,5-2 раза ниже (Buchkina и др., 2009).

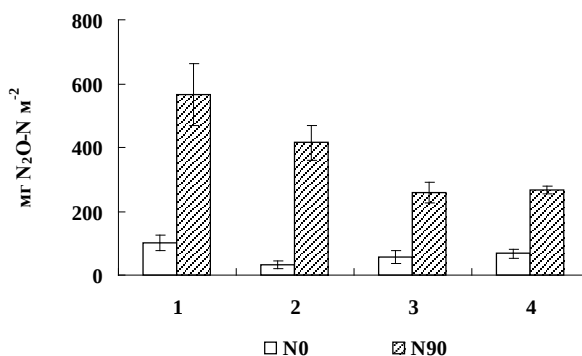


Рисунок 22.2. Кумулятивная эмиссия N_2O из серой лесной среднесуглинистой почвы из вариантов:

1 - ежегодная отвальная вспашка на глубину 20-22 см; 2 - ежегодная безотвальная обработка на глубину 6-8 см; 3 - ежегодная безотвальная обработка на глубину 20-22 см; 4 - комбинированная безотвальная ярусная обработка на глубину 28-30 см.

В течение 100-дневного выпаса коров, как на пастбище в Суйде, так и в Эссойле, эмиссия N_2O была выше в начале сезона и его конце, а в июле и августе, из-за засухи в регионе, наблюдались невысокие эмиссии. Исходя из полученных данных, участки с разной интенсивностью выпаса коров имели

достоверные различия по кумулятивным эмиссиям N_2O . Кумулятивная эмиссия N_2O за 100 дней из почв на участках с высокой интенсивностью выпаса коров была наибольшей и составила 0,9 и 2,7 кг N_2O-N га⁻¹ для почв Суйды и Эссойлы, соответственно. Из почв участков со средней интенсивностью выпаса за то же время выделилось 0,3 и 0,7 кг N_2O-N га⁻¹, а из почв участков со слабой интенсивностью – 0,2 и 0,3 кг N_2O-N га⁻¹ для почв Суйды и Эссойлы, соответственно. Избыток осадков в мае-июне (2 нормы), высокая плотность ($> 1,4$ г см⁻³) и повышенное содержание минеральных форм азота (от 56 до 145 мг кг⁻¹) в почвах Эссойлы в условиях загонного выпаса привели к большему выделению N_2O по сравнению с почвами в Суйде (Рисунок 22.3).

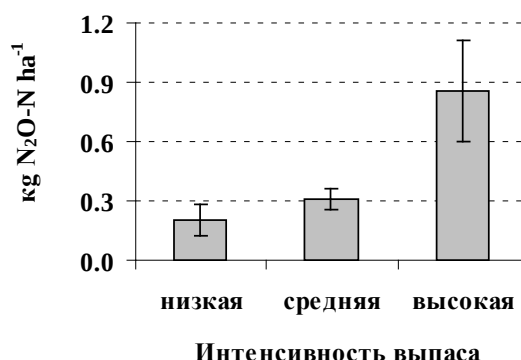


Рисунок 22.3. Кумулятивная эмиссия N_2O из пастбищных почв с разной интенсивностью выпаса за вегетационный сезон 2010 г. (ОПХ «Суйда»).

22.4 Выводы

Легкие сельскохозяйственные почвы как северо-западного, так и центрального районов России не являются источником большого количества N_2O и CO_2 . Риск высоких эмиссий N_2O из этих почв связан с внесением большого количества азотсодержащих минеральных и органических удобрений в переуплотненные влажные почвы. Агротехнологии оказывают существенное влияние на эмиссию N_2O как из легких, так и из тяжелых почв, поскольку являются определяющими при формировании физических свойств пахотного горизонта почв. Строгое соблюдение приемов рационального использования пастбищ, а также перераспределение интенсивности выпаса должны привести к уменьшению эмиссии N_2O из пастбищных почв.

22.5 Литература

- Бучкина Н.П., Балашов Е.В., Рижия Е.Я., Павлик С.В. Мониторинг эмиссии закиси азота из сельскохозяйственных почв: Методические рекомендации / Н.П. Бучкина, Е.В. Балашов, Е.Я. Рижия, С.В. Павлик. СПб, 2008, 20 с.
- Buchkina, N.P., Balashov, E.V., Rizhiya, E.Y. and Smith, K.A. (2010). Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Vol 87, 3: 429-442.
- Buchkina, N.P., Rizhiya, E.Y., Pavlik, S.V., Zinchenko, V.S., Zinchenko, S.I. (2009). N_2O emission from loamy grey soil under different tillage in Vladimir region of Russia // *Proceedings of the 18 Triennial ISTRO conference "Sustainable agriculture"*, June 15-19 2009, Izmir, Turkey, T6-003-1 – T6-003-6.

23 Биогенная нагрузка на Финский залив: проблемы моделирования

С.А. Кондратьев
Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург
E-mail: kondratyev@limno.org.ru

Аннотация

В связи с принятием в 2007 г. Плана действий по Балтийскому морю (ПДБМ) ХЕЛКОМ во всех странах Балтийского бассейна проводятся работы по созданию математических моделей, описывающих формирование биогенной нагрузки ($P_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$) на Балтийское море с водосборной территории. Для оценки биогенной нагрузки с территории России в настоящее время используется модель, разработанная в Институте озераведения РАН. В статье определены направления существенной доработки модели.

23.1 Модель института озераведения

В ноябре 2007 г. на сессии Хельсинкской комиссии ХЕЛКОМ принят План действий по Балтийскому морю ПДБМ (HELCOM..., 2007), который представляет собой долговременную стратегию оздоровления Балтийского моря. Одно из важнейших направлений ПДБМ – разработка мероприятий по снижению поступления в морскую экосистему общего фосфора $P_{\text{общ}}$ и общего азота $N_{\text{общ}}$, способствующих нежелательному эвтрофированию. ПДБМ предполагает в будущем установление платы за избыточное поступление биогенных веществ в Балтийское море от каждой страны. В настоящее время во всех странах Балтийского бассейна проводятся работы по созданию и совершенствованию математических моделей, описывающих формирование биогенной нагрузки на Балтийское море с водосборной территории. Для оценки биогенной нагрузки с территории России в настоящее время используется модель ILLM – *Institute of Limnology Loading Model*, разработанная в Институте озераведения РАН и ориентированная на существующие ограниченные возможности информационного обеспечения со стороны системы государственного мониторинга водных объектов Росгидромета, а также структур государственной статистической отчетности о сбросах сточных вод и сельскохозяйственной деятельности на водосборах в северо-западном регионе РФ (Кондратьев и др., 2010).

Модель учитывает вклад точечных и рассредоточенных источников в формирование биогенной нагрузки на водосбор, позволяет рассчитывать вынос примесей с водосбора с учетом влияния гидрологических факторов и удержания биогенных веществ водосбором и гидрографической сетью, а также принимает во внимание массообмен с атмосферой. Конечным итогом моделирования является количественная оценка биогенной нагрузки на водоем со стороны водосбора и отдельных ее составляющих. Шаг расчетов составляет 1 год, что объясняется именно такой дискретностью исходной информации по основным источникам биогенной нагрузки и требованиями ХЕЛКОМ к снижению среднегодовых значений нагрузки на Балтику. Схема модели представлена на рисунке (Рисунок 23.1).

Модель прошла верификацию на ряде экспериментальных объектов, расположенных на Российской части водосбора Финского залива и успешно

применяется для решения задач оценки выноса биогенных веществ с территорий, не охваченных системой мониторинга, и выбора путей возможного снижения нагрузки на морскую экосистему (Кондратьев, 2011). По результатам выполнения проекта EU BaltHazAR II компонент 2.2 «Создание потенциала в рамках экологического мониторинга для получения данных загрязнения из различных источников, например, для HELCOM PLCs» сделан вывод о том, что «модель ILLM может быть использована для расчетов биогенной нагрузки на Балтийское море с неизученных и малоизученных водосборов».

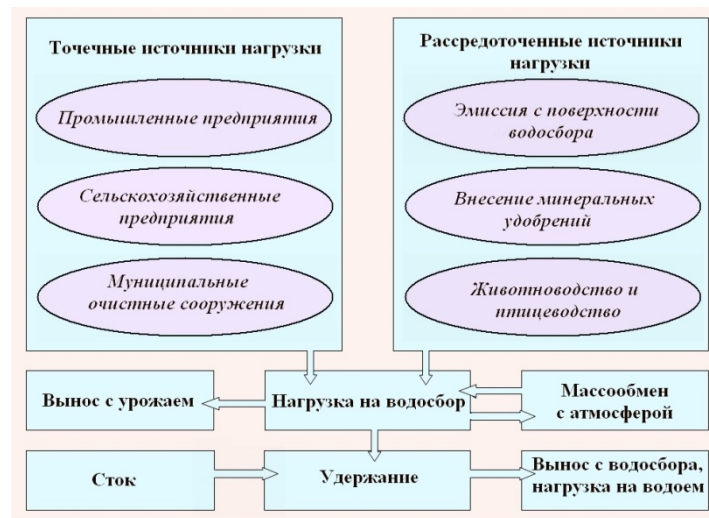


Рисунок 23.1. Схема расчета выноса биогенных веществ с водосбора и формирования внешней биогенной нагрузки на водоемы.

С использованием разработанной модели выполнены расчеты биогенной нагрузки на Финский залив с Российской части водосбора Финского залива (водосборы северных и южных малых притоков, а также рек Нева и Луга). В этом случае нагрузка на Финский залив с его частного водосбора составляет $3127 \text{ т } P_{\text{общ}} \text{ год}^{-1}$ и $15065 \text{ т } N_{\text{общ}} \text{ год}^{-1}$ (Таблица 23.1).

Таблица 23.1. Основные компоненты биогенной нагрузки (т год^{-1}) на Финский залив с частного водосбора (25948 км^2), рассчитанные для среднего многолетнего стока с водосбора (нормы стока) равного 300 мм год^{-1} .

Вещество	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$
Вынос с урбанизированных территорий (рассредоточенное население)	60	692
Эмиссия из почв	397	6515
Массообмен с атмосферой	84	-
Сбросы точечных источников	212	1324
Органические и минеральные удобрения	6357	27269
Всего на водосбор	7110	35800
Вынос с урожаем	2222	15325
Удержание водосбором и гидрографической сетью	1761	5410
Нагрузка на Финский залив	3127	15065
В том числе вклад точечных источников	136	974
В том числе вклад антропогенных рассредоточенных источников	2691	10122
В том числе природная составляющая	300	3969

Нетрудно видеть доминирующую роль рассредоточенных источников биогенной нагрузки: 86% для $P_{общ}$ и 68% для $N_{общ}$ от значения суммарной нагрузки на залив.

Приведенные результаты моделирования являются верхней (максимальной) оценкой биогенной нагрузки на залив с частного водосбора, так как в расчетах использовано предположение о том, что все биогенные вещества, образовавшиеся на животноводческих фермах и птицефабриках, участвуют в формировании нагрузки. Реальная ситуация отличается от гипотетической, однако, неизвестно насколько существенно. После сбора более подробной и достоверной информации о потоках биогенных веществ в пределах изучаемого водосбора сделанная количественная оценка должна быть уточнена.

23.2 Имитационные и прогностические расчеты

Основное направление практического использования моделей формирования нагрузки – это выполнение имитационных и прогностических расчетов. Постановка натурных экспериментов на водоемах и их водосборных бассейнах обычно требует больших затрат времени и средств. Как показывает многолетняя практика, если натурные эксперименты не были подкреплены теоретическими положениями, то полученные на их основе выводы оказываются малоубедительными, нередко противоречивыми и плохо поддаются обобщению, как во времени, так и в пространстве. В подобной ситуации насущной необходимостью становится проведение имитационного моделирования или вычислительного эксперимента с целью «изучения, прогнозирования, оптимизации сложных многопараметрических нелинейных процессов, теоретическое и экспериментальное исследование которых традиционными методами затруднено или невозможно» (Самарский, 1983). С использованием модели ILLM выполнены имитационные расчеты по оценке возможных изменений биогенной нагрузки на Финский залив в зависимости от интенсивности точечных и рассредоточенных источников нагрузки.

Возможное изменение интенсивности точечных источников загрязнения описывалось сценарием развития водопользования и водоотведения в бассейне Финского залива, разработанный в институте Ленводстройпроект (Схема..., 2008) на перспективу до 2026 г. К 2015 г. оценка водоотведения осуществлялась с учетом долгосрочного прогнозирования территориального экономического развития Ленинградской области. На период 2016 – 2025 гг. водоотведение определялось из условий сохранения динамики развития роста производства отраслей экономики предыдущих периодов с учетом рекомендаций «Стратегии развития ВХК России на долгосрочную перспективу». Сделан вывод, что в период расчетной перспективы до 2026 г. в связи со значительным сокращением водозабора общие объемы суммарного водоотведения снизятся с 4508 до 1423 млн. м³ (на 68%). Наибольшие изменения будут иметь место в энергетике – в связи с увеличением доли оборотного водоснабжения, а также с уменьшением забора морской воды на ЛАЭС, водоотведение в этой отрасли снизится на 72%. Несмотря на сохранение высокой доли воды в оборотном водоснабжении, возрастет водоотведение сточных вод во всех отраслях промышленности, в основных отраслях произойдет увеличение суммарного водопотребления на 83%, в прочих отраслях промышленности предполагается увеличение на 86%. В жилищно-коммунальном хозяйстве предполагается уменьшение суточных удельных норм водопотребления за счет сокращения потерь в водопроводных сетях при увеличении численности населения на 2,5%. Развитие отрасли при

таком сценарии не приведет к существенным изменениям водоотведения: до 2015 года предполагается некоторое увеличение сброса сточных вод – до 7%, а в дальнейшем – его уменьшение (Схема..., 2008). Количественная оценка изменения биогенной нагрузки от точечных источников загрязнения на водные объекты частного водосбора Финского залива, соответствующая изложенному сценарию, приведена в таблице (Таблица 23.2). Результаты выполненных оценок позволяют предположить увеличение биогенной нагрузки на водные объекты частного водосбора Финского залива к 2026 г. на 66,82 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 333,18 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹.

Таблица 23.2. Сброс биогенных веществ в водные объекты частного водосбора Финского залива в перспективе до 2026 г. (Схема..., 2008).

Бассейн	Сброшено, т 2006 г.		Расчетный сброс, т 2025 г.	
	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$
Р. Нарва	9,25	70,16	10,14	76,90
в т.ч. р. Плюсса	7,08	62,81	7,54	66,91
Ю.-В. побережье	36,58	239	14,69	95,99
Р. Луга	40,64	320,91	55,03	434,54
Р. Нева, собств.	138,71	659,86	201,88	960,37
С.-В. побережье	45,7	246,4	55,96	301,71
Итого	270,88	1536,33	337,70	1869,51
Увеличение			66,82	333,18

Однако не все биогенные вещества, попавшие на водосбор, достигают Финского залива. Значительная их часть удерживается различными звеньями гидрографической сети. Для расчета удержания химических веществ водосборами и их гидрографической сетью использована разработанная модель. В соответствии с результатами моделирования предполагаемое увеличение биогенной нагрузки на Финский залив с его частного водосбора от точечных источников загрязнения к 2026 г. увеличиться на 42,76 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 246,55 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹ и составит 216,13 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 1383,44 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹ для года средней водности.

23.3 Использование питательных веществ сельскохозяйственными культурами

В рамках настоящего исследования проведена серия имитационных расчетов с использованием модели ILLM, выполненная с целью оценки возможных изменений рассредоточенной биогенной нагрузки на Финский залив при условии совершенствования сельскохозяйственного производства в северо-западном регионе. Предполагалось выведение из биогенного цикла водосбора органического вещества, образовавшегося на прицефабриках и свинофермах за счет совершенствования систем хранения и переработки навоза, а также оптимизация использования минеральных и органических удобрений в сельском хозяйстве Ленинградской обл., их частичное (80%) или полное (100%) усвоение сельскохозяйственными культурами, выращиваемыми на удобряемых полях, и последующий вынос биогенных веществ за пределы водосбора с продукцией сельского хозяйства.

Результаты расчетов приведены в таблице (Таблица 23.3), из которых видно, что биогенная нагрузка на Финский залив с частного водосбора может снизиться до 1295 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 10290 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹, то есть на 59% по фосфору и 32% по азоту относительно условий 2007 г при усвоении 80%

удобрений. При полном усвоении удобрений сельскохозяйственными культурами нагрузка составит 482 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 6277 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹, то есть снизится на 85% по фосфору и 58% по азоту относительно условий 2007 г.

Таблица 23.3. Нагрузка на Финский залив (т год⁻¹) по результатам вычислительного эксперимента с целью оценки последствий оптимизации использования минеральных и органических удобрений в сельском хозяйстве на частном водосборе Финского залива.

Частный водосбор	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$
Современная ситуация (рассчитанная на норму стока)	3127	15066
80% органических и минеральных удобрений переведено в урожай	1295	10290
100% органических и минеральных удобрений переведено в урожай	482	6277
Полный водосбор		
Современная ситуация (рассчитанная на норму стока)	5624	72736
80% органических и минеральных удобрений на частном водосборе переведено в урожай	3792	67960
100% органических и минеральных удобрений на частном водосборе переведено в урожай	2979	63947

Важно отметить, что биогенная нагрузка на Финский залив со всего Российского водосбора при выполнении условий приведенных выше расчетов составит 2979 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 63947 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹, что фактически является выполнением рекомендаций ХЕЛКОМ (HELCOM..., 2007) в отношении допустимой нагрузки на Финский залив (4860 т $P_{\text{общ}}$ год⁻¹ и 106680 т $N_{\text{общ}}$ год⁻¹).

Встает естественный вопрос о возможности усвоения такого количества навоза и помета, образующихся за год на животноводческих комплексах и птицефабриках, сельским хозяйством Ленинградской области. Для ответа на этом вопрос выполнена оценка и сравнение реальной биогенной нагрузки на сельскохозяйственные угодья Ленинградской области в результате внесения минеральных и органических удобрений в 1987 г., возможной биогенной нагрузки, рассчитанной в предположении о том, что все биогенные вещества, содержащиеся в минеральных удобрениях, помете и навозе используются для получения урожая, и нагрузки, рекомендованные ХЕЛКОМ (HELCOM..., 2007).

Как видно из приведенных цифр (Таблица 23.4), гипотетическая ситуация с полным использованием всего органического вещества, образовавшегося на фермах и птицефабриках, вполне реальна. Азотная нагрузка находится в пределах нормативов ХЕЛКОМ. Фосфорная нагрузка превышает нормативное значение на 40%. При этом оба гипотетических расчетных значения биогенной нагрузки (35 кг $P_{\text{общ}}$ га⁻¹ год⁻¹ и 151 кг $N_{\text{общ}}$ га⁻¹ год⁻¹) существенно меньше доз внесения биогенных веществ в 1987 г. (43 кг $P_{\text{общ}}$ га⁻¹ год⁻¹ и 228 кг $N_{\text{общ}}$ га⁻¹ год⁻¹). Из сказанного можно сделать вывод, что практически все биогенные вещества, образовавшиеся в результате птицеводства и животноводства, могут быть эффективно использованы в сельском хозяйстве Ленинградской области для получения более высоких урожаев, изыматься из биогенного круговорота на водосборе и не участвовать в формировании биогенной нагрузки на Финский залив.

Таблица 23.4. Современные, прошлые и нормативные биогенные нагрузки на полевые участки Ленинградской области ($\text{кг га}^{-1} \text{год}^{-1}$).

Вещество	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$
Биогенная нагрузка с удобрениями (минеральными и органическими) на полевые участки Ленинградской области в 1987 г.	43	228
Возможная современная нагрузка на полевые участки водосбора за счет внесения минеральных удобрений и полного использования всего образовавшегося органического вещества	35	151
Биогенная нагрузка с удобрениями на полевые участки в соответствии с нормативами ХЕЛКОМ	25	170

Едва ли такая в настоящее время такая идеальная ситуация возможна в сельском хозяйстве Ленинградской области. Тем не менее, полученный результат выявляет основное направление действий по реальному снижению рассредоточенной биогенной нагрузки на Финский залив с его частного водосбора. Это – оптимизация сельскохозяйственного производства за счет максимального и эффективного использования органического вещества, образовавшегося на животноводческих фермах и птицефабриках, в качестве органических удобрений на полях.

23.4 Рекомендации

Несмотря на определенные успехи, достигнутые в направлении моделирования биогенной нагрузки на Балтийское море с Российской части водосбора, следует признать, что упомянутая выше модель требует дальнейшего усовершенствования, связанного с разрешением следующих проблем.

Оценка роли массообмена с атмосферой при моделировании биогенной нагрузки.

Если для фосфора эта роль незначительна, то для азота наоборот, именно массообмен с атмосферой определяет основные приходные и расходные составляющие баланса азота, как на водосборах, так и в водоемах. В модели ILLM используется гипотеза, предложенная коллегами из Германии: *“According to the standard knowledge at that time, atmospheric deposition + symbiotic N accumulation and denitrification were considered to be equal and left out the balance calculations”* (Behrendt, Dannowski, 2007). Результаты расчетов показывают, что для условий Германии это предположение выполняется. Что касается России, то здесь требуется проведение специальных исследований, чтобы подтвердить или опровергнуть эту гипотезу.

Переход от точки к площади. Модели, описывающие азотный цикл в точке (на небольшой однородной площади), достаточно хорошо развиты (CREAMS, GLEAMS и др., Кондратьев, 2007). Однако для решения задач моделирования биогенного баланса крупных водосборов, биогенной нагрузки на водоемы типа Ладожского озера и Финского залива с площадью водосбора порядка 300000 км^2 необходимо определить процедуру перехода от точечной модели к распределенной, учитывающей пространственную неоднородность параметров подстилающей поверхности и факторов антропогенного воздействия. Кроме того, в нашем случае необходимо принимать во внимание тот факт, что задача решается в условиях крайнего дефицита и низкой достоверности доступных данных государственного мониторинга и статистических служб.

Оценка взаимосвязи составляющих биогенного баланса водосборов и водоемов. Предстоит выяснить, не приведет ли снижение одной из составляющих биогенного баланса водосборов к изменению других. Например, не послужит ли снижение эмиссии в атмосферу причиной возрастания выноса с водосбора со стоком и увеличения биогенной нагрузки на водные объекты. Указанные возможные изменения биогенного баланса водосборов должны быть соответствующим образом отражены в моделях. Кроме того, встает вопрос, как будут реагировать водные объекты на изменения содержания примесей в атмосфере и каким образом изменится их способность удерживать биогенные вещества, поступающие с водосбора.

Сотрудничество в рамках TFRN – один из возможных путей создания более совершенной модели формирования биогенной нагрузки на крупные водоемы, позволяющей давать научно-обоснованные рекомендации по оздоровлению Балтики.

Работа выполнена при поддержке РФФИ проект 12-05-00702-а.

23.5

Литература

Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования / С.А. Кондратьев. – СПб.: Наука, 2007. - 255 с.

Кондратьев С.А. Оценка биогенной нагрузки на Финский залив Балтийского моря с российской части водосбора / С.А. Кондратьев // Водные ресурсы. – 2011. - Т. 38. - №1. - С. 56-64.

Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Рябченко В.А., Дворников А.Ю. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор-водоем (на примере Чудско-Псковского озера) / С.А. Кондратьев, С.Д. Голосов, И.С. Зверев и др. – СПб.: Изд-во «Нестор-История», 2010. - 116 с.

Самарский А.А. Современная прикладная математика и вычислительный эксперимент / А.А. Самарский // Коммунист. – 1983. - №18. - С. 31–42.

Схема территориального планирования Ленинградской области. Водохозяйственные расчеты и балансы. – СПб.: ООО «Ленводстройпроект», 2008. - 311 с.

Behrendt H., Dannowski R. Nutrients and heavy metals in the Odra River system.- Weissensee Verlag Publ., Germany, 2007, 337 p.

HELCOM Baltic Sea Action Plan - Helsinki Commission Publ. Helsinki. Finland. 2007. - 103 p.

24 Эмиссия аммиака из сельскохозяйственных источников в Украине

Л. Моклячук, О. Фурдычко, О. Жукорский, В. Пинчук, О. Минералов, Е. Кейван, А. Марченко
Институт агроэкологии и природопользования НААН, г. Киев, Украина
E-mail: moklyachuk@ukr.net

Аннотация

Проанализированы меры, принятые Украиной в рамках выполнения Женевской конвенции. Согласно динамике поголовья основных видов сельскохозяйственных животных за последние годы, птицеводство остается единственной отраслью, которая стремительно развивается. Разработан способ утилизации отходов птицеводства при напольном содержании птицы, который заключается в получении органоминеральных удобрений.

24.1 Экологическое нормирование

Загрязнение воздуха наносит вред здоровью человека и окружающей среде. С конца 1970-х годов Европейский Союз рассматривает проблему загрязнения воздуха как одну из основных политических проблем. В Украине по данным Национального кадастра антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов (ПГ) за 1990-2010 гг. выбросы ПГ происходят в следующих, установленных МГЭИК, секторах: энергетика; промышленные процессы; использование растворителей и других продуктов; сельское хозяйство; землепользование, изменения в землепользовании и лесное хозяйство (ЗИЗЛХ); отходы (Национальный кадастр за 1990–2010 гг.).

Украина подписала Конвенцию о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния в Женеве в 1979 г., которую ратифицировала в 1980 г. Конвенция вступила в силу в 1983 г. В 2001 г. принят Закон Украины «Об охране атмосферного воздуха». Этим Законом упорядочены взаимоотношения в этой области, и он соответствует системе предупреждения загрязнений и борьбы с ними, а также положениям законодательства Европейского Союза. В соответствии с законом разработан механизм регулирования в области охраны атмосферного воздуха. Во исполнение положений Закона «Об охране атмосферного воздуха» принят ряд решений правительства, которыми утверждены: перечень наиболее распространенных и опасных загрязняющих веществ, выбросы которых подлежат регулированию, и порядок осуществления государственного учета в области охраны атмосферного воздуха.

В рамках выполнения Женевской конвенции Украина ратифицировала в 1985 г. Женевский протокол, касающийся долгосрочного финансирования Совместной программы наблюдения и оценки распространения загрязнителей воздуха на большие расстояния в Европе (ЕМЕР), 1984 г. Протокол о сокращении выбросов серы 1985 года ратифицирован в 1986 г. Протокол по окислам азота 1988 года ратифицирован в 1989 г. Протокол по летучим органическим соединениям (ЛОС) 1991 года Украина подписала в

1991; Протокол по сере 1994 года – в 1994 г.; Протокол 1998 года по стойким органическим загрязнителям – в 1998 г.; Протокол 1998 года по тяжелым металлам – в 1998 г. С целью выполнения требований протоколов Конвенции, в Украине проводится работа по гармонизации законодательства Украины в сфере охраны атмосферного воздуха с законодательством ЕС по сокращению выбросов загрязняющих веществ, вызванных антропогенной деятельностью.

В сфере охраны атмосферного воздуха вводится новая система регулирования выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух от стационарных источников с целью сокращения выбросов загрязняющих веществ, обеспечения доступа общественности к информации о получении разрешения на выбросы загрязняющих веществ от стационарных источников. В рамках выполнения Протокола о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном разработан проект документа «Правила ведения надлежащей сельскохозяйственной практики, которая способствует сокращению выбросов аммиака и утилизации биогаза».

В сельскохозяйственных предприятиях концентрация поголовья и использование традиционных технологий содержания и доения коров сопровождаются загрязнением окружающей среды животноводческими отходами. Решение этой проблемы видится в освоении инновационных технологий хранения и внесения навоза, внедрение которых при соответствии сельскохозяйственного производства международным природоохранным требованиям обеспечит получение дополнительного конкурентного преимущества в части экономии затрат на минеральные удобрения. Усовершенствование технологий утилизации навоза в направлении полного использования физической массы и питательных элементов навоза и помета позволит снизить загрязнение водных источников и уменьшить выделение в окружающую среду аммиака, а также сведение к минимуму периода между разбрасыванием и заделкой навоза. Для уменьшения загрязнения воздуха принимаются меры, направленные на значительное сокращение выделения в окружающую среду аммиака путем совершенствования методики проектирования систем микроклимата; разработки и принятия нормативов выбросов вредных веществ из помещений, переход к использованию замкнутых систем микроклимата за счет использования биологического тепла животных, с применением элементов осушки, очистки и дезодорации воздуха; разработки высокоэффективных технических средств микроклимата животноводческих помещений модульного типа с управлением на базе микропроцессорной техники.

24.2 Выбросы парниковых газов

Выбросы парниковых газов из сельскохозяйственных источников.

Доля сектора «Сельское хозяйство» в совокупных выбросах ПГ составила в Украине в 2010 г. 9%. К основным источникам выбросов в аграрном секторе относятся кишечная ферментация животных и сельскохозяйственные почвы, соответственно 26% и 58% от общих выбросов в секторе. Выбросы в этом секторе в 2010 снизились на 67% по сравнению с 1990 г. и выросли на 3% по сравнению с 2009 г. Резкое сокращение выбросов, прежде всего, связано с уменьшением поголовья скота в сельскохозяйственных предприятиях, количества вносимых в почву удобрений, а также с изменением практики обращения с навозом животных. Это спровоцировал экономический кризис,

который возник в результате распада Советского Союза (Национальный кадастр за 1990–2010 гг.). Определяющим фактором роста выбросов в 2010 г. в сравнении с предыдущим годом является увеличение количества вносимых в почву азотных удобрений с 634,9 до 774,7 тыс. т (на 22%). Как известно, поголовье крупного рогатого скота (КРС) является ключевым фактором, определяющим динамику выбросов от кишечной ферментации. Вследствие распада СССР и последовавшей реорганизации аграрного сектора, поголовье домашнего скота в стране значительно сократилось, в особенности постсоветский кризис затронул сельхозпредприятия. Согласно данным (Рисунок 24.1), в последние годы численность КРС как в общественном, так и в частном секторе продолжает снижаться.

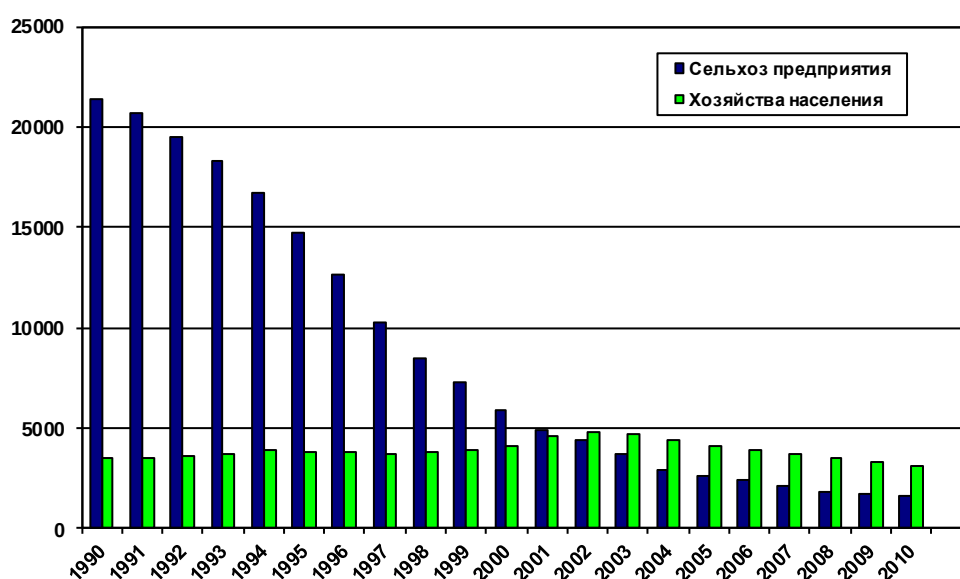


Рисунок 24.1. Среднегодовое поголовье КРС в сельскохозяйственных предприятиях и хозяйствах населения, тыс. Голов.

Общее поголовье КРС в сельскохозяйственных предприятиях в 2010 г. по сравнению с 2009 г. уменьшилось на 97 тыс. голов, в хозяйствах населения – на 195 тыс. голов. В частности, такая же негативная тенденция наблюдается и в племенном секторе скотоводства – молочные коровы и быки производители (Рисунок 24.2) (Животноводство Украины. Статистический сборник, 2011).

Тыс. голов

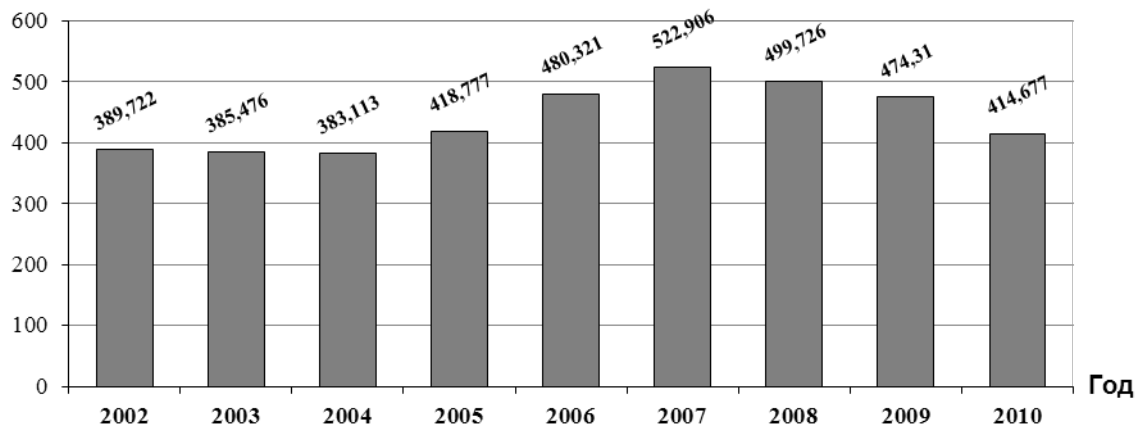


Рисунок 24.2. Динамика племенного поголовья молочного и мясомолочного КРС в Украине, (2002–2010 гг.).

На фоне хронически низкой рентабельности большинства украинских животноводческих хозяйств, невысокого качества мясной продукции, конкуренции между промышленными сельскохозяйственными предприятиями и частными хозяйствами, к дополнительным факторам, повлиявшим на поголовье скота в 2010 г., относятся рост импорта мясной продукции, в частности, говядины. В глобальном ведении животноводства по основным видам сельскохозяйственных животных на протяжении 1992–2006 гг. Украина существенно потеряла позиции. Так, по поголовью КРС Украина в 1992 г. занимала 13 место в мире (23092 тыс. голов), а в 2006 г. – 35 место (6345 тыс. голов). Лидируют по количеству КРС Бразилия (207 200 тыс. голов) и Индия (180 800 тыс. голов) (Materials of the global cattle-stocks of World Resources Institute, 2011).

Категории источников выбросов парниковых газов.

По рекомендации МГЭИК в сельскохозяйственном секторе Украины рассматриваются следующие категории источников выбросов:

- Кишечная ферментация;
- Уборка, хранение и использование навоза (CH_4);
- Уборка, хранение и использование навоза (N_2O);
- Выращивание риса;
- Прямые выбросы N_2O от сельскохозяйственных почв;
- Навоз на пастбищах;
- Непрямые выбросы N_2O в результате использования азота в сельском хозяйстве;
- Непрямые выбросы N_2O в результате уборки, хранения и использования навоза.

Основной вклад в общие выбросы в сельскохозяйственном секторе страны в 2010 г. вносили категории «Кишечная ферментация» (8814 тыс. т CO_2 -экв) и «Прямые выбросы N_2O от сельскохозяйственных почв» (14473 тыс. т CO_2 -экв), составляя, соответственно, 26% и 42% суммарных выбросов по сектору. На долю метана в 2010 г. приходилось 30% общих выбросов, на долю N_2O – 70%, соответственно (Национальный кадастр за 1990–2010 гг.).

Выбросы ПГ в разрезе категорий сектора сельского хозяйства в динамике приведены на рисунке (Рисунок 24.3).

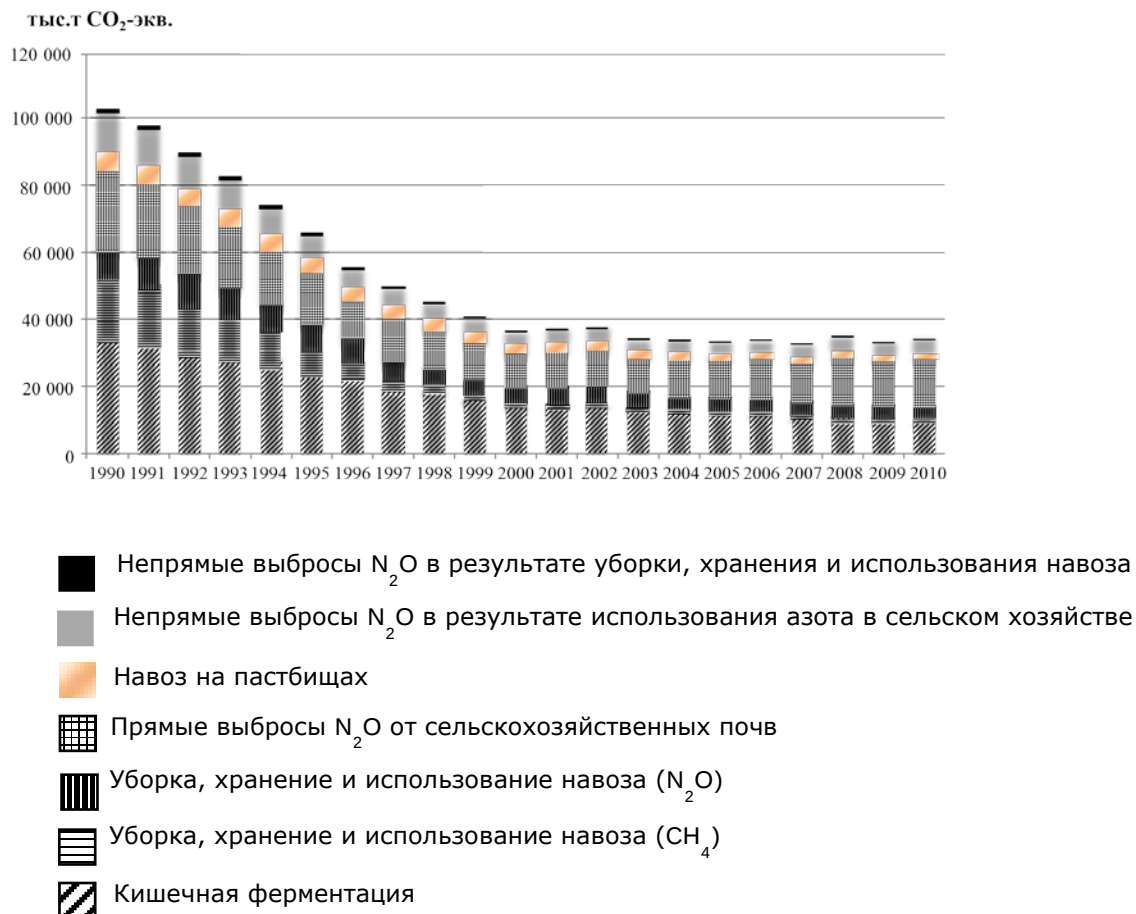


Рисунок 24.3. Выбросы ПГ в разрезе категорий сектора сельского хозяйства в динамике (Национальный кадастр за 1990–2010 гг.).

Категория «Непрямые выбросы в результате уборки, хранения и использования навоза» является дополнительной, поскольку не входит в перечень предлагаемых МГЭИК категорий (Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК, 2006). Выбросы в данной категории были учтены в целях обеспечения требований к полноте данных.

24.3

Выбросы аммиака

Исходя из данных информационной базы о поголовье сельскохозяйственных животных Украины (Животноводство Украины, 2011) и согласно методике (Правила расчета выбросов, 2008) рассчитаны показатели выбросов аммиака в животноводстве в 2010 году (Таблица 24.1).

Таблица 24.1. Показатели выбросов аммиака в животноводстве в 2010 году.

Вид животных	Источник выбросов	Выбросы от навоза, тыс. т/год
КРС	Системы содержания с выходом:	
	жидкого навоза	61,98
	твердого навоза	88,51
	пастбищное содержание	12,03
Свиньи	Системы содержания с выходом:	
	жидкого навоза	54,78
	твердого навоза	78,30
Куры	клеточное содержание	19,65
	напольное содержание	17,57
	система свободного выгула	29,50
Лошади		2,19
*МРС		0,819
Всего	–	365,3

*МРС – мелкий рогатый скот

24.4

Птицеводство

Согласно динамике поголовья основных видов сельскохозяйственных животных за последние годы, птицеводство остается единственной отраслью, которая стремительно развивается в Украине (общее поголовье птицы в течение 2006–2011 увеличилось на 39% и составляет 228 720 тыс. голов, Рисунок 24.4) (Животноводство Украины, 2012).

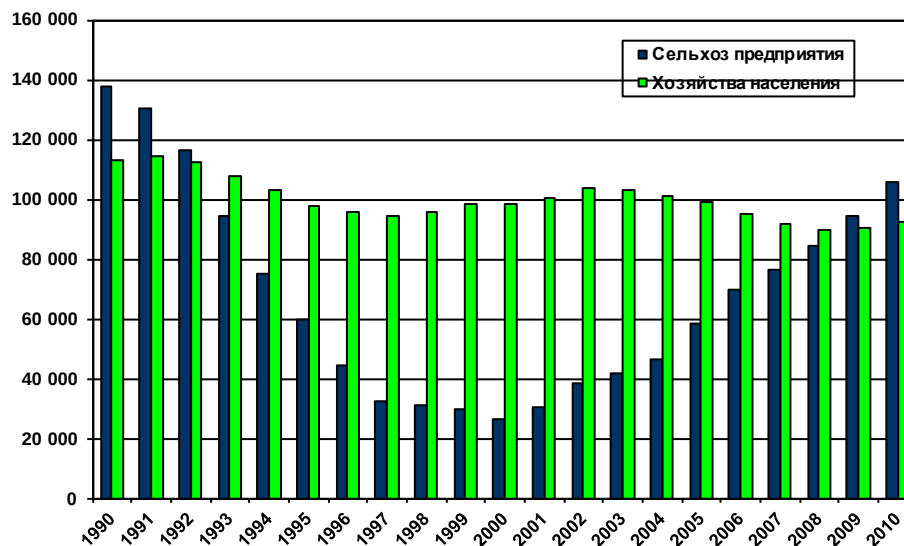


Рисунок 24.4. Среднегодовое поголовье птицы в сельскохозяйственных предприятиях и хозяйствах населения, тыс. Голов.

Соответственно число отходов в этой отрасли увеличилось и составляет 31% от общего числа отходов животноводства. При нынешних темпах развития птицеводство может стать основным источником загрязнения окружающей среды отходами животноводства (Рисунок 24.5).

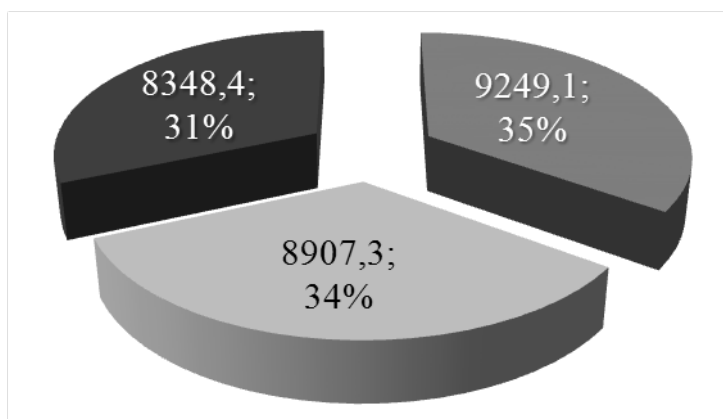


Рисунок 24.5. Общее количество (тыс. т) и структура отходов животноводства в Украине по видам сельскохозяйственных животных в 2011 г. (%).

В Институте агроэкологии и природопользования проведены исследования выбросов загрязняющих вещества птицекомплексами. Бройлерное птицеводство больших птицекомплексов представляет собой четкую структуру взаимосвязанных подразделений, обеспечивающих выращивание цыплят-бройлеров с первого дня до убойного возраста 45 дней. Например, на 37 бройлерных фермах крупного птицекомплекса, при нормативной плотности поголовья, одновременно содержится более 9,0 млн цыплят-бройлеров разных возрастов. Оптимальные условия по содержанию позволяют за 45 дней получить цыплят с живым весом 2,6 кг. Коэффициент соотношения количества затраченного корма и полученного живого веса птицы составляет 1,9 и соответствует среднеевропейскому показателю. В среднем на птицекомплексах с 2007 по 2009 год выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух увеличились на 30,1%, в частности аммиака – с 58,3 до 88,1 т/год (Таблица 24.2) (Марченко А.А., 2010).

Таблица 24.2. Общие выбросы загрязняющих веществ и парниковых газов птицекомплекса (37 бройлерных ферм) в атмосферный воздух.

Загрязняющие вещества	Фактические выбросы, т/год			%, увеличения
	2007	2008	2009	
Вещества в виде твердых суспендированных частиц	88,8	153,0	158,3	78,4
Соединения азота	170,7	233,2	235,0	37,7
в т.ч. аммиак	58,3	87,2	88,1	51,3
Соединения серы	4,9	5,3	4,0	
в т.ч. сероводород	3,9	5,3	4,0	3,2
Оксид углерода (CO)	273,2	274,5	275,4	0,7
Формальдегид	3,8	4,2	4,8	28,8
Метан	38,7	78,1	78,8	103,5

Аналогичное положение с выбросами загрязняющих веществ в птицеводстве при хранении твердых отходов, т.к. поступление помета от кур-несушек взрослого стада составляет 150–160 г в сутки на 1 гол., что в итоге приводит к получению твердых отходов в количестве до 5,7 млн т/год.

Нами разработан способ утилизации отходов птицеводства при напольном содержании птицы, который заключается в получении органоминеральных удобрений. На первом этапе сточные воды птицефабрики обрабатывают коагулянт – полиалюминийхлоридом в количестве 100-150 мг Al_2O_3 /л, очищенную воду отделяют от осадка и направляют на повторное использование. В качестве твердых отходов птицеводства используют смесь птичьего помета, подстилки и осадка сточных вод. Для подстилки применяют опилки и/или торф. Органоминеральные удобрения получают смешиванием органических отходов с нетоксичным органическим растворителем для растворения оболочки яиц гельминтов в количестве 0,01-0,02 кг/кг твердых отходов. Добавляют минеральные компоненты – оксид кальция, борную кислоту, сульфаты Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, молибдат аммония. С целью улучшения качества удобрений разработан способ получения гранулированных органических удобрений обработкой помета соединениями типа полиэтиленгликоль марок ПЭГ 1500-6000. В результате получают гранулированное органическое удобрение с содержанием NPK =2:3:3 и отсутствием патогенных микроорганизмов и птичьих клещей. Составляющие органоминерального удобрения позволяют предотвратить разложение мочевины с преждевременным выделением аммиака (Патенты Украины №45772, №48368, №48369, №55098).

Внедрение наших исследований на птицефабрике по бройлерному производству, позволило наладить переработку скопившихся отходов и предотвратить недовольство обитателей окружающих населенных пунктов. Компания успешно прошла инспекцию Еврокомиссии по системе НАССР, в процессе которой не было выявлено нарушений и подтверждено соответствие всех процессов на производстве европейским требованиям и директивам. В рамках программы развития птицекомплекса ведется строительство еще 10 бройлерных ферм.

Проведенные исследования подтверждают приоритетное значение развития птицеводства в Украине, которое вызовет значительное увеличение отходов именно в этой области. Внедрение наших разработок даст возможность птицефабрикам не только значительно уменьшить выбросы целого комплекса загрязнителей в атмосферный воздух, но и получать дополнительную прибыль за счет реализации экологически безопасных органоминеральных удобрений, а также предотвратить недовольство обитателей окружающих населенных пунктов.

24.5 Литература

Национальный кадастр антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями ПГ в Украине за 1990-2010 гг.

http://climategroup.org.ua/upl/UKR-2011-NIR_final0427.pdf

Животноводство Украины. Статистический сборник. - Киев, 2011. – 202 с.

Materials of the global cattle-stocks of World Resources Institute.

<http://earthtrends.wri.org>.

МГЭИК 2006, Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов МГЭИК, 2006 г., Подготовлено Программой МГЭИК по национальным кадастрам парниковых газов, Игглестон Х.С., Буэндиа Л., Мива К., Нгара Т. и Танабе К. (редакторы). Опубликовано: ИГЕС, Япония.

Правила расчета выбросов от животноводческих комплексов, звероферм и птицефабрик. Технический кодекс установившейся практики. – Минск, 2008.– 46 с.

Животноводство Украины. Статистический сборник. - Киев, 2012. – 211 с.

Марченко А.А. Птицеводство – прогрессирующий загрязнитель атмосферного воздуха / А.А. Марченко //Агроэкологический журнал. – 2010.- №3.– К.,– С. 34–38.

Патент Украины на полезную модель 45772. Кл. C02F 9/08, C02F 1/02, C02F 1/32. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ очистки и обеззараживания сточных вод. Оpubл. 25.11.2009. Бюл. № 22.

Патент Украины на полезную модель 48368. Кл. C02F 11/04, C02F 1/56, C02F 103/02. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ обработки осадков станций очистных сооружений. Оpubл. 10.03.2010. Бюл. № 5.

Патент Украины на полезную модель 48369. Кл. C05F 3/00, C05F 15/00, C05G 1/00. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ получения органо-минерального удобрения. Оpubл. 10.03.2009. Бюл. № 5.

Патент Украины на полезную модель 55098. Кл. C05F 3/00, C05F 15/00, C05G 1/00. Минералов О.И., Марченко А.А., Герман В.В. и др. Способ получения гранулированного органического удобрения. Оpubл. 10.03.2009. Бюл. № 5.

25 Баланс азота в Крымском регионе Украины: состояние проблемы и первые шаги

Е. Евстафьева¹, Н. Сологуб², С. Тымченко¹, О. Старцева²

¹Отдел экологических рисков Центральной научно-исследовательской лаборатории, Крымский государственный медицинский университет

²Республиканский комитет по охране окружающей природной среды в Автономной республике Крым

E-mail: e.evstafeva@mail.ru

Аннотация

Описано текущее состояние проблемы баланса азота в Крымском регионе Украины и некоторые из его составляющих: данные по эмиссиям оксида азота и аммиака, нагрузкам минеральных и органических удобрений на почву, содержанию их в грунтовых водах, осадках. Рассчитаны критические нагрузки по кислотности и эвтрофикации для Крымского региона и лесных экосистем Украины с использованием картографической модели ЕМЕР. Выявлено влияние на здоровье населения на промышленных территориях (г. Красноперекопск): корреляции уровней диоксида азота и аммиака в выбросах с заболеваниями сердечно-сосудистой и дыхательной систем, врожденными аномалиями, новообразованиями.

25.1 Методика расчета

Эмиссии аммиака (NH₃) и окислов азота (NO_x) значительно увеличились во второй половине 20 века. Известно, что аммиак является летучим соединением, образующимся в результате сельскохозяйственного производства, в частности, интенсивного земледелия и животноводства. Окислы азота в основном образуются при использовании горючего в автомобилях, топлива в промышленном производстве и при отоплении жилищ. Все эти источники представлены на территории крымского полуострова Украины.

Для решения проблемы нарушения баланса азота в естественных и полуестественных экосистемах во всем мире и, в особенности, в Центральной и Западной Европе, характеризующейся высоким атмосферным выпадением азота, европейская Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха (LRTAP) разработала и предложила научно обоснованные методические подходы. Украина является участником LRTAP Конвенции. Практическое использование европейских методик расчета критических нагрузок и определения их превышений относительно тяжелых металлов выполнялось в течение 7 лет инициативной группой крымских ученых в Автономной республике Крым совместно с Республиканским комитетом по охране окружающей природной среды. Крымский полуостров является территорией с высоким географическим разнообразием природных и антропогенных условий. Например, здесь имеется порядка 400 типов почв, и опыт экологического нормирования в этом регионе может быть полезен и для других территорий Украины и соседних стран.

В настоящее время в этом регионе начаты также работы по азотному балансу. Первым шагом этой работы явилось определение критических

нагрузок эвтрофикации и кислотности, согласно методикам, практического руководства (UBA, 2004) по формулам:

а) Выщелачивание кислотонейтрализующей способности (ANC):

$$ANC_{le,crit} = -Q([H]_{crit} + K_{gibb}[H]^3_{crit})$$

где

$ANC_{le,crit}$ – критическое выщелачивание, г-экв/га/год,

Q – избыток осадков, м³/га/год,

$[H]_{crit}$ – критическая концентрация протонов (=0,1 экв. м⁻³, что соответствует pH 4,0),

K_{gibb} – гиббситовый коэффициент, м⁶/г-экв² (=300) (UBA, 2004).

б) для кислотности:

$$CL(A) = BC_w - ANC_{le,crit}$$

где

$CL(A)$ – критическая нагрузка кислотности,

BC_w – эрозия основных катионов, г-экв/га/год. $BC = Ca + Mg + K + Na$

$ANC_{le,crit}$ – критическое выщелачивание, г-экв/га/год.

в) Максимальные и минимальные критические нагрузки серы и азота

$$CL_{max}(S) = BC_{dep} - BC_u + CL(A)$$

$$CL_{min}(N) = N_u + N_i$$

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S)/(1-f_{de})$$

где

$CL_{max}(S)$ – максимальные критические нагрузки серы;

BC_{dep} – отложение основных катионов, г-экв/га/год;

BC_u – поглощение основных катионов растительной биомассой, г-экв/га/год;

$CL(A)$ – критическая нагрузка кислотности;

$CL_{min}(N)$ – минимальные критические нагрузки азота;

N_u – чистое удаление N через растительные заготовки и животных (г-экв/га/год);

N_i – долгосрочная иммобилизация почвенного азота, г-экв/га/год;

$CL_{max}(N)$ – максимальные критические нагрузки азота;

f_{de} (denitrification fraction) – доля денитрификации как функция дренажа почвы, - величина, связанная с типом почвы и принимаемая равной 0,1 для почв легкого гранулометрического состава без процессов оглеения, 0,5 – для песчаных оглееных почв, 0,7 – для почв тяжелого гранулометрического состава, 0,8 – для торфяных.

д) для питательного азота:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + (N_{le(acc)})/(1-f_{de})$$

где

$CL_{nut}(N)$ – критическая нагрузка питательного азота, (г-экв/га/год);

$N_{le(acc)}$ – допустимое выщелачивание азота.

25.2 Расчет критических нагрузок для лесных земель

Критические нагрузки для лесных земель определялись для сети ЕМЕР (50 x 50 км²). Они рассчитывались на основе данных о почвах и землепользовании с учетом таких показателей, как температура, количество осадков, депозиции основных катионов и др. (табл. 1-3). Так, при среднегодовой температуре иммобилизация азота составляла 71,4 г-экв/га/год. При содержании глины 10,5% f_{de} принимался равным 0,1, а при содержании глины 32,5% - 0,7 г-экв/га/год. При этом критические нагрузки азота для хвойных, смешанных и лиственных лесов составили 0,0143, 0,02095 и 0,0276 (г-экв м⁻³) соответственно. Лесные и луговые экосистемы находятся в южной и северо-западной частях территории Крымского полуострова. Расчет критических нагрузок и их картирование, принимая во внимание природную экосистемную гетерогенность, показала две градации нагрузок питательного азота (Рисунок 25.1).

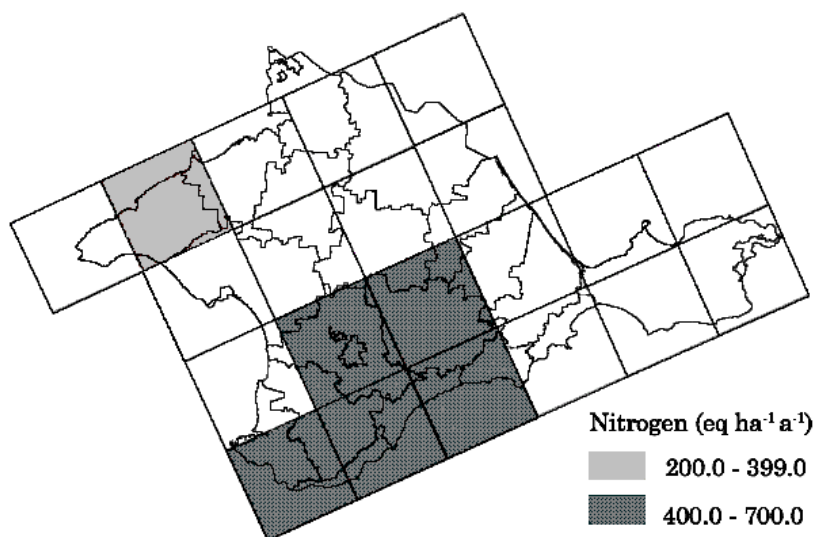


Рисунок 25.1. Критические нагрузки питательного азота на лесные и луговые экосистемы Крымского полуострова.

Совместно с российскими коллегами (В. Башкин, И. Припутина, А. Танканаг) были рассчитаны критические нагрузки для эвтрофикации и кислотности для всей лесной территории Украины. Следует отметить, что их вариации на всей территории Украины в сравнении с данными экспертов Конвенции LRTAP существенно различались (Таблица 25.1).

Таблица 25.1. Максимальные и минимальные критические нагрузки для NO_x и питательного азота.

Источник данных	Критические нагрузки		
	CL _{min} (N) (экв га ⁻¹ год ⁻¹)	CL _{max} (N) (экв га ⁻¹ год ⁻¹)	CL _{nut} (N) (экв га ⁻¹ год ⁻¹)
Национальные данные	334,40-677,90	635,00-7632,20	390,96-1390,75
CCE данные	35,7-551,9	2586,2-11423,6	61,2-460,1

Примечание: CCE –координационный центр по эффектам Конвенции (CCE, 2010).

25.3

Выбросы азота и окислов серы

Определение критических нагрузок и баланса азота является очень важным в Крымском регионе Украины, поскольку этот регион представляет собой одновременно и рекреационную, и туристическую, и сельскохозяйственную, и промышленную (главным образом северный Крым) территории. Последняя вмещает в себя несколько энергоемких предприятий, деятельность которых сопровождается выбросами в атмосферу большого количества загрязнителей, включая прежде всего окислы азота и серы. Значительная часть атмосферного загрязнения представлена выбросами многочисленных теплоэлектростанций (Рисунок 25.2).



А



Б

Рисунок 25.2. Выбросы загрязняющих веществ от стационарных (А) и передвижных (Б) источников.

Эти данные (см. Рисунок 25.2) показывают, что среднегодовые эмиссии изменялись на протяжении 7 последних лет (2004 по 2010 гг.) с 2,082 до 5,848 тыс. т для стационарных источников (Рисунок 25.2 А). Но большую часть эмиссий окислов азота и серы в Крыму составили эмиссии от мобильных источников (см. Рисунок 25.2 Б), особенно для NO_x . Несмотря на такое изменение эмиссий, общая тенденция выражалась в увеличении суммарной эмиссии NO_x . Осадки на протяжении 1996-1997 гг. на заповедных территориях Крыма по данным Гидрометеорологического государственного комитета содержали 0,21-2,06 мг/л NH_4 и 0,15-5,21 мг/л NO_3 .

Кроме наличия промышленности как источника атмосферного загрязнения окислами азота, серы, аммиака Крым является регионом интенсивного сельскохозяйственного использования.

Внесение минеральных удобрений в почву в течение последних 20 лет на Крымском полуострове снижалось, и, если в 1990 г. оно составило 106 кг/га, то в 2010 г. уменьшилось до 44 кг/га, то есть на 41,5%. Внесение органических удобрений уменьшилось более значительно: с 8,2 до 0,8 кг/га (Сафонова, Молокова, 2012). Несмотря на это, содержание NO_x в подземных водах часто остается превышающим национальные нормативы (ПДК) в несколько раз.

25.4 Исследования экологических рисков для здоровья человека

Эмиссии азота способны влиять на здоровье человека. Анализ заболеваемости населения за период 1990-1999 гг. в промышленном г. Красноперекоске показал существенные корреляции для фарингита ($r=0,75$, $p<0,02$); бронхита ($r=0,84$, $p<0,01$); врожденных аномалий ($r=0,73$, $p<0,02$); новообразований ($r=0,92$, $p<0,001$); психических заболеваний ($r=0,74$, $p<0,02$); заболеваний сердечно-сосудистой системы ($r=0,59$, $p<0,10$) с выбросами NO_2 ; для сердечно-сосудистых заболеваний ($r=0,73$, $p<0,03$); врожденных аномалий ($r=0,68$, $p<0,05$) с эмиссией NH_3 .

В соответствии с оценками экспертов Конвенции LRTAP (ССЕ, 2010) в 2010 г. на южной и северной территориях Крымского полуострова выявлялись превышения критических нагрузок для азота.

Таким образом, проблема определения баланса азота и аспекты его влияния на здоровье человека являются весьма актуальной темой для территории Крымского полуострова. Известны многочисленные данные о влиянии нитратов на практически все системы организма (Опополь, Добрянская, 1986). Суточный рацион человека, содержащий по нитрат-иону в Беларуси - 74-182 мг, в Молдове - 90-101 мг, в Узбекистане - 240 мг, на Украине - 167 мг, оценивается как относительно высокий и влияющий на здоровье людей (Опополь, 1991).

В Крымском регионе в течение последних 15 лет проводятся комплексные исследования по оценке экологического риска для здоровья. Они включают как анализ данных медицинской статистики в сопоставлении с превышениями критических нагрузок приоритетных загрязнителей, так и использование более тонких физиологических подходов, анализирующих функциональное состояние систем в связи с воздействием поллютантов. Апробация этих подходов в свое время была проведена на более масштабных территориях России и Украины. Она, в частности, показала, что уровень нагрузки от внесения минеральных удобрений на поля в меньшей

степени, чем, например, от применения пестицидов, но в большей степени, чем от внесения органических удобрений, способен влиять на физиологическое состояние организма (Евстафьева, 1996) Это подтверждает дисперсионный анализ данных эколого-физиологического мониторинга. Наиболее значимые величины критерия Фишера (1,64-3,48) отмечены для 7 параметров крови, характеризующих состояние механизмов защиты и обменные процессы в организме, преимущественно азотистый баланс. При этом уровень доверительной вероятности колебался в пределах 80-94%, а более высокому уровню (>200 кг/га) нагрузок минеральных удобрений на пашню соответствовали более высокие значения показателей липидного обмена (Евстафьева, 1996).

Таким образом, проблема определения азотного дисбаланса и его влияния на экосистемы и, в конечном итоге, на здоровье населения в Автономной республике Крым является актуальной как в плане решения региональных медико-экологических проблем важного во всех отношениях региона Украины, так и в плане использования данного опыта на других территориях. Предприняты только первые шаги. Для успешного продвижения в этом направлении требуется организационная и финансовая поддержка соответствующих ведомств и государственных учреждений и более активное использование международного опыта.

25.5 Литература

Евстафьева Е.В. Физиологическое и биогеохимическое обоснование проблемы адаптации человека в различных условиях среды обитания: автореф. дисс...д-ра биол. наук / Е.В. Евстафьева. – М.:РУДН. – 1996.- 32 с.

Опополь Н.И. Нитратное загрязнение растительных продуктов питания как гигиеническая проблема / Н.И. Опополь // Здравоохранение. - 1991. – №1. - С. 23-27.

Опополь Н.И., Добрянская Е.В. Нитраты: гигиенические аспекты проблемы / Н.И. Опополь, Е.В. Добрянская. - Кишинев: Гигиена. - 1986. - 115 с.

Сафонова В.И., Молокова Н.В. Эффективность возделывания зерновых культур в агроформированиях АР Крым / В.И.Сафонова, Н.В.Молокова.// Наукові праці Південного філіалу Національного Університету біоресурсів і природокористування України «Кримський агротехнологічний університет» . Економічні науки. Вип.141. – 2012. – С. 187-197.

Critical Loads of Nitrogen and Dynamic Modeling. CCE Progress Report / Netherlands Environmental Assessment Agency, 2010.

Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends / Berlin: UBA, 2004.
<http://www.icpmapping.org>

Приложение 1. Список участников TFRN-7

Фамилия	Имя	Организация	Страна	E-mail
Afanasyev	Alexey	SZNIIMESH	Russian Federation	otdel9@sznii.ru
Albrektsen	Rikke	Aarhus University	Denmark	rial@dmu.dk
Amon	Barbara	Leibniz Institute for Agricultural Engineering	Germany	bamon@atb-potsdam.de
ApSimon	Helen Mary	Imperial College London	United Kingdom	h.apsimon@imperial.ac.uk
Balashov	Eugene	Agrophysical Research Institute	Russian Federation	Eugene_Balashov@yahoo.co.uk
Bittmann	Shabtai	Agriculture and Agri-Food Canada	Canada	bittmans@agr.gc.ca
Bors	Maria	State Ecological Inspectorate	Moldova	valtapis@gmail.com
Bryukhanov	Alexander	SZNIIMESH	Russian Federation	sznii@yandex.ru
Buchkina	Natalia	Agrophysical Research Institute	Russian Federation	natalya_buchkina@yahoo.com
Budňáková	Michaela	Ministry of Agriculture of the Czech Republic	Czech Republic	budnakova@mze.cz
Čermák	Pavel	Crop Research Institute	Czech Republic	pavel.cermak@vurv.cz
De Marco	Alessandra	ENEA	Italy	alessandra.demarco@enea.it
Dedina	Martin	Research Institute of Agricultural Engineering	Czech Republic	martin.dedina@vuzt.cz
Dickens	Roald	Department of the Environment Food and Rural Affairs	United Kingdom	roald.dickens@defra.gsi.gov.uk
Dirnböck	Thomas	Environment Agency Austria	Austria	thomas.dirnboeck@umweltbundesamt.at
Dragoi	Dan Gabriel	National Administration Romanian Waters	Romania	gabriel.dragoi@rowater.ro
Durkin	Mikhail	Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki Commission)	Finland	mikhail.durkin@helcom.fi
Esserkepova	Irina	Kazakh Research Ecology and Climate Institute	Kazakhstan	iyesserkepova@mail.ru
Evstafyeva	Helene	Crimean State Medical University	Ukraine	e.evstafeva@mail.ru
Fedorova	Zoya	All-Russian Research Institute of Farm Animal Genetics and Breeding	Russian Federation	vitko2007@yandex.ru
Geupel	Markus	Federal Environment Agency Germany	Germany	markus.geupel@uba.de
Golovina	Natalia	SRI "Atmosphere"	Russian Federation	sriatm@yandex.ru
Groenestein	Karin	Wageningen UR Livestock Research	The Netherlands	karin.groenestein@wur.nl
Gyldenkaerne	Steen	Aarhus University	Denmark	sgy@dmu.dk

Фамилия	Имя	Организация	Страна	E-mail
Heldstab	Juerg	INFRAS	Switzerland	juerg.heldstab@infras.ch
Holland	Michael	EMRC (self-employed)	United Kingdom	mike.holland@emrc.co.uk
Howard	Clare	Centre for Ecology and Hydrology/University of Edinburgh	United Kingdom	cbritt@ceh.ac.uk
Huso	Bjørn	Norwegian Agricultural Authority	Norway	bjorn.huso@slf.dep.no
Ignatyeva	Julia	SRI "Atmosphere"	Russian Federation	sriatm@yandex.ru
Ioana	Felicia	Ministry of Environment and Forests of Romania	Romania	felicia.ioana@mmediu.ro
Johnes	Penny	University of Reading	United Kingdom	p.i.johnes@reading.ac.uk
Kakareka	Sergey	Institute for Problems of National Resources Use & Ecology National Academy of Science of Belarus	Belarus	kakareka@ns.ecology.ac.by
Kondratyev	Sergey	Institute of Limnology	Russian Federation	kondratyev@limno.org.ru
Kozlova	Natalia	SZNIIMESH	Russian Federation	natalia.kozlova@sznii.ru
Kremer	Annemiek	Eurostat	Germany	Annemiek.KREMER@ec.europa.eu
Krutko	Siarhei	Institute of Land Reclamation	Belarus	s708@mail.ru
Laptev	George	BIOTFOF Joint-Stock Company	Russian Federation	biotroph@rambler.ru
Leip	Adrian	European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability	Germany	adrian.leip@jrc.ec.europa.eu
Levchenko	Larisa	SZNIIMESH	Russian Federation	nii@sznii.ru
Lukin	Sergey	State Scientific Institution the All-Russia Research Institute of Organic Fertilizer and Peat	Russian Federation	vnion@vtsnet.ru
Maas	Rob	RIVM	The Netherlands	rob.maas@rivm.nl
Maximov	Dmitry	SZNIIMESH	Russian Federation	maximov@sznii.ru
Menzi	Harald	School of Agricultural, Forest and Food Sciences HAFL	Switzerland	harald.menzi@bfh.ch
Minin	Vladislav	SZNIIMESH	Russian Federation	minin.iamfe@mail.ru
Misselbrook	Thomas	Rothamsted Research	United Kingdom	tom.misselbrook@rothamsted.ac.uk
Moklyachuk	Lidiya	Institute of Agroecology and Environmental Economy	Ukraine	moklyachuk@ukr.net
Morozova	Irina	SRI "Atmosphere"	Russian Federation	sriatm@yandex.ru
Mounsey	Jerome	Department of Agriculture, Food and the Marine (Ireland)	Ireland	jerome.mounsey@agriculture.gov.ie в данное время: jerome.mounsey@ec.europa.eu

Фамилия	Имя	Организация	Страна	E-mail
Negulescu	Mihaela Cristina	Ministry of Environment and Forests of Romania	Romania	cristina.negulescu@mmediu.ro
Oenema	Oene	Alterra	The Netherlands	oene.oenema@wur.nl
Ogluzdin	Alexander	SZNIIMESH	Russian Federation	nii@sznii.ru
Paun	Mihaela Claudia	Ministry of Environment and Forests of Romania	Romania	mihaela.ciobanu@mmediu.ro
Popov	Vladimir	SZNIIMESH	Russian Federation	popov_vd@mail.ru
Rizhiya	Elena	Agrophysical Research Institute	Russian Federation	alenarizh@yahoo.com
Romanenko	Lydia	All-Russian Research Institute of Farm Animal Genetics and Breeding	Russian Federation	vitko2007@yandex.ru
Sadirkhanova	Nigiar	Ministry of Ecology and Natural Resources of Azerbaijan	Azerbaijan	nigarsadixanova@mail.ru
Schucht	Simone	INERIS	France	simone.schucht@ineris.fr
Spranger	Till		Germany	till.spranger@bmu.bund.de
Sutton	Mark Alexander	Centre for Ecology & Hydrology (CEH)	United Kingdom	ms@ceh.ac.uk
Trifanov	Aleksei	SZNIIMESH	Russian Federation	nii@sznii.ru
Valli	Laura	CRPA	Italy	L.valli@crpa.it
Van der Hoek	Klaas	RIVM	The Netherlands	klaas.van.der.hoek@rivm.nl
Vasiliev	Segey	International Cooperation Department Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation	Russian Federation	svas@mnr.gov.ru
Velardi	Maria	ENEA	Italy	maria.velardi@enea.it
Webb	J.	AEA Technology Plc	United Kingdom	j.webb@aeat.co.uk
Winiwarter	Wilfried	IIASA	Austria	winiwarter@iiasa.ac.at
Wulf	Sebastian	KTBL	Germany	s.wulf@ktbl.de
Zavalin	Alexey	Russian Academy of Agricultural Sciences	Russian Federation	otdzem@mail.ru

Приложение 2. Резолюция практического семинара

Снижение выбросов аммиака в регионе ЕЭК и странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии в контексте азотного цикла

29 февраля 2012 года, Санкт-Петербург, Российская Федерация

Принимая во внимание, что в сферу полномочий Целевой группы ЕЭК по химически активному азоту, учрежденной под эгидой Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния, входит

- a) предоставление технической информации с целью создания возможностей для разработки комплексной концепции снижения выбросов химически активного азота (Nr) и их последствий, а также комплексного подхода к нему;
- b) улучшение координации действий по разработке комплексной политики в отношении Nr; и
- c) поиск возможностей синергетического взаимодействия между стратегиями по борьбе с загрязнением воздуха и другими стратегиями,

выражая признательность СЗНИИМЭСХ за гостеприимство при приеме и совместной организации в Санкт-Петербурге седьмого совещания Целевой группы по химически активному азоту, благодаря которому в нем смогли принять участие при поддержке многих других стран многочисленные специалисты из стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии,

признавая, что снижение выбросов аммиака является частью комплексного подхода к сокращению выбросов химически активного азота (Nr) и смягчению их воздействия на процессы подкисления, эвтрофикации и изменения климата и что оно может способствовать в местном, региональном и глобальном масштабах эффективному использованию питательных веществ (азота) как растениями, так и животными,

отмечая тот факт, что сельскохозяйственный сектор в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии обширен и разнообразен и что с учетом этого был проведен специальный однодневный практический семинар с целью обмена информацией о возможных вариантах уменьшения выбросов аммиака в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии в контексте азотного цикла, а также в странах региона ЕЭК, выражая удовлетворение тем, что на этом семинаре присутствовали 47 делегатов из 16 различных стран: Азербайджана, Беларуси, Германии, Дании, Ирландии, Италии, Казахстана, Канады, Молдовы, Нидерландов, Российской Федерации, Румынии, Соединенного Королевства, Украины, Чешской Республики и Швейцарии,

участники семинара решили:

1. Одобрить результаты научных исследований, выводы и предложения, представленные в сообщениях участников рабочего совещания;
2. содействовать укреплению сотрудничества и обмену информацией между восточными и западными странами;

3. выступить с предложением учредить группу экспертов по проблемам азота в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии в рамках Целевой группы по физически активному азоту в целях а) выявления специфических систем и практики управления азотом в этих странах и б) содействия развитию сотрудничества между странами Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии и во всем регионе ЕЭК, включая сотрудничество с другими группами экспертов ЦГХАА. Основное внимание группа должна уделять i) повышению уровня осведомленности и расширению объема знаний о выбросах химически активного азота (Nr) и ii) исследованию различных вариантов комплексного управления азотом для снижения этих выбросов, iii) обновлению коэффициентов выбросов из сельскохозяйственных источников в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии и их сопоставлению со Справочным руководством по инвентаризации выбросов загрязнителей воздуха *Европейской программы наблюдения и оценки/Европейского агентства по окружающей среде* (ЕМЕП/ЕАОС);

4. координировать деятельность группы экспертов по проблемам азота в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии в составе Целевой группы по химически активному азоту с деятельностью Координационной группы для Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии путем:

- а) планирования совместных мероприятий;
- б) приложения совместных усилий по поиску финансирования для объединенных проектов и их реализации;
- в) обмена информацией и внедрения полученных результатов во всех странах региона;
- г) перевода документов группы экспертов по проблеме азота в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии на английский и русский языки (по возможности) для обеспечения их доступности экспертам из широкого круга стран;

5. просить организаторов и участников опубликовать представленные на семинаре доклады и сообщения в сборнике его материалов и изучить возможности для издания этого сборника материалов на английском и русском языках;

6. подготовить ряд статей по проблемам химически активного азота для опубликования в ведущих научных журналах в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии;

7. довести резолюцию практического семинара до соответствующих заинтересованных организаций в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии и органов Конвенции, в частности до членов Рабочей группы по стратегиям и обзору и Координационной группы для Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии;

8. рекомендовать обращаться за более подробной информацией к организаторам практического семинара или сопредседателям Целевой группы по химически активному азоту (tfrrn@ceh.ac.uk).

Источник:

http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/air/WGSR_50th/EC_E_FB_AIR_WG_5_2012_3_R.pdf

.....

K.W. Van der Hoek | N.P. Kozlova (editors)

.....

RIVM report 680181001/2014

This is a publication of:

**National Institute for Public Health
and the Environment**

P.O. Box 1 | 3720 BA Bilthoven
The Netherlands
www.rivm.nl

April 2014

